Epandage de produits residuaires organiques et fonctionnement biologique des sols: De la quantification des impacts sur les cycles carbone et azote a l'evaluation multicritere de la pratique a l'echelle de la parcelle

Fiona Obriot

▶ **To cite this version:**

Fiona Obriot. Epandage de produits residuaires organiques et fonctionnement biologique des sols: De la quantification des impacts sur les cycles carbone et azote a l'evaluation multicritere de la pratique a l'echelle de la parcelle. Sciences du Vivant [q-bio]. AgroParisTech, 2016. Français. NNT : . tel-02801385

HAL Id: tel-02801385
https://hal.inrae.fr/tel-02801385

Submitted on 5 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

n° 2016 AGPT 0021

Doctorat AgroParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement

Spécialité : Sciences de l'Environnement

présentée et soutenue publiquement par

Fiona OBRIOT

le 14 avril 2016

EPANDAGE DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES ET FONCTIONNEMENT BIOLOGIQUE DES SOLS: DE LA QUANTIFICATION DES IMPACTS SUR LES CYCLES CARBONE ET AZOTE A L'EVALUATION MULTICRITERE DE LA PRATIQUE A L'ECHELLE DE LA PARCELLE

Directrice de thèse : **Sabine HOUOT**

Co-encadrante de la thèse : **Laure VIEUBLE-GONOD**

Jury

Mme. Edith LECADRE, Maitre de conférences (HDR), Supagro, Montpellier	Rapporteur
M. Steven SLEUTEL, Professeur, Université de Gent, Belgique	Rapporteur
Mme. Claire CHENU, Professeur, AgroParisTech, Versailles-Grignon	Présidente du jury
M. Bernard NICOLARDOT, Professeur, Agrosup, Dijon	Examinateur
Mme. Sabine HOUOT, Directrice de Recherche, INRA, Versailles-Grignon	Directrice de thèse
Mme. Laure VIEUBLE-GONOD, Enseignant-chercheur, AgroParisTech, Versailles-Grignon	Co-encadrante de thèse

INRA-AgroParisTech
UMR Ecologie Fonctionnelle et Ecotoxicologie des AgroEcosystèmes
1 avenue Lucien Bretignière 78850 Thiverval-Grignon

Remerciements :

Je remercie l'ensemble des membres du jury, et plus précisément Steven Sleutel, Edith Le Cadre et Bernard Nicolardot qui ont accepté de juger ce travail. Je tiens également à remercier tout particulièrement Claire Chenu pour sa présidence lors de la soutenance mais aussi pour ses discussions, ses propositions de postes en tant qu'enseignant de TD, son sourire, son expérience, et sa motivation contagieuse ! Un grand merci. J'espère que ce manuscrit saura susciter votre intérêt et engager de vives discussions.

Un grand merci à Sabine Houot qui a dirigé ce travail de thèse, son soutien, ses connaissances partagées, son professionnalisme et sa patience pour une thésarde (un peu trop) maladroite, mais aussi sa complicité dans les oraux partagés et nos discussions scientifiques.

Laure Vieublé-Gonod mérite aussi un chaleureux merci pour son implication, sa bonne humeur, son regard expérimenté des « imperfections » des manuscrits (thèses ou articles), son soutien sans faille, sa réactivité et ses conseils avisés.

Je n'aurais rien pu faire sans la formation et l'aide des personnes suivantes : Yolaine Goubard-Delaunay (merci pour la vision d'un travail passion où l'implication sans faille est une vraie valeur), Jean-Noël Rampon (merci pour son côté « papa » au grand cœur et ses excellents carrés de Salers), Véronique Etievant (merci pour son aide lors des manipes mais aussi de la complicité qui s'est installée entre nous), Muriel Joly (merci pour les déblocage SKALAR et pour ta voix qui animait le labo), Denis Montenach (merci pour les échanges de mails qui fusaient), Vincent Mercier (merci pour le terrain). Un grand merci à l'équipe de Dijon qui ont su m'encadrer, m'apprendre et surtout stocker mes échantillons : Alain Hartmann, Laurent Philippot, Géraldine Depret, David Bru, Jérémie Béguet, Najoi El-Azhari. Je tiens donc à les remercier pour les connaissances partagées, les gestes à faire et à ne pas faire, et leur patience.

Agathe Revallier doit aussi recevoir son lot de remerciements car dès le début on a su tisser un lien professionnel (côté Véolia) mais aussi amical (séjour à Copenhague en même temps, concert sur la place de la République...). J'ai adoré sa rapidité dans les relectures des articles, posters, oraux, sa capacité à dire si c'est intéressant ou non, et son regard juste. Alors plusieurs mercis !

Je tenais à remercier également les personnes qui ont collecté d'autres données et qui les ont partagées avec moi pour l'élaboration d'un travail plus vaste et complet : Olivier Crouzet (la nitrification), Nathalie Cheviron (les enzymes), Patricia Garnier (modélisation) et Sophie Génermont (volatilisation d'ammoniac), Patricia Laville (émissions de N_2O).

On ne fait pas seulement que travailler à Grignon, il nous arrive de manger aussi. C'est d'ailleurs un endroit où l'on rencontre pas mal de monde que je n'oublierai pas : Marjolaine Deschamps (pour ses rations parfois identiques aux miennes), Pierre Benoit (et ses pâtes de fruit), les Valéries Pot et Dumény, Dalila Hadjar, Benjamin Baatard (voisin de bureau aussi), sans oublier la bande des Archéos (Marie G, Marie-K, Jeanne de Flo, Dr. Cammas Cécilia, Marylise...).

Je souhaiterais aussi insister sur les personnes avec qui j'ai passé le plus de temps ou en tout cas dans le même endroit. J'ai nommé mes collègues *Kikis* de bureau à savoir Ophélie Sauzet (Reine kiki), Paul-Emile Noirot-Cosson (chanteur et champion du monde de Hockey Subaquatique, excusez du peu...) et Karen Lammoglia (la plus belle des mariées). Sans oublier ceux qui nous ont quitté plus tôt dans ce charmant bureau mais que je n'ai jamais oublié : Marie Eden et Laetitia.

Mais il n'y a pas que l'aile C et le bureau 013C. Il y a aussi l'aile B où plusieurs thésards et ingénieurs non permanents ont compté pour moi : Amira Askri, Quentin Aemig, Florian Chabauty (alias Flo-Gyver) et sa belle Jeanne Brancier, Anaïs Goulas, Laure Vogel (ou dame Laurette), Alix Bell, Myriam Germain (super R), Marie Stauffer, Aurore Andrialamalala, Sabrina Ferhi.

J'ai aussi fait de belles rencontres sur les autres sites INRA. Sur le site de Dijon, j'ai partagé de bons moments avec Aude, Jessica et Sébastien, mais aussi à l'INRA de Versailles, mon grand copain de master et désormais docteur Sylvain Corbel, ainsi que ma copine de l'INRA de Reims et ex-collègue stagiaire de bureau à Grignon Marie Sauvadet et enfin mon pote de promo de M2 Biosphère continentale de l'INRA de Nancy Thieuma Petit plus connu sous le vrai nom de Matthieu Lemeur.

Je dédicace aussi ce manuscrit à mes amis de la vie hors de la thèse à savoir Les Goats (Mathieu dit Pollux, Dam surnommé Fatty (car « everybody knows a fatty boy »), Franck (le Reihseir), Vincent (Gros nigaud), et Noé (Viva Argentina !)), mais aussi Corinne, Yves,

l'ingé, Sylvain, ainsi que mes amis de Poissy : Marine, Carole, Maël, Coco, Max, Seb, Jo, Nico, Martin, Virgi, et enfin ceux qui sont comme mes frères et sœurs : Caroline et Hdidi ainsi que notre petite loutre Félix.

Un énorme merci au soutien de ma petite sœur Océanne qui a su comprendre l'intérêt de faire une thèse et un clin d'œil au Som qui est un chouette beau-frère, ainsi qu'à David et Many. Et surtout un bisou à la toute nouvelle Fleur-Pi Mai.

Et surtout un Merci à Mon Nith, qui m'a supportée dans cette dure épreuve et me supporte au quotidien.

Introduction générale 17

CHAPITRE 1. ETAT DES CONNAISSANCES, ENJEUX ET PROBLEMATIQUES . 23

1. PRO valorisés en agriculture en France 24
   1.1. Ressources 24
   1.2. Traitements 25
   1.3. Hétérogénéité de la production à l'échelle nationale 28
   1.4. Qualification juridique des PRO et réglementation des épandages 29
2. Intérêts agronomiques 32
   2.1. Valeur amendante des PRO 34
   2.2. Valeur fertilisante azotée 37
   2.3. Liens entre valeur fertilisante azotée et valeur amendantes des PRO 41
   2.4. Autres valeurs fertilisantes : P, K… 42
   2.5. Effet sur les rendements des plantes 43
   2.6. Microflore du sol 43
      2.6.1. Abondance des microorganismes du sol 44
      2.6.2. Diversité des microorganismes du sol 46
         2.6.2.1. La nitrification 46
         2.6.2.2. La dénitrification 49
      2.6.3. Activités microbiennes 51
         2.6.3.1. Minéralisation C 51
         2.6.3.2. Activités enzymatiques des microorganismes du sol 52
3. Impacts environnementaux associés à l'utilisation des PRO 53
   3.1. Impacts liés à la valeur fertilisante azotée 53
      3.1.1. volatilisation d'ammoniac 54
      3.1.2. Emissions de N_2O 55
      3.1.3. Lixiviation de nitrates 56
   3.2. Apports de contaminants par les PRO 57

3.2.1. Contaminants biologiques 58
3.2.2. Contaminants inorganiques (ETM) 58
3.2.3. Contaminants organiques (CTO) 60
4. Bilan des effets 60
5. Evaluation multicritères de la pratique d'épandage des PRO 62
5.1. Bilan C ou « *carbon footptint* » 63
5.2. Evaluation des services écosystémiques 64
5.3. Définition de la qualité des sols et introduction d'indices de qualité des sols (IQS) 67
6. Conclusion 71

CHAPITRE 2. PRESENTATION DES SITES EXPERIMENTAUX 73
1. QualiAgro 74
1.1. Contexte pédoclimatique 74
1.2. Présentation de l'essai 75
1.3. Succession culturale 76
1.4. PRO épandus 77
1.5. Caractéristiques analytiques des PRO 78
1.6. Doses de PRO épandus et flux de C et N associés 83
1.7. Fertilisation minérale 84
1.8. Suivi du site de QualiAgro entre 2011 et 2013 84
1.8.1. Itinéraire technique et prélèvements des sols 86
1.8.2. Données climatiques 87
2. Colmar 88
2.1. Contexte pédoclimatique 88
2.2. Présentation de l'essai 89
2.3. Succession de cultures 90
2.4. PRO épandus 91
2.5. Caractéristiques analytiques des PRO utilisés 93
2.6. Doses et flux majeurs des PRO épandus 97

2.7. Fertilisation minérale 97

2.8. Suivi du site de Colmar entre 2010 et 2013 99

2.8.1. Itinéraire technique et prélèvements de sol 101

2.8.2. Données climatiques 102

3. Échantillonnage des sols 103

4. Analyses statistiques 104

CHAPITRE 3 : EFFETS D'UN APPORT DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES SUR LES CYCLES BIOGEOCHIMIQUE DU CARBONE ET DE L'AZOTE DANS LES SOLS 105

1. Introduction 106

2. Démarche expérimentale 109

2.1. Prélèvements et caractéristiques des sols témoins des sites de QualiAgro et Colmar 109

1.1. Caractéristiques des PRO utilisés (épandages 2011 de QualiAgro et 2013 de Colmar) 112

1.1.1. Caractéristiques physico-chimiques 112

1.1.2. Caractérisation de la MO des PRO 114

1.1.3. Teneurs en micropolluants (ETM, HAP et PCB) 115

1.2. Incubations sol témoin + PRO en microcosmes 117

1.2.1. Minéralisation du C et du N en conditions contrôlées de laboratoire 117

1.2.1.1. Analyse du C-CO_2 119

1.2.1.2. Modélisation de la minéralisation du C 120

1.2.1.3. Extraction et dosage de l'azote minéral 121

1.2.1.4. Calcul des dynamiques de minéralisation du N des PRO 122

1.2.2. Analyses microbiennes 122

1.2.2.1. Quantification de la biomasse microbienne 123

1.2.2.2. Dosage de l'ergostérol 124

1.2.2.3. Extraction de l'ADN des sols 125

1.2.2.4. Quantification par PCR quantitative des communautés bactériennes, fongiques, des *Creanarchaeota*, nitrifiants et dénitrifiants 125

1.3. Analyses des émissions gazeuses : 128
1.3.1. Volatilisation du NH_3 128
1.3.2. Emissions de GES N_2O et CO_2 131
2. Résultats et discussions 135
2.1. Comparaison des sols témoins des deux sites 135
2.1.1. Biomasse microbienne 135
2.1.2. Biomasse fongique 137
2.1.3. Abondances des microorganismes spécifiques 138
2.1.4. Minéralisation du C et N organique des sols 139
2.1.5. Synthèse 141
2.2. Dynamiques de minéralisation du C des PRO 141
2.3. Effet des apports de PRO sur les populations microbiennes 143
2.3.1. Comparaison des méthodes chimiques et moléculaires 143
2.3.2. Biomasse microbienne totale 146
2.3.3. Abondance fongique 149
2.3.4. Abondance des *Crenarcheota* 151
2.3.5. Abondance des populations nitrifiantes 151
2.3.6. Abondance des populations dénitrifiantes 156
2.4. Dynamique de minéralisation de l'azote des PRO 159
2.5. Volatilisation d'ammoniac (NH_3) : perte potentielle d'azote lors d'un apport de PRO 165
2.6. Emissions de N_2O : impact sur le changement climatique 170
2.7. Approche du bilan C annuel au champ 177
3. Conclusion 184

CHAPITRE 4 : EFFETS D'APPORTS REPETES DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES 187
1. Introduction 188
2. Prélèvements de sol et analyses 192
2.1. Site QualiAgro 192

2.2. Site de Colmar 194

2.3. Analyses et mesures 196

2.3.1. Suivi de la minéralisation du C et du N organique dans les sols au cours d'incubations en conditions contrôlées de laboratoire 198

2.3.2. Caractérisations microbiennes 198

2.3.3. Nitrification potentielle 199

3. Impact des apports de PRO sur les teneurs et les stocks de C et N dans les horizons de labour des sols 200

3.1. Site QualiAgro 200

3.1.1. Teneurs en C et N 200

3.1.2. Stocks de C et N 202

3.1.3. Flux de C et N *via* les PRO et résidus de culture 203

3.2. Site de Colmar 206

3.2.1. Teneurs en C et N 206

3.2.2. Stocks de C et N 208

3.2.3. Flux de C et N via les PRO et résidus de culture 209

3.3. Discussion 212

4. Impacts d'une fertilisation organique et minérale sur la microflore du sol 214

4.1. Microorganismes totaux : biomasse microbienne, bactéries et champignons 214

4.1.1. Comparaison des méthodes moléculaires et chimiques de mesure des biomasses microbiennes et fongiques 214

4.1.2. Site QualiAgro 215

4.1.2.1. Biomasse microbienne 215

4.1.2.2. Abondance bactérienne 216

4.1.2.3. Abondance fongique 217

4.1.2.4. *Crenarchaeota* totales 219

4.1.3. Site de Colmar 220

4.1.3.1. Biomasse microbienne 220

4.1.3.2. Abondance bactérienne 221

4.1.3.3. Abondances fongiques 222

4.1.3.4. *Creanarcheota* totales 223
4.1.3.5. Discussion 224
4.2. Impact des apports répétés de PRO sur les microorganismes du cycle de l'azote 226
4.2.1. Microorganismes nitrifiants 226
4.2.1.1. Site QualiAgro 226
4.2.1.2. Site de Colmar 227
4.2.1.3. Discussion 229
4.2.2. Microorganismes dénitrifiants 232
4.2.2.1. Site QualiAgro 233
4.2.2.2. Site de Colmar 234
4.2.2.3. Discussion 235
4.3. Synthèse des effets des apports de PRO sur les paramètres microbiens 236
4.3.1. Site QualiAgro 236
4.3.2. Site de Colmar 238
5. Impact des apports répétés de PRO sur le C minéralisable et le N potentiellement disponible 239
5.1. Carbone minéralisable des sols 239
5.1.1. Site QualiAgro 239
5.1.2. Site de Colmar 243
5.2. Minéralisation de l'azote 246
5.2.1. Site QualiAgro 246
5.2.2. Sitede Colmar 250
5.3. Estimation de l'azote potentiellement disponible après apports de PRO 253
5.3.1. Site QualiAgro 254
5.3.2. Site de Colmar 255
6. Comparaison des deux sites d'études 259
6.1. Effet site 259
6.2. Variations temporelles dans les parcelles témoins 260
6.2.1. Site QualiAgro 261

6.2.2. Site de Colmar 262
6.3. Analyse de la totalité des données par site 263
6.3.1. Site QualiAgro 263
6.3.2. Site de Colmar 264
7. Rendements des cultures 265
7.1. Site QualiAgro 266
7.1.1. Rendement pendant les campagnes de mesures 266
7.1.2. Evolution des rendements depuis la mise en place de l'essai 266
7.2. Site de Colmar 268
7.2.1. Rendements pendant les campagnes de mesure 268
7.2.2. Evolution des rendements depuis la mise en place de l'essai 269
8. Coefficients apparent d'utilisation (CAU) des PRO 270
8.1. Site QualiAgro 271
8.2. Site de Colmar 272
9. Conclusion 273

CHAPITRE 5 : APPROCHE DU BILAN CARBONE DE L'INSERTION DES PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES DANS LA FERTILISATION DE SYSTEMES DE GRANDES CULTURES 277

1. Introduction 278
2. Définitions des systèmes et flux considérés 282
2.1. Bilan simplifié du C 285
2.2. Conventions de calcul 287
2.3. Périodes de calcul 287
2.4. Traitements considérés 290
2.5. Détails des étapes de calculs pour la définition du bilan simplifié de C 290
2.5.1. Emissions de N_2O après apport de PRO 290
2.5.2. Emissions de N_2O après apports d'engrais. 291
2.5.3. Emissions de GES correspondant à l'énergie consommée pour la fabrication des engrais. 292

2.5.4. Evaluation des émissions évitées liées à la fabrication et à l'apport des engrais substitués par les PRO 292

2.5.5. Evaluation de l'impact C lié aux passages des tracteurs lors de l'épandage et enfouissement de PRO, et l'épandage d'engrais minéraux. 294

2.5.6. Evaluation de l'évolution des stocks de C dans les sols correspondant aux deux années étudiées. 300

2.5.7. Emissions de GES liées au compostage des PRO. 301

2.6. Calcul du bilan C 304

3. Résultats 304

3.1. Bilan au champ 304

3.2. Bilan global prenant en compte le processus de compostage en amont de la pratique au champ. 310

4. Discussion 318

4.1. Considération générale de l'insertion des PRO dans les bilans carbone 318

4.2. Utilisation des PRO : substitution potentielle de fertilisant N 319

4.3. Utilisation de PRO : amélioration du stock de C dans les sols 320

4.4. Des émissions de N_2O plus faibles par rapport aux références proposées par le GIEC 322

4.5. Une contribution variable des postes d'émissions liées aux caractéristiques des PRO et aux modes de raisonnement des apports 323

4.6. Conséquence de la prise en compte de l'amont : fabrication des PRO 324

4.7. Innovation dans l'élaboration de la méthode de calcul du bilan C 325

5. Conclusion 326

CHAPITRE 6 : BILAN DES IMPACTS DES APPORTS DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES SUR LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES RENDUS PAR LES SOLS 329

1. Introduction 330

2. Sol, habitat et support de biodiversité 335

3. Disponibilité de l'azote et substitution des engrais minéraux 336

4. Rendements des cultures et service de production 339

5. Service de régulation du climat 340

6. Conclusion 342

CHAPITRE 7 : INDICES MULTICRITERES DE LA QUALITE DES SOLS ET DES CULTURES POUR EVALUER LA PRATIQUE D'EPANDAGE DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES A L'ECHELLE DE LA PARCELLE 345

CONCLUSION GENERALE LIMITES ET PERSPECTIVES 407

REFERENCES 413

ANNEXE 1 : Mesures additionnelles des incubations sol+PRO 449

Annexe 1.1 Abondance bactérienne 449

Annexe 1.2. Abondance des champignons 449

ANNEXE 2 : Incubations Sol+PRO à 20°C avec des cylindres de sol 451

Annexe 2.1. Minéralisation du C (20°C) 451

Annexe 2.2. Minéralisation du N (20°C) 451

ANNEXE 3 : Représentation graphique de la disponibilité en N 453

Annexe 3.1. Site QualiAgro 453

Annexe 3.2. Site de Colmar 453

INTRODUCTION GENERALE

L'épandage de déchets organiques sur les sols agricoles est une pratique ancestrale qui a commencé avec les déjections animales et s'est diversifiée ces dernières années avec de nouveaux déchets tels que des déchets urbains et industriels et des boues de station d'épuration. Ces matières sont regroupées sous la dénomination de produits résiduaires organiques (PRO). Les effluents d'élevages représentent le gisement de PRO le plus important avec 274 millions de tonnes (Mt) brutes en 2012 dont environ 50% sont émis directement sur pâture. Les 50% restants sont principalement des fumiers et lisiers de bovins, des lisiers de porcins, et sont épandus encore très souvent sans traitement préalable (Esco mafor, 2014). Les quantités épandues de produits résiduaires organiques (PRO) d'origines urbaine et industrielle sont de l'ordre de 0.7 Mt sèches environ pour les boues d'épuration urbaines, 2.2 Mt brutes pour les composts et digestats issus de déchets urbains et 1.8 Mt sèches pour les effluents industriels. Au total, plus de 25% des surfaces de grandes cultures (notamment maïs, blé tendre et colza) et près de 30% des surfaces de prairies ont reçu un épandage de PRO en 2011 (Esco mafor, 2014).

La valorisation agronomique des PRO en agriculture présente différents intérêts. Elle permet notamment de réduire les quantités de déchets mis en centres de stockage ou incinérés et d'augmenter le recyclage des déchets comme stipulé dans la directive cadre "Déchets". Elle permet également la substitution d'une partie des engrais minéraux utilisés en agriculture, de par leur intérêt fertilisant qui se traduit par une économie de ressources non renouvelables (énergie fossile utilisée pour la synthèse des engrais azotés de synthèse, extraction de phosphate minéral) et s'intègre par conséquent dans une démarche d'économie circulaire.

Ces PRO valorisés en agriculture présentent des caractéristiques très différentes du fait de la diversité des déchets d'origine et des traitements (biologiques, physiques ou physico-chimiques) qu'ils peuvent subir avant épandage. Les différents traitements (compostage, méthanisation, séchage, chaulage…) ont pour objectifs de réduire les volumes de déchets, de les hygiéniser, de stabiliser la matière organique (MO), de diminuer les nuisances olfactives et dans certains cas, de produire de l'énergie.

Ces déchets solides, pâteux ou liquides, sous forme brutes ou traités, de par leur composition, peuvent présenter des propriétés fertilisantes et/ou amendantes, intéressantes pour les cultures et/ou les sols. Du fait du rôle fondamental de la MO dans les sols, l'épandage de PRO, en modifiant les quantités et la dynamique de la MO, peut avoir un effet sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des solset en conséquence sur un grand nombre de services écosystémiques rendus par les sols.

La durée et l'intensité des effets dépendent du nombre d'apports et peuvent s'exercer à plus ou moins long terme. A court terme (<1 an) les effets liés à l'apport d'éléments nutritifs s'exercent en priorité si ces éléments fertilisants sont facilement disponibles. En revanche, les effets des apports de PRO sur les stocks et la dynamique de la MO dans le sol deviennent vraiment observables et étudiables à moyen (1-10 ans) et long termes (>10 ans).

La pérennité de cette filière de valorisation agricole de PRO ne peut néanmoins être envisagée qu'après avoir évalué ses impacts environnementaux et sanitaires. En effet, les épandages de PRO peuvent également être à l'origine d'apports de contaminants organiques (HAP, PCB…), de contaminants inorganiques (ETM), de pathogènes. Des impacts environnementaux peuvent aussi être liés à l'intérêt agronomique des PRO comme par exemple la lixiviation de nitrates en cas de concentrations trop élevées de N minéral dans le sol avant période de drainage, les émissions de gaz à effet de serre (GES) ou la volatilisation d'ammoniac (NH_3).

A partir de ce constat, il apparait nécessaire de quantifier les effets positifs à plus ou moins long terme, d'apports répétés de PRO tout en considérant les effets négatifs de cette pratique d'épandage de PRO et de développer des outils pour évaluer les effets des apports de PRO sur la qualité des sols et/ou des cultures et la capacité des sols à fournir des services écosystémiques.

Il existe des liens entre les pratiques agricoles, le fonctionnement du sol et les services écosystémiques délivrés par les sols (Williams and Hedlund, 2014). La grande variabilité des contextes agricoles (gestion, nature du sol, climat...) ne permet pas de donner des conclusions universelles. Quantifier les services écosystémiques peut être difficile car la plupart des services incluent de multiples fonctions. Mais certaines fonctions et propriétés du sol peuvent être plus rapidement mesurables et avoir des liens étroits et sensibles à ces services en

question. En conséquence, ils peuvent être utilisés comme des indicateurs des services écosystémiques (Dale and Polasky, 2007).

Cette thèse a pour objectif général de regarder les effets des PRO sur différents paramètres des sols et des cultures à différents pas de temps et de les agréger afin de proposer un outil d'évaluation multi-critères de la pratique.

Plus spécifiquement, nous avons cherché à :

1. évaluer en condition contrôlées de laboratoire, les effets à court terme d'un apport de PRO sur les dynamiques du carbone et de l'azote et les activités microbiennes associées dans 2 sols provenant de 2 sites d'observation au champ des effets d'apports réguliers de PRO. Le but était (i) de discuter des effets des PRO sur les abondances microbiennes, les activités respiratoires et de minéralisation de l'N, (ii) de quantifier les émissions gazeuses (NH_3 et N_2O) associées à l'usage des PRO et (iii) d'interpréter les résultats par rapport aux caractéristiques physico-chimiques des PRO, en particulier celles de leur matière organique ;
2. évaluer l'effet d'apports répétés de ces différents types de PRO sur la microflore des sols des 2 sites d'observation au champ et la disponibilité de l'azote dans ces sols (effets résiduels et cumulés d'apports répétés pendant plus de 10 ans), et de les comparer aux effets à plus court terme d'un apport supplémentaire ;.
3. réaliser un bilan C de la pratique d'épandage à l'aide des données collectées sur les deux sites d'études, ceci pour une campagne d'épandage correspondant à 2 années culturales ;
4. synthétiser l'impact des résultats acquis dans les précédents chapitres et les transcrire en services écosystémiques rendus par les sols soumis à épandage de PRO.
5. et enfin, agréger les multiples mesures faites sur un des sites étudiés pour développer des indices multicritères de qualité du sol et des cultures. Pour cela, outre les mesures réalisées dans le cadre de la thèse, les nombreuses mesures effectuées en routine ou dans le cadre d'autres projets sur les sols et les récoltes du dispositif de QualiAgro ont été mobilisées.

Ces travaux de thèse ont été réalisés dans le cadre du projet ECOSOM « *soil organic matter as a key factor in the provision of soil ecosystem services* » issu du programme européen SNOWMAN. Les travaux de recherche du projet ECOSOM avaient pour objectifs d'étudier la matière organique et la structure du sol en tant que facteurs clés dans le fonctionnement des sols et la fourniture des services écosystémiques, tels que le maintien d'une biodiversité fonctionnelle, la régulation du climat et de l'eau, la production agricole, etc. La compréhension des mécanismes biologiques, chimiques et physiques liant la pratique agricole d'épandage aux services écosystémiques a fait l'objet de suivi expérimental basé sur les 2 essais au champ de longue durée étudiés où différents types de PRO ont été apportés depuis plus de 10 ans. La pratique du recyclage des PRO en agriculture a pour objectif d'améliorer durablement la fourniture de services écosystémiques par le sol aux agriculteurs. Ce projet a regroupé différents acteurs académiques et industriels, nationaux et internationaux, à savoir : Véolia, l'INRA, AgroParistech, Alterra, UmeaUniversity et Formas, Skb.

Les 2 sites expérimentaux de longue duréeutilisés étaient le site QualiAgro (Ile de France) et Colmar (Alsace) ayant reçu des PRO depuis la mise en place des essais. La gestion du site et les contextes pédoclimatiques différents des deux sites ont été pris en compte dans la démarche globale.

La **Figure 1.1** représente les objectifs et la structuration du manuscrit de thèse. Une synthèse bibliographique fait l'objet du **Chapitre 1**. Le **Chapitre 2** décrit les sites d'étude utilisés. Le **Chapitre 3** s'attache à répondre à l'objectif 1 et à préciser les effets d'un apport unique de différents PRO. Ensuite, le **Chapitre 4** cherche à répondre au deuxième objectif qui est de comparer les effets de différents PRO sur la microflore et ses activités après des apports répétés (effets résiduels) et à la suite d'un nouvel apport récent en situation réelle à l'aide de prélèvement au champ. Le **Chapitre 5**, a pour but de répondre au troisième objectif qui est de réaliser un bilan C des apports répétés de PRO sur 1 campagne d'épandage (2 ans) en prenant en compte les émissions gazeuses (**Chapitre 3**) et les substitutions azotées (**Chapitre 4**). Le **Chapitre 6** transcrit les résultats obtenus au cours des **Chapitres 3, 4 et 5** en services écosystémiques rendus par les sols soumis à épandage. Enfin, le dernier chapitre, le **Chapitre 7** (objectif 5) présente le développement d'indices de qualité des sols et des cultures permettant d'évaluer la pratique des apports de PRO.

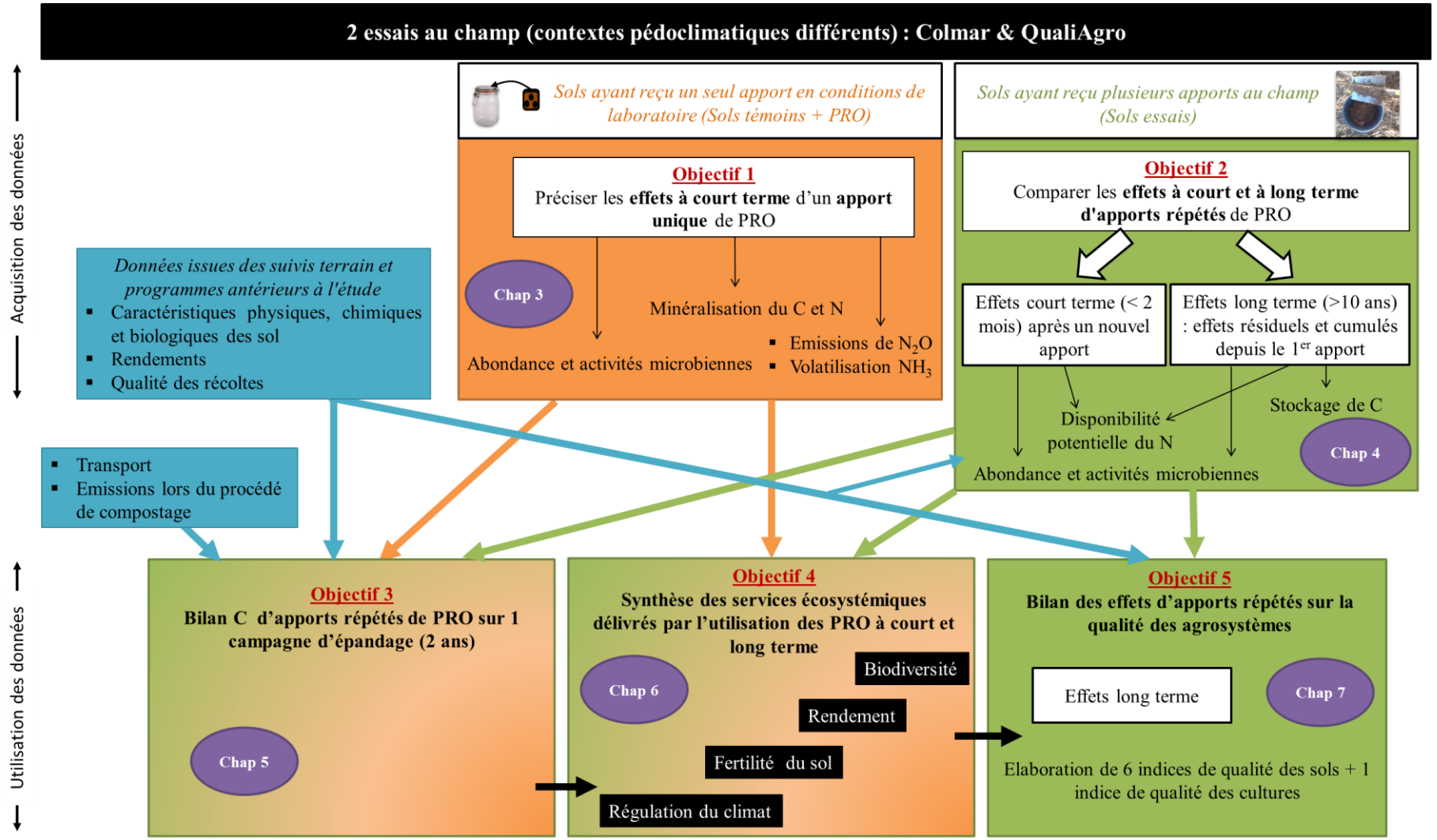


Figure 1.1. Schéma synthétisant les objectifs de la thèse et les principaux moyens pour y répondre.

CHAPITRE 1. ETAT DES CONNAISSANCES, ENJEUX ET PROBLEMATIQUES

1. PRO valorisés en agriculture en France

1.1. Ressources

Les PRO qui peuvent potentiellement être épandus sur les sols agricoles proviennent des activités agricoles, urbaines et industrielles. Les PRO majoritairement épandus en quantités sont les effluents d'élevage "récupérables" qui correspondent aux déjections émises en bâtiments et non au champet qui représentent environ 50% de latotalité des effluents d'élevage. Ces effluents "récupérables" sont épandus sur sols agricoles, en grande majorité sanstraitement préalable. En 2012, 109 Mt MB d'effluents bruts (dont 87.3 Mt d'effluents bovins) et environ 4.2 Mt MB de composts d'effluents d'élevage ont été épandus. En 2013, moins de 1% des effluents d'élevage ont été méthanisés, les digestats (environ 1.1 Mt MB en 2014) étant ensuite épandus sur les sols agricoles.

Les effluents et déchets organiques industriels épandus sur les sols agricoles ont représenté en 2008, environ 1.8 Mt MS et 0.3 Mt MS ont subi un traitement biologique **(**compostage ou méthanisation). Ces PRO correspondaient essentiellement à des boues et effluents provenant des industries agroalimentaires (notamment des secteurs fruits et légumes, lait, viandes et betterave sucrière) et de l'industrie papetière.

Les boues des stations de traitement des eaux usées urbainessont aujourd'hui pour 42% de la production annuelle, épandus sur les sols agricoles sans compostage préalable (soit environ 0.4 Mt MS en 2011) et pour 31% après compostage (soit 0.3 Mt MS), le reste étant incinéré ou mis en centre de stockage. Une faible fraction de ces boues (environ 360 000 tonnes de matière sèche) est envoyée dans 65-70 unités de méthanisation et conduit à la production de 600 000 tonnes de digestats bruts, une partie de ces boues digérées étant ensuite compostée.

Enfin 14.5% des déchets ménagers sont traités par voie biologique principalement par compostage et encore peu par méthanisation en 2011. Depuis la méthanisation tend à se développer. En fonction des tris et collectes effectués sur les déchets, différents types de composts sont produits : composts de déchets verts à partir des déchets verts des particuliers ou des collectivités, compost d'ordures ménagères résiduelles quand l'extraction de la fraction fermentescible des ordures ménagères est faite sur site de compostage, composts de biodéchets quand cette fraction fermentescible est triée à la source et collectée séparément pour être compostée en mélange avec des déchets verts.

La répartition de l'utilisation des différents types de PRO en contexte de grandes cultures en 2011 est présentée sur la (**Figure 1.2**).

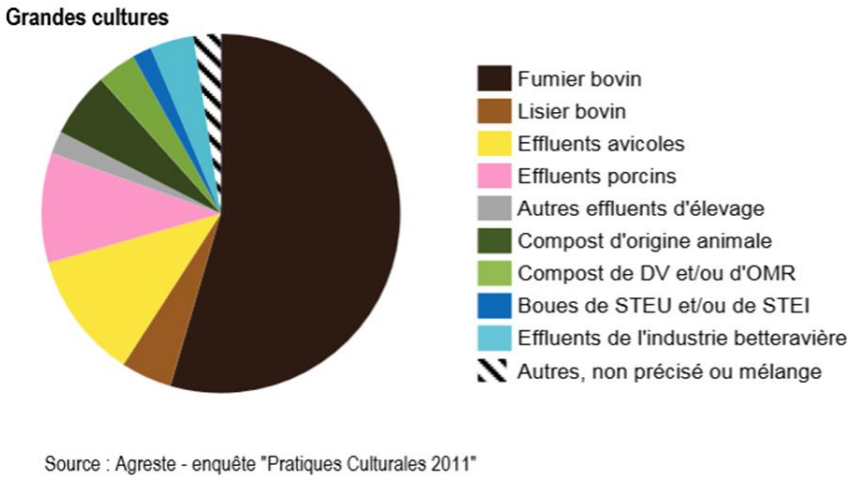


Figure 1.2. Répartition des différentes origines des PRO utilisés en contexte de grandes cultures en 2011. DV : déchets verts, OMR : ordures ménagères résiduelles, STEU : station de traitement des eaux usées, STI : station de traitement industrielle. Source : Agreste-enquête « Pratiques Culturales 2011 » (Esco Mafor, Houot et al. 2014).

1.2. Traitements

Ces matières peuvent être épandues directement sous forme brute, sans traitement préalable, sur les sols ou subir un traitement avant épandage. Ces traitements peuvent être des traitements biologiques (compostage, méthanisation), des traitements chimiques (chaulage) ou physico-chimiques (déshydratation, séchage). Les objectifs de ces traitements peuvent être multiples et consistent à réduire les volumes, réduire les odeurs, stabiliser la MO, réduire la nocivité, produire de l'énergie entre autres.

Ces différentes matières peuvent être traitées seules ou en mélanges (**Figure 1.3**) :

PRO ou Mafor : / Traitement	Effluents d'élevage	Boues d'épuration urbaines	Déchets urbains			Effluents industriels
			Ordures ménagères résiduelles	Biodéchets triés à la source	Déchets verts	
Sans traitement	seuls	seules				
compostage → compost	seuls ou en mélange	en mélange	seules	en mélange	seuls ou en mélange	seuls ou en mélange
digestion anaérobie (méthanisation) → digestat	seuls ou en mélange	seules	seules	seuls ou en mélange	en mélange	seuls ou en mélange
chaulage		oui	oui			

Figure 1.3. Principales voies de traitements des PRO (Esco Mafor, 2014).

Le compostage est un procédé biologique qui se déroule dans des conditions d'aérobiose et qui permet la dégradation et la transformation des substrats riches en matière organique (MO) en compost, une matière organique stabilisée (plusrésistante à la biodégradation) plus homogène. Du fait d'une augmentation importante de la température au cours du procédé (50-70°C), le compostage permet un abattement important des pathogènes pouvant conduire à une hygiénisation.

Le compostage concerne essentiellement les déchets verts des collectivités et des ménages, la fraction fermentescible desordures ménagèresou biodéchets, triée à la source par les particuliers et compostée souvent en mélange avec des déchets verts, les ordures ménagères résiduelles (OMR), restant après collectes sélectives des emballages et contenants secs. Pour cette dernière, la fraction fermentescible est extraite mécaniquement sur site de compostage et compostée seule ou en mélange avec des déchets verts. Le compostage concerne aussi les boues d'épuration urbaines déshydratées (compostée savec des déchets verts ou des écorces permettant la structuration des matières traitées).

Les déchets verts représentent 61% des déchets entrant en compostage, les OMR 11% des déchets reçus en compostage sur des plateformes équipées en amont d'un tri mécano-biologique, alors que les biodéchets des particuliers ne représententque 3% des déchets compostés. Les boues d'épuration représentent une part importante des déchets entrant en compostage (17%). Au total, 85% des tonnages entrant en compostage sont d'origine urbaine.

Enfin actuellement, le compostage est un post-traitement obligatoire pour que les digestats de méthanisation soient considérés comme des amendements organiques (normes NFU 44-051 et NFU 44-095).

La méthanisation, procédé biologique se déroulant en anaérobiose, permet à la fois une production de digestats (MO plus ou moins stabilisée) épandables sur les sols et une production énergétique avec la production de biogaz. Le procédé peut se faire par voie liquide ou "sèche" et en conditions de températures psychrophiles, mésophiles (30-40°C), la plus classiquement utilisée actuellement en France) ou thermophiles (à 45-60°C). Les digestats peuvent être épandus directement ou, le plus souvent, après différents post-traitements (séparation de phases et/ou compostage…). Les déjections animales sont en général traitées en co-digestion avec des effluents agro-industriels, des pailles ou résidus de cultures... Les boues d'épuration urbaines sont souvent digérées seules. La digestion des déchets solides (déchets ménagers, industriels) nécessite leur broyage et l'adjonction d'eau. La digestion anaérobie peut permettre un abattement de bactéries, virus et parasites qui est plus important en conditions thermophiles mais qui n'est pas total.

Des traitements physiques peuvent également être appliqués aux boues d'épuration, aux digestats, aux lisiers et aux fientes dans le but principal de réduire plus ou moins les volumes : épaississement (en présence de floculant) qui conduit à une siccité de l'ordre de 7%, déshydratation (par filtrage, centrifugation…) qui conduit à une siccité de 20-25%, séchage qui s'applique à des boues déjà déshydratées, ayant subi ou non un traitement biologique par digestion, qui peut permettre d'atteindre une siccité de 95% (boues sous forme de poudre ou de granulés). A noter qu'au cours du séchage, la majeure partie de l'azote ammoniacal est perdu par volatilisation (Doublet et al., 2010). Le séchage solaire ou thermique peut permettre une hygiénisation des boues.

Des traitements physico-chimiques comme le chaulage, essentiellement pratiqués sur les boues déshydratées, consistent à ajouter de la chaux dans le but d'augmenter le pH (>11) pour bloquer le processus de fermentation et ainsi stabiliser la matière. Ce traitement permet également une hygiénisation des boues. Environ 30% des boues sont chaulées en France.

1.3. Hétérogénéité de la production à l'échelle nationale

Au total, en 2011, plus de 25% des surfaces de grandes cultures (notamment maïs, blétendre et colza) et près de 30% des surfaces de prairies ont reçuun épandage de PRO. Même si les PRO sont produits sur l'ensemble du territoire, les quantités de PRO disponibles ont une répartition très hétérogène à l'échelle du territoire français, avec des régions où la production de PRO est trop importante (principalement les 2 grands bassins d'élevage que sont la Bretagne et la Normandie) par rapport aux apports maximum en azote définis par la directive "Nitrates", et d'autres régions déficitaires (**Figure 1.4**). Certaines régions comme le nord de la France bénéficient de ressources d'origine industrielle. En Ile de France, où la pression démographique est très importante, les PRO d'origine urbaine (boues de STEP, déchets ménagers...) représentent une source importante à valoriser.

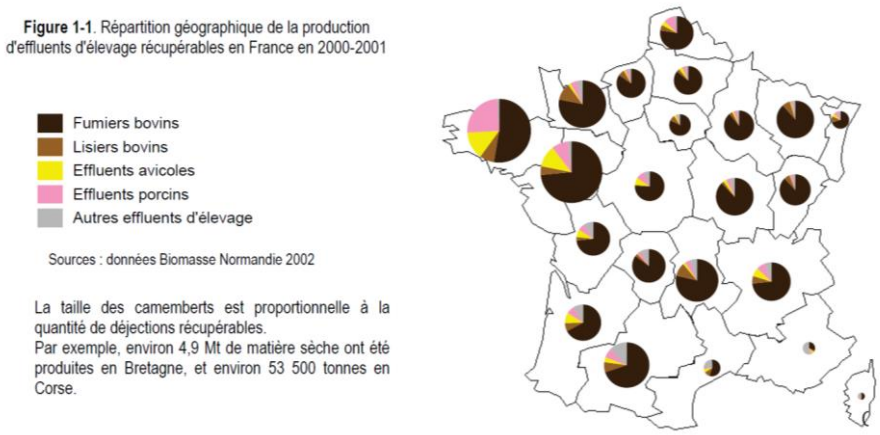


Figure 1.4. Répartition de la production d'effluents d'élevage récupérables en France en 2000-2001 (EscoMafor).

Cette hétérogénéité est à l'origine de transferts de PRO entre régions, ce qui influe sur les coûts de fertilisation avec des PRO. En effetune grande part des coûts sont dues aux transports des PRO entre les sites de compostage et les parcelles agricoles (Rapport ADEME 2015). Certains traitements comme le compostage permet la réduction des tonnages à épandre et donc du temps nécessaireà l'épandage et des couts associés.

1.4. Qualification juridique des PRO et réglementation des épandages

Les PRO peuvent être considérés, d'un point de vue réglementaire, comme des déchets, des sous-produits ou des produits avec des répercussions sur l'étendue de la responsabilité des producteurs et des utilisateurs (**Figure 1.5)**.

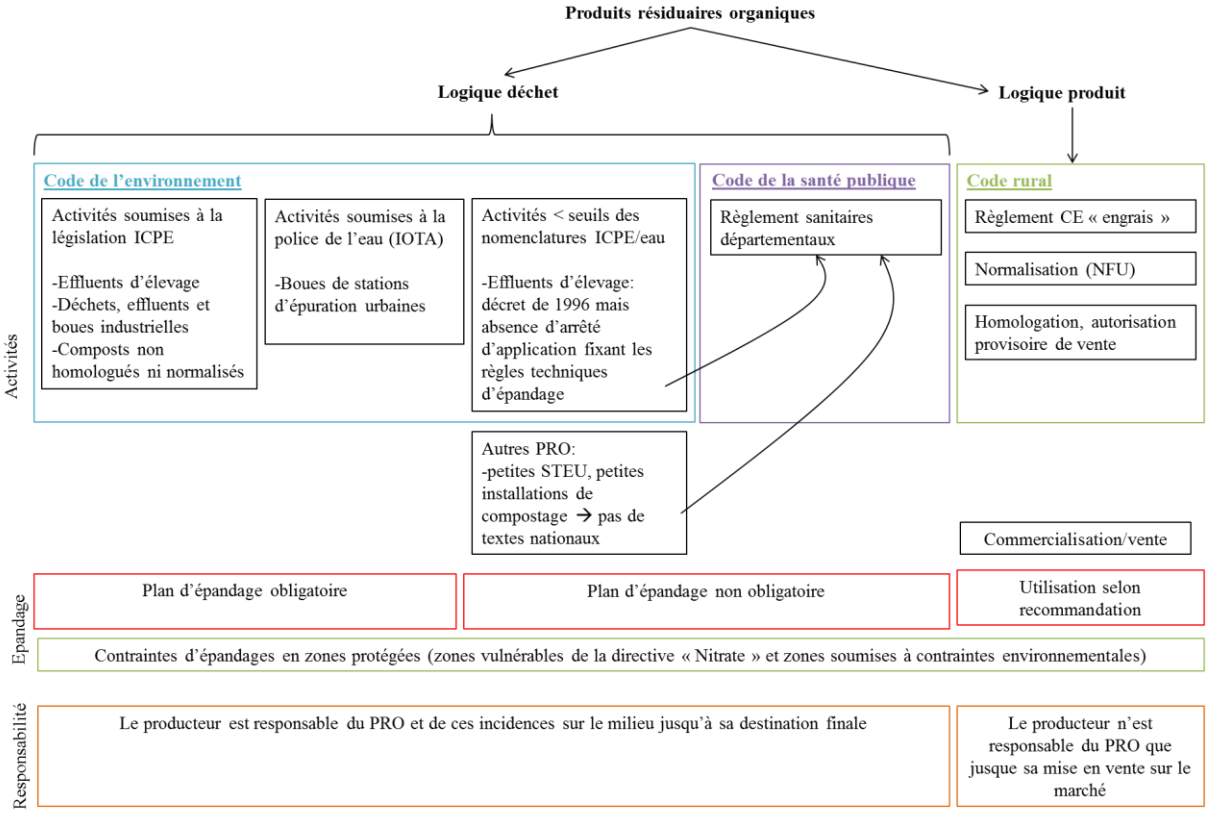


Figure 1.5. Bilan des réglementations applicables aux PRO. (Source : Synthèse de l'EscoMafor (107 pages), 2014 et Recyclage agronomique des matières organiques, D. Plumail et S. Ducotet, Biomasse Normandie, Env. et Technique n°205, av.2001).

Pour acquérir le statut de produit, les PRO doivent être homologués ou normalisés (engrais : NFU 42-001, NFU 42-002, amendements basiques : NFU 44-001, NFU 44-003, ou organiques : NFU 44-051, NFU 44-095). Les principaux types de PRO normalisés sont présentés dans le **Tableau 1.1**.

Tableau 1.1. Principaux types de PRO normalisés

Norme	Type de produit	Exemple de PRO concernés
FU 42-001 ; 42-001-1 et 42-001/A10	Engrais	Fientes de volailles, guano Vinasse viticole Sous-produits animaux et cendres animales Scories de déphosphoration
NFU 42-002 et 42-003	Engrais à teneur déclarée en oligo-éléments	Dénomination de la NFU 42-001 enrichies en oligo-éléments
NFU 44-001	Amendements minéraux basiques	Ecumes de scories
NFU 44-003 en discussion	Amendements basiques	Boues chaulées issues d'un procédé biologique de traitement des eaux usées urbaines
NFU 44-051	Amendements organiques	Fumiers, déjections animales avec et sans litière Composts ou lombricomposts divers ayant subi une digestion anaérobie ou non Matières végétales (tourteaux, fruits ou légumes, vinasses...) Mélanges de matières animales et végétales ayant subi ou non un compostage
NFU 44-095	Amendements organiques	Composts contenant des matières issues du traitement des eaux usées (compost de boues d'épuration urbaines et de certaines boues industrielles)

Aujourd'hui, plus de 95% des quantités de PRO épandues ont un statut juridique de sous-produits (effluents d'élevage) ou de déchets (boues d'épuration, déchets et effluents industriels, grande majorité des digestats…). Environ 5 millions de tonnes de matières brutes sont par ailleurs épandues en tant que « produits » homologués ou « normalisés » (Esco Mafor, 2014).

Pour les PRO considérés comme des sous-produits ou des déchets, les pratiques d'épandage sont réglementées par différents textes relatifs aux lois sur l'eau, lois ICPE (« Installation Classées pour la Protection de l'Environnement »), règlements sanitaires départementaux, Directive « Nitrates ». Les boues d'épuration font l'objet d'une réglementation spécifique (décret du 8 décembre 1997 et arrêté du 8 janvier 1998). L'épandage des PRO est autorisé si et seulement si, ces derniers présentent un intérêt pour les sols et/ou les cultures. Certains de ces PRO doivent également respecter des teneurs seuils en contaminants minéraux (ETM) et

organiques (HAP, PCB) (**Tableau 1.2, Tableau 1.3 et Tableau 1.4)**. Pour ces PRO, des flux maximum d'apports de contaminants dans les sols via les épandages sur 10 ans sont également définis.

La réglementation impose également un plan d'épandage qui prend en compte des contraintes pédologiques (type de sol, topographie…), environnementales (positionnement géographique des parcelles par rapport aux habitations, cours d'eau…) et agronomiques (cultures autorisées).

Les conditions d'utilisation des PRO qui ont un statut de produit sont fixées par des textes (autorisation spécifique, norme NFU, règlement UE) qui définissent les doses à utiliser et les conditions d'emplois. Les plans d'épandage ne sont dans ce cas-là pas requis et la bonne utilisation de ces PRO est sous la responsabilité de l'agriculteur.

Tableau 1.2. Valeurs seuils et flux maximaux dans les Boues (Arrêté du 8 janvier 1998) et dans les produits (NFU 44-051 et NFU 44-095).

	Arrêté du 8 janvier 1998 (BOUE)		**NFU 44-051 & NFU 44-095 (Produits)**		
	Valeurs limites dans les boues ($mg.kg^{-1}$)	Flux maximum ($g.ha^{-1}.10\ ans^{-1}$)	Valeurs seuils ($mg.kg^{-1}$)	Flux maximum ($g.ha^{-1}.1\ ans^{-1}$)	Flux maximum ($g.ha^{-1}.10\ ans^{-1}$)
Cd	10	150	3	45	150
Cr	1000	15000	120	1800	6000
Cu	1000	15000	300	3000	10000
Hg	10	150	2	30	100
Ni	200	3000	60	900	3000
Pb	800	15000	180	2700	9000
Zn	3000	45000	600	6000	30000

Tableau 1.3. Valeurs seuils ($mg.kg^{-1}$) à ne pas dépasser dans les sols, suite à l'apport de BOUE.

	Arrêté du 8 janvier 1998 Valeurs seuils ($mg.kg^{-1}$)
Cd	2
Cr	150
Cu	100
Hg	1
Ni	50
Pb	100
Zn	300

Tableau 1.4. Teneurs et flux annuels maximaux en polluants organiques.

NFU 44-095. Teneurs limites en polluants organiques dans les composts contenant des matières d'intérêt agronomique issues du traitement des eaux.
NFU 44-051. Teneurs et flux limites en polluants organiques de la norme « amendements organiques»
Arrêté du 8 janvier 1998. Teneurs et flux limites en polluants organiques des boues d'épuration.

		NFU 44-095 et NFU 44-051		Arrêté du 8 janvier 1998	
		Teneurs maximales	Flux annuels maximaux moyens calculés sur 10 ans	Teneurs maximales	Flux annuels maximaux moyens calculés sur 10 ans
		$mg.kg^{-1}$ MS	$g.ha^{-1}.an^{-1}$	$mg.kg^{-1}$ MS	$g.ha^{-1}.an^{-1}$
PCB	Total des 7 PCB	0.8	1.2	0.8	1.2
	Fluoranthène	4	6	5	7.5
HAP	Benzo(b)fluoranthène	2.5	4	2.5	4
	Benzo(a)pyrène	1.5	2	2	3

2. Intérêts agronomiques

La valorisation agricole des PRO ne peut se justifier que si elle présente des intérêts agronomiques. Les apports de PRO peuvent impacter les différentes composantes de la fertilité des sols : chimique (disponibilité des éléments nutritifs, pH, CEC…), physique (agrégation des sols, stabilité structurale, rétention en eau…avec des conséquences sur l'alimentation hydrique, le ressuyage des sols, la résistance au tassement) ou biologique (biodiversité, activités microbiennes…), (**Figure 1.6**).

Deux grands types d'effets sont souvent distingués : un effet fertilisant et/ou un effet amendant (basique ou organique). Ces effets dépendent des caractéristiques des PRO (elles-mêmes dépendantes des matières d'origine et des traitements subis avant épandage), des conditions pédoclimatiques, des doses apportées et de la fréquence d'apport de ces PRO. Les effets des apports de PRO sont visibles plus ou moins rapidement et perdurent à plus ou moins long terme. Les effets à court terme concerneront principalement la ressource en nutriments, l'augmentation du pH du sol etla stimulation de la microflore du sol et de ses activités. D'autres effets pilotés par des apports répétés de PRO, sont observables à plus long terme, en conséquence de l'augmentation de la MO du sol : stabilité structurale, rétention d'eau…(**Figure 1.6**). Les valeurs fertilisantes (ressource en nutriments) et amendantes ne sont pas indépendantes, puisqu'elles dépendent toutes deux de la qualité de la MO que contient le

PRO. Augmenter la MO du sol contribue à augmenter la disponibilité en éléments nutritifs (N, P) à long terme et donc à la valeur fertilisante.

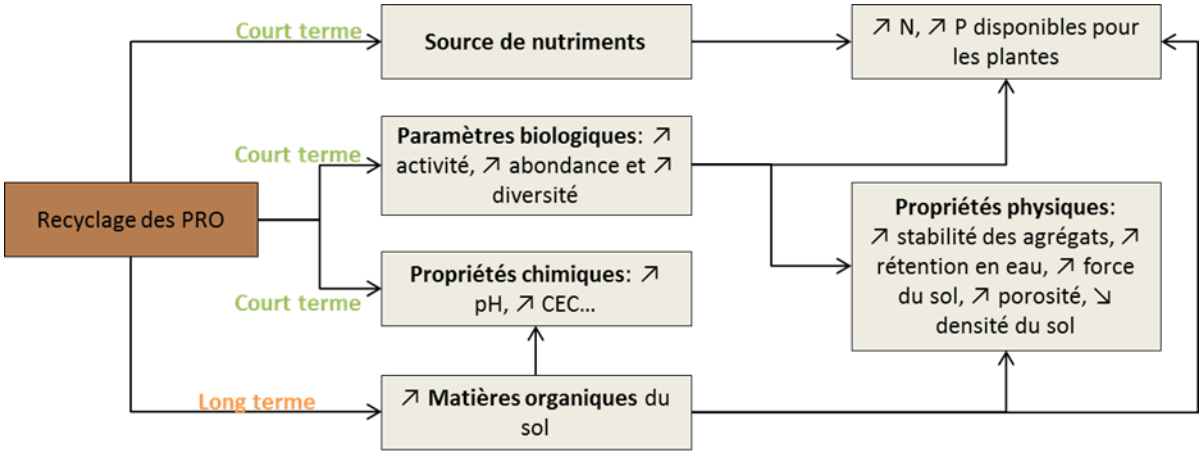


Figure 1.6. Entretien de la fertilité des sols via le recyclage des PRO d'après le rapport d'expertise EsCO MAFOR (Houot et al. 2014)

De nombreux travaux comparent la fertilisation organique à la fertilisation minérale. Les études montrent que la fertilisation organique augmente davantage la disponibilité en nutriments par rapport à la fertilisation minérale (Bulluck III et al., 2002). Par exemple, Zhao et al. (2013) ont montré que des apports répétés de compost pendant 18 années augmentaient les rendements et la disponibilité en éléments fertilisants par rapport à des fertilisations minérales classiques. Cette augmentation de la fertilité chimique des sols est en partie liée à l'augmentation des teneurs en MO des sols en cas d'apports réguliers d'amendements organiques tels que des composts ou du fumier (Peltre et al., 2012). Une telle augmentation des stocks de MO contribue à améliorer les propriétés des sols liées à ces teneurs en MO comme par exemple les propriétés physiques des sols (rétention en eau, stabilité de la structure…), (Annabi et al., 2007;Haynes and Naidu, 1998; Khaleel et al., 1981) ou les activités biologiques (Bastida et al., 2008; García-Gil et al., 2004).

2.1. Valeur amendante des PRO

La valeur amendantedes PRO est définie comme étant la capacité des PRO à entretenir et augmenter les stocks de MO du sol.

Les stocks de Corg dans lessols sont fonction d'une part des flux entrants dans le sol et d'autre part des flux sortants via notamment la minéralisation des MO du sol. Les flux entrants reposent principalement sur la production végétale et sa gestion (gestion des résidus, cultures intermédiaires, épandage de PRO etc.), (Lal et al., 1997). Les vitesses de minéralisation dépendent de la stabilité des MO et des conditions du milieu qui influencent l'activité des microorganismes (aération, humidité, température, localisation de la MO dans le sol, travail du sol, etc).

La valeur amendante des PRO est quantifiée dans des essais au champ de longue durée (Houot et al., 2014; Maillard and Angers, 2014; Peltre et al., 2012). Les PRO ont des efficacités variables. A partir de l'analyse de 54 essais, l'efficacité de différents PRO à augmenter les stocks de MO dans les sols a été estimée (Houot et al., 2014). Cette efficacité est exprimée comme la proportion de C apporté contribuant à l'augmentation du C du sol. Ces efficacités sont de 0.25 ± 0.12 gC sol/gC PRO pour des boues ; 0.41 ± 0.22 gC sol/gC PRO pour des composts ; 0.25 ± 0.13 gC sol/gC PRO pour des fumiers ; 0.21 ± 0.08 gC sol/gC PRO pour des lisiers. On constate de très larges variabilités d'efficacité, en raison de la durée des essais et des doses, fréquences et contextes pédoclimatiques des apports.

La mesure en conditions standardisées de laboratoire de la minéralisation du Corg des PRO permet d'approcher des valeurs de C résiduel qu'on peut considérer comme un proxy de la valeur amendante des PRO. Cependant ces mesures sont lourdes et chronophages. C'est pourquoi des indicateurs et des outils de simulation ont été développés.

Différents indices ont été construits par traitement statistique du C résiduel mesuré en fin d'incubation avec les caractéristiques biochimiques de PRO. L'indice de stabilité biologique (ISB) est le précurseur de ces indices (Linères et Djakovitch, 1993). Il a été remplacé par l'indice de stabilité de la MO (ISMO, Lashermes et al., 2009),qui a été normalisé (AFNOR, 2009, XPU 44-162). Des exemples de valeurs de l'indicateur ISMO sont présentés sur la **Figure 1.**7.

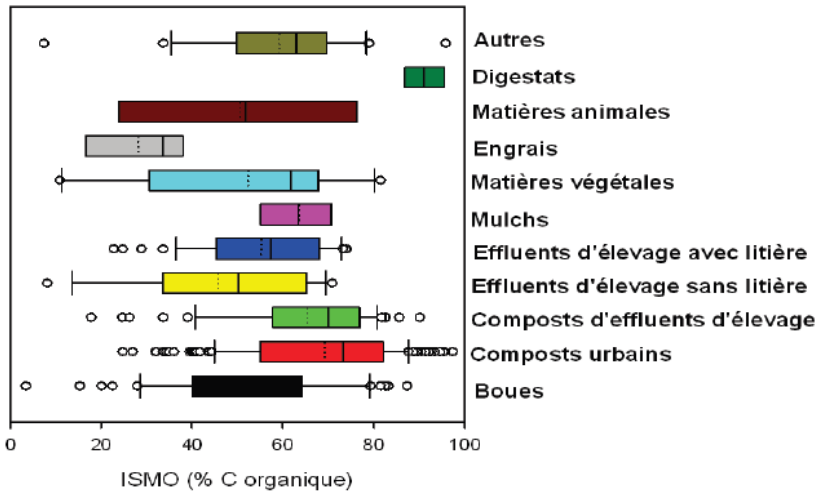


Figure 1.7. Distribution des valeurs de l'indicateur ISMO pour quelques exemples de PRO

On remarque qu'il existe une grande variabilité au sein de chaque type de PRO. Néanmoins de manière générale, des traitements comme le compostage et la méthanisation stabilisent le C des PRO qui sont alors plus efficaces pour augmenter les teneurs en C des sols.

Des modèles comme RothC (Coleman and Jenkinson, 1996 ; Jenkinson et al., 1990, 1987 ; Peltre et al., 2012), Hénin Dupuis (Hénin et Dupuis, 1945) ou encore AMG (Andriulo et al. 1999) sont également utilisés pour simuler l'évolution à long terme des teneurs et stocks de C dans les sols et dans différents contextes pédoclimatiques. Le modèle RothC a été calibré à partir de l'indice ISMO (Peltre et al., 2012), (**Figure 1.8**).

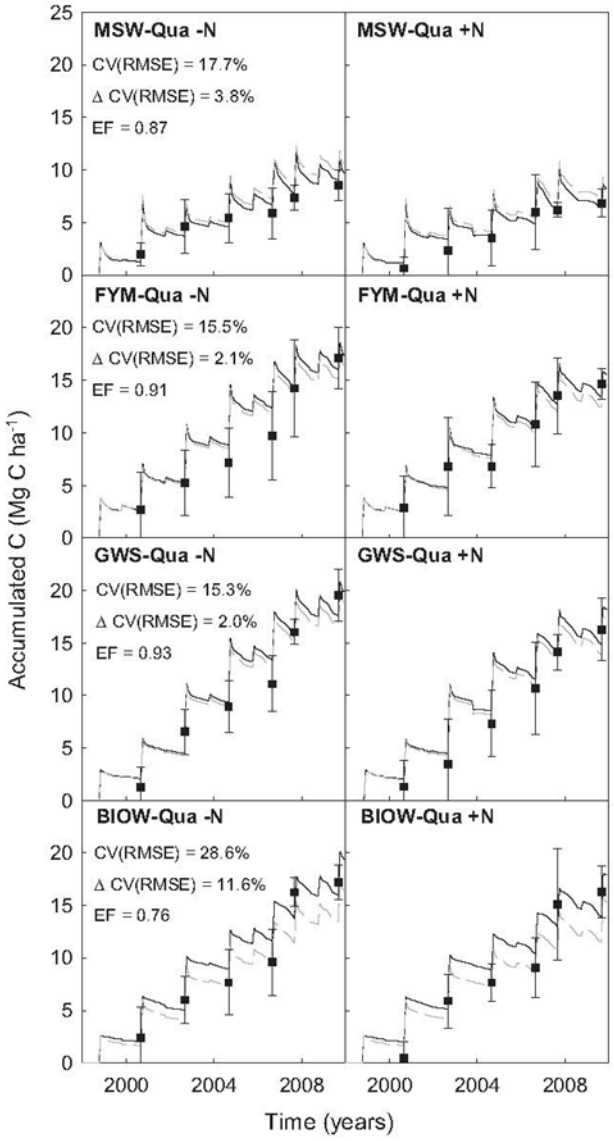


Figure 1.8. Augmentation des stocks de C du sol dans l'essai QualiAgro (Yvelines, France) : comparaison des données mesurées et simulées avec le modèle RothC paramétré avec les valeurs d'ISMO des PRO apportées (Peltre et al. , 2012)

GWS : composts de déchets verts + boues ; MSW : compost d'ordures ménagères résiduelles ; BIOW : compost issu de la fraction fermentescible des ordures ménagères ; FYM : Fumier de bovins

2.2. Valeur fertilisante azotée

Les PRO sont plus ou moins riches en azote et contiennent une part d'azote sous forme minérale (essentiellement sous forme ammoniacale) et une part d'azote sous forme organique. Si l'azote dans les PRO est en général principalement sous forme organique, l'azote ammoniacal peut dans certains cas, atteindre des proportions importantes (jusqu'à 70-80% dans les lisiers) (**Figure 1.9**).

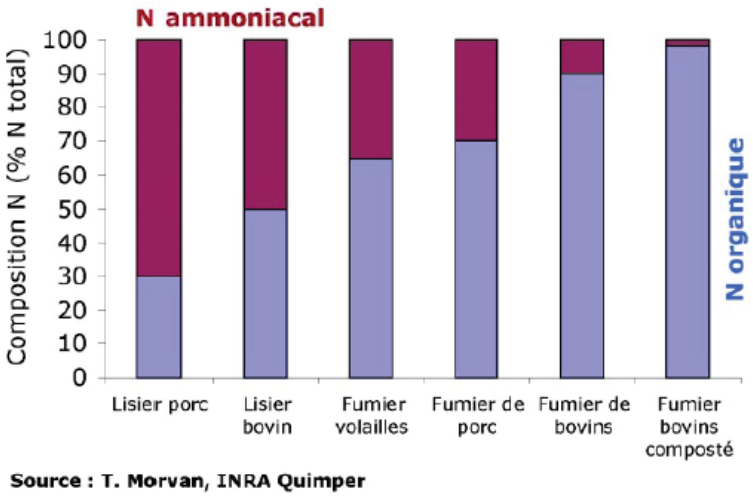


Figure 1.9. Distribution des formes d'azote dans différents PRO (EscoMafor)

La valeur fertilisante des PRO est déterminée par leurs teneurs en azote minéral et les vitesses de minéralisation de l'azote organique qu'ils contiennent. C'est pourquoi des apports de PRO peuvent impacter la disponibilité de l'azote à plus ou moins long terme (**Figure 1.10**).

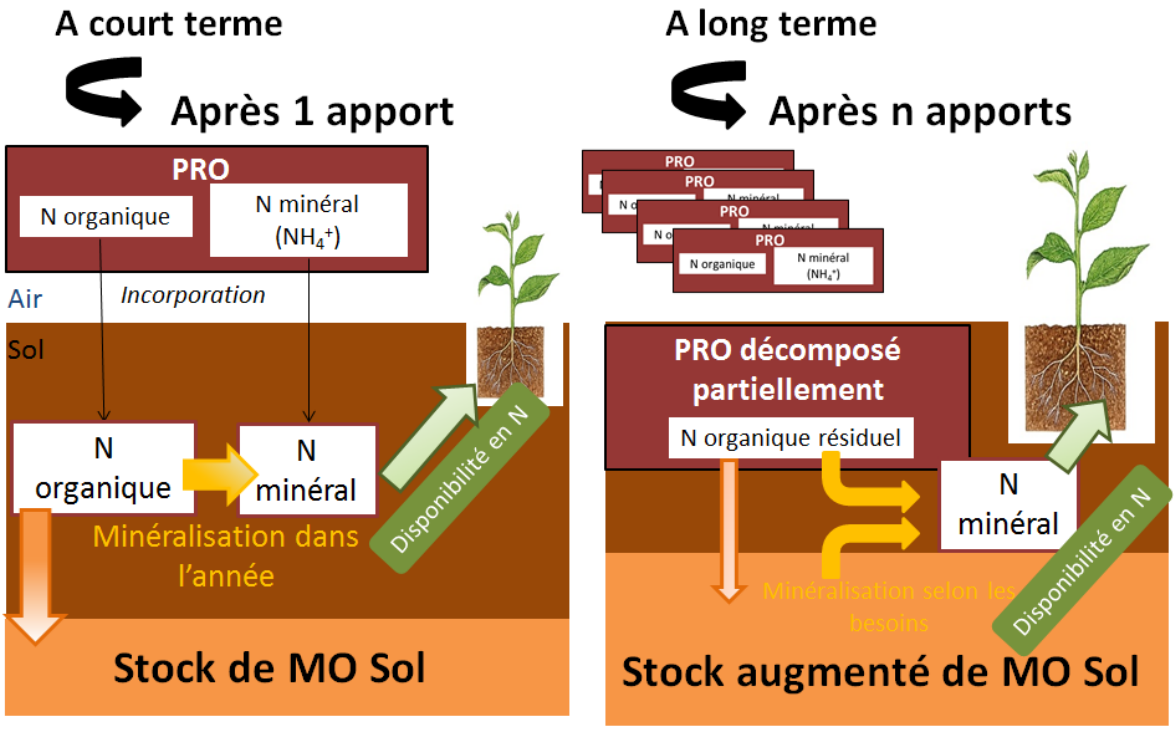


Figure 1.10. Comparaison des effets immédiats d'un apport de PRO et des effets résiduels après plusieurs apports de PRO.

Les PRO fertilisants sont ceux qui sont riches en azote minéral ou dont l'azote organique (Norg) se minéralise rapidement (lisiers, boues d'épuration, fientes…). Les PRO qui sont plus riches en Norg et qui se minéralisent lentement pourront augmenter la disponibilité azotée à plus long terme (arrière effets ou effets résiduels). Nevens and Reheul (2003) ont montré que des apports répétés de PRO de type composts et fumiers permettaient d'augmenter progressivement la fourniture en azote d'un sol agricole, et donc d'économiser en apport d'engrais azoté. Si les impacts à court terme d'apports de PRO sur la disponibilité de l'azote sont assez bien renseignés, les conséquences d'apports réguliers de PRO sur la disponibilité de l'azote à long terme restent encore difficiles à estimer.

La valeur fertilisante à court terme est en général exprimée par un coefficient d'équivalence à l'engrais azoté minéral (MFE) de référence qui estime la part du N apporté par le PRO qui

sera aussi disponible pour la culture qui suit l'apport, que le N fourni par un engrais minéral. Ces coefficients varient fortement d'un PRO à un autre (**Tableau 1.5**).

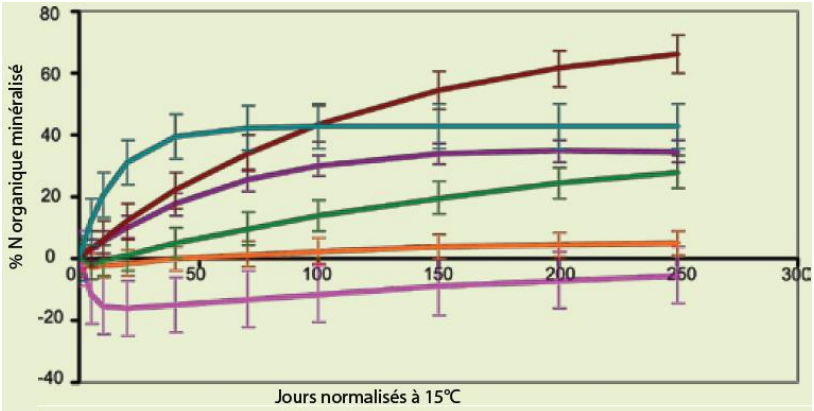
Tableau 1.5. Coefficients d'équivalence d'engrais azoté pour différents PRO (Gutser et al., 2005; Esco Elevage et azote, 2012).

Grands types de Mafor	Equivalent engrais N
Tout type de composts	0-20%
Fumiers de bovins, ovins, caprins, chevaux	10-20%
Boues d'épuration pâteuses	15-30%
Boues d'épuration liquides	30-50%
Effluents de distilleries, brasseries	25-35%
Lisiers de bovins	35-45%
Lisiers de porcs *	30-65%
Digestats solides	40-65%
Digestats liquides	50-70%
Farine de plume, d'os	50-70%
Fientes séchées	60-70%
Sang séché, farine d'os, farine de viande	60-80%
Lisier de volailles	70-85%
Urine	90-100%

Sources : Gutser et al., 2005 ; * ESCo "Elevage et azote", 2012

L'azote organique avant de devenir disponible pour les plantes, doit être minéralisé par les microorganismes du sol. La cinétique de minéralisation de l'N organique peut être mesurée directement au champ (Parnaudeau et al., 2009), ou le plus souvent, en conditions contrôlées de laboratoire (méthode normalisée par AFNOR (2009b), XPU 44-163). Ces mesures peuvent permettre de décrire et prévoir la dynamique de minéralisation de l'azote organique et de réaliser des typologies de PRO (**Figure 1.11**).

Au sein de chaque type de PRO, il existe une grande variabilité des valeurs fertilisantes des PRO mais des tendances générales au sein de chaque type peuvent être dégagées. Les boues de stations d'épurations urbaines sont généralement considérées comme fertilisantes, notamment pour celles qui ont C/N < 8 (Parnaudeau et al., 2004). Globalement, les fumiers sont riches en éléments nutritifs mais les teneurs varient en fonction de la conduite d'élevage et des espèces animales (Morvan et al., 2005). La valeur fertilisante azotée à court terme des fumiers est relativement faible car la majorité de l'azote est sous forme organique avec des cinétiques de minéralisation du N assez lentes (Institut de l'élevage, 2001). De plus, on



Classes	Comportement	Exemples de produits organiques
classe 1	Organisation; faible minéralisation	Boues de papeteries, écorces, certains composts
classe 2	Pas ou peu d'effet azote	Composts de déchets verts
classe 3	Minéralisation lente 20 à 40% du total	Fumiers de bovins
classe 4	30 à 40 % d'azote disponible dont la moitié en 50 jours	Composts de fumiers de volailles
classe 5	40 à 80 % d'azote disponible	Vinasses
classe 6	40 à 80 % d'azote disponible rapidement	Boues d'épuration liquides

Figure 1.11. Typologie des PRO par suivi des cinétiques de minéralisation de l'N organique (Bouthier et al., cité dans Esco Mafor).

constate souvent une phase d'organisation du N après apport de fumiers frais en raison d'un rapport C/N élevé.

La valeur fertilisante des PRO est en partie influencée par les traitements que peuvent subir les PRO avant épandage. Le séchage ou la déshydratation sont par exemple à l'origine de pertes importantes d'azote par volatilisation ou transfert dans la phase liquide. Le compostage diminue également la valeur fertilisante du fait de la stabilisation de la MO et donc de l'azote et de pertes par volatilisation (Doublet et al., 2010; Eghball et al., 2004 ; Eghball, 2000). Chalk et al. (2013) et Amlinger et al. (2003) ont montré que de faible taux de minéralisation (5-20%) étaient associés avec des composts bien stabilisés. La digestion anaérobie augmente en revanche la proportion d'azote minéral dans les digestats.

Le déterminisme des processus biologiques de décomposition et de minéralisation de l'azote est lié à des facteurs qui agissent sur l'activité des micro-organismes qui dépendent des substrats eux-mêmes ou des conditions de l'environnement. Selon Swift et al. (1979), les principaux facteurs de l'environnement qui agissent sur la minéralisation des matières organiques sont la température, l'humidité, la disponibilité en O_2 et le pH du sol. Les

conditions d'apports (doses, modalités, période) et certaines pratiques agricoles (travail des sols, chaulage…) peuvent modifier la minéralisation car les conditions du milieu y sont modifiés.

2.3. Liens entre valeur fertilisante azotée et valeur amendantes des PRO

La biodégradabilité des PRO ainsi que leur équilibre carbone et azote (C/N) permettent d'étudier leur comportement dans le sol et de mettre en relation leur valeur amendante et fertilisante (équivalence engrais) (**Figure 1.12**).

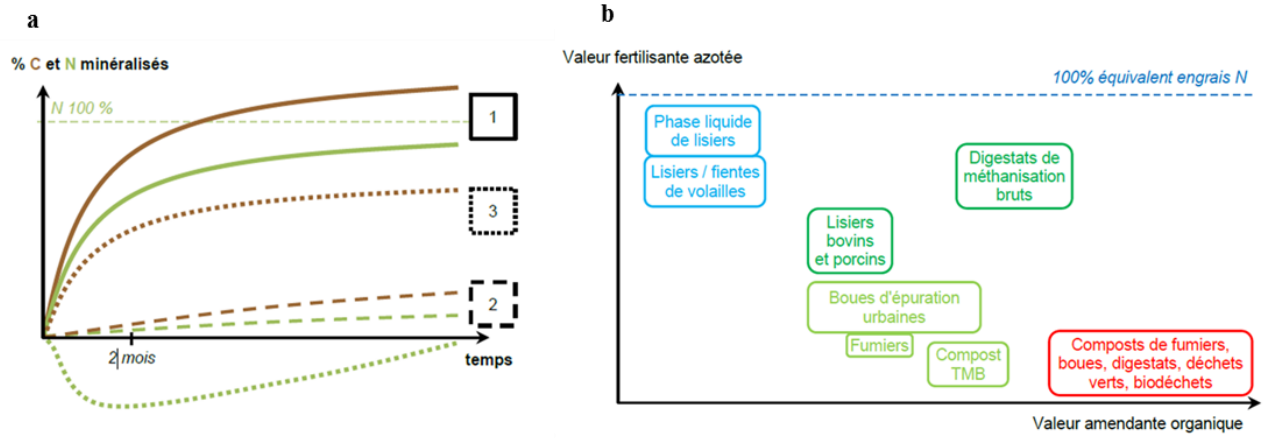


Figure 1.12. (a) Dynamique de minéralisation du C (en marron) et de l'N (en vert) après épandage ; (b) relation entre valeur fertilisante et amendantedes PRO.

Quand la vitesse et l'intensité de la minéralisation de la fraction organique sont élevées et que le rapport C/N du PRO est inférieur à la fourchette 8-15, la valeur fertilisante azotée est importante dans l'année qui suit l'apport (cas 1, **Figure 1.12a**).

Quand la MO du PRO est stable, sa minéralisation est lente ; la valeur fertilisante azotée à court terme est faible voire nulle, mais la valeur amendante est importante car le PRO enrichit le stock de MO du sol (cas 2, **Figure 1.12a**).

Enfin quand la MO du PRO est facilement biodégradable mais que le rapport C/N est élevé (supérieur à 8-15), les microorganismes du sol prélèvent du N minéral dans le stock du sol

pour dégrader la MO, ce qui se traduit par une diminution transitoire de la disponibilité du N pour les plantes (cas 3, Figure 1.11a).

La « valeur fertilisante azotée » et la « valeur amendante organique » des PRO sont donc étroitement liées, et s'établit un gradient de distribution des PRO (**Figure 1.12b**). Les fientes de volaille et lisiers ont une forte valeur fertilisante azotée mais des valeursamendantes faibles. A l'inverse, les composts ont une valeur amendante élevée mais peu d'azote disponible. D'autres PRO ont des propriétés intermédiaires (boues d'épuration urbaines, fumiers…). Enfin, les digestats présentent à la fois une forte valeur amendante et une forte valeur fertilisante.

2.4. Autres valeurs fertilisantes : P, K…

Les PRO contiennent en plus de l'azote, d'autres éléments nutritifs comme le phosphore (P) ou le potassium (K) qui peuvent compléter la valeur fertilisante azotée citée précédemment.

Le phosphore dans les PRO est essentiellement sous forme minérale (70-80%) comme dans les engrais phosphatés. La disponibilité du P est donc majoritairement régie par les conditions physico-chimiques du sol (pH, teneurs en argiles…) qui contrôlent sa solubilité, son adsorption-désorption.

Les PRO ont très souvent un N/P très inférieur à celui des cultures. Les épandages de PRO n'étant pas réglementés par rapport au P, des apports répétés peuvent conduire à des accumulations de P dans les sols et augmenter potentiellement les risques d'eutrophisation (Pellerin et al., 2005).

Enfin, le K apporté par les PRO est considéré comme totalement disponibles pour les cultures. Il a un rôle majeur pour la photosynthèse, pour la fixation de l'azote dans les légumineuses, la formation d'amidon (pour les pommes de terre par exemple), et la translocation des sucres. En général, les fumiers sont plus riches en K par rapport aux autres PRO (Esco Mafor, 2014, Alain Mollier et Christian Morel) et Mg (Bril and Salomons, 1990).

2.5. Effet sur les rendements des plantes

Les effets des PRO sur les composantes de la fertilité des sols se traduisent par des effets sur les rendements des cultures. Par exemple, Matsi et al. (2015) ont montré que 11 ans d'apports de fumier ont permis de maintenir les rendements des cultures sans effets néfastes (ni d'augmentation de la salinité, ni accumulation de nitrates dans les couches les plus profondes) pour les sols en comparaison à une fertilisation minérale classique (à une dose équivalente). Ou encore Lindsey et al., (2012) ont montré que pour des cultures exigeantes en azote comme la pomme de terre, des apports de fumiers de bovins compostés ont amélioré le rendement de la culture.

Peu d'études évaluent l'effet de l'utilisation des PRO sur la qualité des récoltes. Les dynamiques de minéralisation de l'azote organique des PRO peuvent conduire à des absorptions trop fortes ou au contraire trop faibles par rapport aux besoins des cultures, ce qui peut impacter la qualité des récoltes. Les conditions climatiques peuvent moduler les coefficients d'équivalence aux engrais des PRO via des dynamiques plus ou moins rapides de minéralisation de l'azote et donc générer des quantités de N minéral excédentaires ou déficitaires par rapport aux besoins des cultures. Par exemple, la betterave sucrière peut avoir des teneurs en sucre diminuées par un excès de N minéral (Esco Mafor, 2014). Au contraire, pour le blé, la teneur en protéines des grains est améliorée par une augmentation de la disponibilité en N minéral en fin de montaison. Cette teneur en protéines est déterminante pour la qualité boulangère. Lors des apports de PRO, la disponibilité en azote est directement associée au moment de l'apport (N minéral + N rapidement minéralisé) et une partie résiduelle peut se minéraliser plus lentement au cours des mois suivants mais cette fraction ne permet pas d'augmenter les teneurs en protéines des grains, alors que l'utilisation des engrais minéraux peut être fractionné pour permettre un pic de N minéral disponible supplémentaire.

2.6. Microflore du sol

Les microorganismes sont des acteurs clefs responsables du fonctionnement du sol (Bandick and Dick, 1999; Crecchio et al., 2004). Un seul gramme de sol renferme plusieurs milliers d'espèces de bactéries (Torsvik et al., 1990), et plus de 1 500 000 espèces de champignons existent dans le monde (Hawksworth, 1991). Bien qu'abondant, les organismes vivants

(animaux, végétaux, algues, champignons, protozoaires, bactéries, archées, virus…) dans le sol ne représentent qu'une faible proportion de la matière organique du sol (morte ou vivante) qui ne représente elle-même qu'un 1 à 10% de la masse totale du sol.

De nombreux travaux se sont intéressés à l'impact des PRO sur les propriétés biologiques des sols en ciblant les microorganismes et/ou la faune, des organismes totaux ou des groupes plus spécifiques, dans des conditions très différentes : grande diversité des types de PRO étudiées, impact du traitement subi par les PRO avant apport au sol, apport unique *vs* apports répétés, suivi terrain *vs* incubations en conditions de laboratoire etc... Les résultats montrent que les apports de PRO peuvent impacter les organismes du sol en termes d'abondance, de diversité et d'activités.

Dans cette partie nous nous intéresserons surtout aux impacts des PRO sur les microorganismes du sol (totaux et spécifiques), leurs abondances et leurs activités.

2.6.1. Abondance des microorganismes du sol

De manière générale, les apports de PRO augmentent la biomasse microbienne et ce résultat est majoritairement dû à une stimulation de la microflore indigène suite à un apport de carbone (Perez-Piqueres et al., 2006) mais peut également être dû à un apport de microorganismes *via* les PRO (Kowalchuk et al., 1999 ; Ros et al., 2006a). Quelques études ont mis en évidence des effets négatifs sur la microflore du sol avec des boues d'épuration apportées à fortes doses sur les sols (ex: Fernandez et al., 2009 ; Val-Moraes et al., 2011) qui étaient riches en ETM.

La stimulation peut être plus favorable aux bactéries, aux champignons ou aux 2 groupes de microorganismes en fonction des caractéristiques des PRO (Perez-Piqueres et al., 2006). Les effets sur l'abondance microbienne après apport de PRO peuvent apparaitre plus ou moins rapidement et persister plus ou moins longtemps. Globalement, Les PRO ayant des teneurs élevées en C labile facilement assimilable par les microorganismes du sol vont avoir tendance à stimuler très fortement et très rapidement la microflore du sol alors que ceux composés de matière organique plus stable vont exercer des effets moins importants mais qui seront en général plus persistants dans le temps (Araujo and Monteiro, 2006; Bastida et al., 2012; Fernandez et al., 2009). Vieublé-Gonod et al. (2009) ont observé que la stimulation de la

biomasse microbienne était très intense et très rapide dans les sols traités avec un compost d'ordures ménagères avec une biomasse multipliée par 2.8 un mois après l'apport. Cet effet était néanmoins très fugace puisqu'il n'était plus observable 4 mois après l'apport. En revanche, dans les parcelles amendées avec un compost de déchets verts et de boues dont le C est beaucoup plus stable, la stimulation était moins importante mais beaucoup plus durable dans le temps puisqu'elle persistait entre 6 et 8 mois après l'apport.

Le nombre d'apports fait aussi varier les effets. García-Gil et al. (2000) ont montré qu'un seul apport ne stimulait pas ou peu la biomasse microbienne par rapport à un témoin recevant un engrais minéral alors que des apports répétés (5 en 9 ans) augmentaient la biomasse microbienne de 10% avec le compost de déchets municipaux et de 29% avec le fumier (à dose égale de 20 $t.ha^{-1}$). Après des applications répétés de PRO, il a été montré de nombreuses fois que la microflore était stimulée dans les sols agricoles (quelle que soit la plante cultivée) et ce pour différents PRO (Poulsen et al., 2013 ; D'Hose et al., 2014 ; Christoph Emmerling, 2010). La stimulation est en général d'autant plus importante que la dose augmente (Bastida et al., 2007 ; García-Gil et al.; 2000 ; Poulsen et al., 2013).

Les champignons sont les décomposeurs principaux de la cellulose et un des seuls microorganismes qui disposent d'enzymes capables de dégrader la lignine (laccases, lignine péroxidase...). Ils ont été pas mal étudiés pour leur capacité à réaliser la mycorhize (symbiose entre les champignons et les racines des plantes). La plupart des études s'intéressent aussi à leur capacité à améliorer la structure du sol via le développement des hyphes ou encore la sécrétion de substances collantes comme des polysaccharides (Gupta and Germida, 1988; Lucas et al., 2014). Quelques auteurs ont étudiés les effets des apports de PRO sur la biomasse fongique (Larkin et al., 2011; Liu et al., 2010; Lucas et al., 2014; Newell S.Y., 1992; Saison et al., 2006). Les composts semblent stimuler la croissance fongique comme dans l'étude de Lucas et al. 2014, alors que pour Saison et al. 2006 et Larkin et al. 2011, mais généralement les effets sont plus marqués avec des fumiers (Liu et al. 2010 ; Lucas et al. 2014).

Les effets des PRO sur les archées du sol (totale ou la composition de leur communauté) ont fait l'objet de peu d'articles (Macdonald et al., 2011) mais beaucoup d'études sont parues sur les effets des PRO sur les archées nitrifiantes (**cf § 2.6.2**), surtout à cause du fait que c'est l'aspect fonctionnelle qui a plus d'intérêt pour les chercheurs que l'aspect abondance totale.

On n'en connaît pas plus sur leur capacité à fournir d'autres fonctions comme la dégradation de la MO ou leur compétition par rapport aux autres microorganismes. Il s'agit là d'un champ libre d'étude. Les archées sont surtout connues pour leur capacité à résister aux environnements extrêmes comme les sources chaudes ou dans des conditions de pH extrêmes.

2.6.2. Diversité des microorganismes du sol

De manière générale, on peut considérer qu'une grande diversité confère aux sols des propriétés de résistance et de résilience à la suite de perturbations. La diversité des organismes du sol peut être abordée sous un angle structural (impact des PRO sur le nombre et le type d'espèces), métabolique (impact des PRO sur la capacité des microorganismes à utiliser certains substrats) ou fonctionnel (impact des PRO sur les populations impliquées dans une fonction donnée).

On se focalisera dans ce paragraphe sur la diversité fonctionnelle en s'intéressant plus spécifiquementà l'impact des apports de PRO sur les organismes impliqués dans le cycle biogéochimique de l'azote. Les microorganismes impliqués dans le cycle de l'azote regroupent les fixateurs d'azote (présents dans les nodules des plantes ou dans le sol), les oxydants de l'ammonium (minéralisation de l'azote organique en azote minéral), les nitrifiants (oxydation de l'ammonium en nitrites puis en nitrates) et les dénitrifiants (réduction des nitrates en nitrites puis en monoxyde d'azote, en oxyde nitreux et enfin en diazote). Mais la majorité des études ont ciblé en priorité les nitrifiants et les dénitrifiants.

2.6.2.1. La nitrification

La nitrification, oxydation microbienne de l'azote ammoniacal en nitrate, se déroule en conditions d'aérobiose (**Figure 1.13**). Elle comprend deux oxydations successives: (1) l'oxydation de l'ammoniac en nitrite (nitritation), et (2) l'oxydation du nitrite en nitrate (nitratation) (Bothe et al., 2000; Hopkins et al., 1997; Hwang and Hanaki, 2000) :

$$NH_3 + \frac{3}{2}O_2 \rightarrow NO_2^- + H^+ + H_2O$$

$$NO_2^- + \frac{1}{2}O_2 \xrightarrow{NOR} NO_3^-$$

La 1ère étape recouvre elle-même deux réactions, chacune catalysée par une enzyme spécifique, l'ammoniac étant oxydé en hydroxylamine (NH_2OH), qui est transformé en nitrite (McCarty, 1999). La première réaction (a) est catalysée par l'ammoniac mono-oxygénase (a*mo*), enzyme associée à la membrane. Au cours de la deuxième (b), l'hydroxylamine est oxydée en nitrite par l'hydroxylamine oxydoréductase (*hao*), enzyme qui se trouve dans l'espace périplasmique de la cellule. Ces deux réactions sont les suivantes:

$$NH_3 + O_2 + 2H^+ \xrightarrow{amo} NH_2OH + H_2O$$

$$NH_2OH + H_2O \xrightarrow{hao} NO_3^-$$

Dans les sols cultivés, l'oxydation de l'ammonium (étape 1a) est à la fois réalisée par des bactéries autotrophes qui appartiennent à la classe des β-protéobactéries (AOB) et plus spécifiquement aux groupes *Nitrospira* et *Nitrosomonas* (Stephen et al., 1996), et des archaebactéries (AOA) (Treusch et al., 2005 ; Schleper and Nicol, 2010). Cette première étape (oxydation de l'ammonium) conduisant à la formation de nitrates via les nitrites semble être l'étape limitante de la nitrification (Bothe et al., 2000; Hopkins et al., 1997; Hwang and Hanaki, 2000).

L'oxydation du nitrite en nitrate (2) est effectuée par des organismes nitrifiants (ou nitriques), parmi lesquels les plus connus sont *Nitrobacter, Nitrococcus, Nitrospina et Nitrospira*. Cette réaction est catalysée par la nitrite oxydoréductase (*nor*). Un déficit en oxygène favorise les bactéries nitritantes par rapport aux bactéries nitratantes.

La nitrification est le plus souvent réalisée par des organismes strictement chimio-lithotrophes (Hopkins et al., 1997). Toutefois, certains microorganismes mixotrophes, pouvant pousser sur acétate ou pyruvate, tel *Nitrobacter* et certains microorganismes hétérotrophes sont également capables de nitrifier (Jetten et al., 1997).

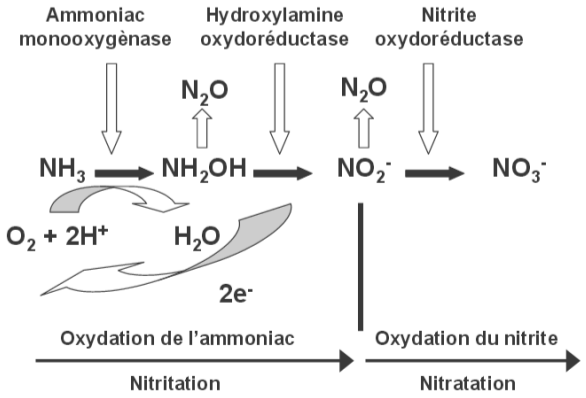


Figure 1.13. Nitrification, d'après Hynes and Knowles, 1984; Poth and Focht, 1985.

Si une fertilisation minérale ou organique conduit dans de nombreuses situations à une augmentation des populations nitrifiantes, il n'en reste pas moins que les résultats concernant les microorganismes impliqués restent très contradictoires. En parallèle d'une stimulation de la nitrification potentielle, Chu et al., (2007) par exemple ont observé une stimulation des AOB après apport de fumier mais n'ont détecté que les espèces *Nitrospira* (et pas *Nitrosomonas*), ces modifications dans les communautés AOB étant seulement observables à long terme du fait de la croissance très lente des AOB. Hastings et al. (1997) et Kowalchuk et al. (1999) ont quant à eux mis en évidence une augmentation significative de *Nitrosomonas* dans des parcelles amendées avec du fumier ou du compost. Après apport de lisier de porc, Ceccherini et al. (1998) ont toujours détecté les genres *Nitrosomonas* et *Nitrospira*, *Nitrosomonas* étant le genre le plus représenté mais avec une abondance dépendant de la dose et du nombre d'applications. Kelly et al. (2011) ont mis en évidence une stimulation du nombre de microorganismes AOA et AOB et de la nitrification après apport de boues, les AOA étant plus nombreux. Une augmentation de la dose de boue augmente les populations AOA (mais pas les AOB) de manière concomitante avec la nitrification potentielle. Les populations AOA seraient donc dans ce cas-là les principaux responsables de la nitrification observée dans les sols agricoles amendés avec des boues de STEP. He et al. (2007) ont quant à eux, trouvé une corrélation positive entre la nitrification et la taille des populations AOA et AOB dans des sols agricoles en Chine amendés avec fumier et NPK. Des résultats différents ont été obtenus par Fortuna et al. (2012) et Schauss et al. (2009) qui ont montré, en conditions de laboratoire, que des apports de lisier de porc stimulaient la croissance des AOB mais n'avait que peu d'effet sur celle de AOA. En parallèle, la nitrification potentielle augmentait

avec la dose de lisier mais variait en fonction du type de sol (plus faible dans les sols sableux et limoneux) (Fortuna et al., 2012).

Ces résultats contradictoires pourraient s'expliquer par différentes hypothèses. Les populations AOB sont des lithoautotrophes alors que les AOA sont métaboliquement plus versatiles et peuvent adopter des métabolismes autotrophes mais également mixotrophes ou hétérotrophes (Kelly et al., 2011). Ces populations pourraient également répondre différemment aux concentrations en ammonium, les AOA étant plus adaptés aux faibles concentrations qu'on peut trouver dans les prairies par exemple (Kelly et al., 2011).

D'autres effets pilotent les réponses des communautés AOA et AOB comme le pH (Nicol et al., 2008), la température (Avrahami and Conrad, 2005, 2003) ou encore le type de sol.Les populations AOA et AOB pourraient occuper des niches écologiques distinctes (Bru et al., 2011; Hafeez et al., 2012).

2.6.2.2. La dénitrification

La dénitrification est la réduction microbienne anaérobie du nitrate en diazote (azote atmosphérique gazeux) et est réalisée par une grande diversité de microorganismes (*Achramobacter, Alcaligenes, Bacillus, Corynebacterium, Paracoccus, Pseudomonas, Spirillum, Thiobacillus, Xanthomonas, Propionibacterium*, etc (Stevenson and Firestone, 1982)).

Elle se déroule en différentes étapes successives, impliquant 4 enzymes : la nitrate réductase (NAR), nitrite réductase (NIR), oxyde nitrique réductase (NOR), et oxyde nitreux réductase (N2OR), (Hochstein and Tomlinson, 1988), (**Figure 1.14**).

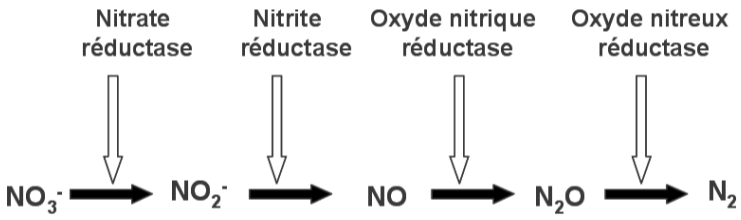


Figure 1.14. Dénitrification d'après Hochstein and Tomlinson, (1988).

Les bactéries dénitrifiantes impliquées dans l'étape de la nitrite réductase (NIR) ont soit un cytochrome cd1 qui est encodé par le gène *nirS* soit l'enzyme nitrite réductase contenant du cuivre encodée par le gène *nirK* (Braker et al., 1998). Les bactéries portent soient l'un (cytochrome cd1) soit l'autre (cuivre) mais les deux enzymes de la nitrite réductase sont fonctionnellement équivalentes (Glockner et al., 1993).

Nous détaillerons les connaissances sur les gènes *nirK* et *nirS* qui ont été étudiés dans cette thèse et non sur les autres gènes (*nor, nosZ* qui encodent les deux autres enzymes : oxyde nitrique réductase et oxyde nitreux réductase). La conversion des nitrites en oxyde nitreux NO (ou protoxyde d'azote N_2O) est une étape cruciale de la réaction de dénitrification car elle conduit à la formation de gaz (Bothe et al., 2000) et elle est étroitement corrélée au taux de dénitrification (Sharma et al., 2005).

Dans certains cas (déficit d'oxygène par exemple), la réaction de nitrification de l'ammoniac (1) peut être accompagnée d'une production de protoxyde d'azote (Pain et al., 1999) (**Figure 1.13**). Dans ce contexte, N_2O est produit pendant l'oxydation de NH_3 par décomposition chimique de produits intermédiaires entre NH_4^+et NO_2^-, comme NH_2OH et NO_2^-. L'oxydation incomplète de NH_2OH peut mener à la production de N_2O (Hooper and Terry, 1979). Le bilan de cette réaction aboutit en fait, selon Ye and Thomas (2001), à la production d'oxyde nitrique et de protoxyde d'azote.

A la différence de la nitrification, l'impact de l'apport de PRO sur les populations dénitrifiantes est assez mal connu et a été peu étudié que ce soit sur du long terme ou du court terme. Les résultats de la bibliographie ne font pas consensus et mettent en évidence la dominance des *nirS* ou des *nirK* (Bastida et al., 2009; Avrahami et al., 2002; Tatti et al., 2013). Outre le fait que le PRO peut enrichir le sol avec des substrats potentiels pour la dénitrification, l'incorporation directe de dénitrifiants avec les PRO a été proposée (You, 2005). Cependant, d'autres études suggèrent que l'incorporation des PRO ne laisse pas une empreinte microbienne directe dans le sol (Saison et al., 2006). Tatti et al. (2013) ont mis en évidence que le sol était enrichit en *nirK* et *nirS* dans les microcosmes de sol préparé avec les sols ayant reçu depuis 8 ans des apports de compost urbain par rapport à ceux ayant reçu des engrais minéraux, et ce 21 jours après le début de l'expérimentation en laboratoire et que les mélanges avec composts sur sol avec engrais ou composts urbains après 8 applications stimulaient eux aussi plus les dénitrifiants. La plupart du temps, il existe une corrélation

positive entre disponibilité en C et croissance des dénitrifiants (Miller et al., 2009; Tatti et al., 2013) mais liée à la complexité des MO apportée, car non existante dans d'autres études (Miller et al., 2008).

Les populations *nirS* semblent être modulées par la gestion des sols cultivés (modification de la teneur en nutriments du sol, pH...) alors que les populations *nirK* sont plus contraintes par les propriétés inhérentes du sol, comme par exemple la teneur en Cu du sol (Enwall et al., 2010). La majorité des études se sont intéressées aux préférences écologiques (Enwall et al., 2010), au fonctionnement de ces bactéries ainsi que la prévalence de l'une ou l'autre population dans différents écosystèmes (Hallin et al., 2009; Keil et al., 2011).

2.6.3. Activités microbiennes

Les activités des organismes du sol ciblées dans cette partie sont essentiellement la respiration du sol exprimée sous forme de minéralisation du carbone (minéralisation du carbone/durée incubation) et les activités enzymatiques. Ces activités conduisent à la minéralisation de la matière organique du sol ou des PRO et à la libération d'éléments nutritifs essentiels (N, P, S…) disponibles pour les plantes.

2.6.3.1. Minéralisation C

Les apports de PRO ont un impact positif sur la respiration du sol qui est le reflet d'une activité globale de la microflore dont l'intensité est liée à la biodégradabilité des PRO donc à la nature biochimique de la MO des PRO. De très nombreux travaux présentent des résultats de minéralisation du C après apport de PRO : boues de STEP compostées ou non (Armenta et al., 2012; Franco-Otero et al., 2012; García-Gil et al., 2004; Joniec and Furczak, 2010; Ros et al., 2006b), déchets municipaux compostés ou non (Bastida et al., 2007; Bhattacharyya et al., 2005; Franco-Otero et al., 2012; Pascual et al., 2002, 1997; Poulsen et al., 2013), effluents d'élevage compostés ou non (Balota et al., 2012; Chakraborty et al., 2011; Monaco et al., 2008), boues industrielles (Araujo and Monteiro, 2006; Boechat et al., 2012; Santos et al., 2011). A la suite d'apport unique ou répété, avec des prélèvements au champ ou d'incubation au laboratoire, la stimulation de la respiration basale varie d'un facteur allant de 1.3 à 9.3 par

rapport au témoin. Bien que la respiration du sol soit de manière générale stimulée par des apports de PRO, les résultats lorsqu'ils sont rapportés à la teneur en C ou en biomasse microbienne carbonée du sol (respiration spécifique ou quotient métabolique) peuvent être plus divergents.

Les effets sur la respiration du sol et la respiration spécifique peuvent être modulés par le type de PRO. En effet, Monaco et al. (2008) ont montré qu'après 11 ans d'apports répétés de fumier, de lisier bovin et de paille, la respiration basale du sol était plus stimulée avec du fumier et que celle-ci était corrélée à la teneur en C et la biomasse du sol. D'autres auteurs n'ont pas observé d'effets significatifs après apports de différents PRO (boues de STEP, lisier, fumier, compost de déchets urbains) sur la respiration basale du sol sauf dans le cas du compost de déchets urbains apporté à la dose la plus forte (300 kg $N.ha^{-1}.an^{-1}$) (Poulsen et al. 2013). Les effets dépendent également des traitements appliqués aux PRO avant épandage (Araujo and Monteiro, 2006; Franco-Otero et al., 2012) et des doses d'apport (Balota et al., 2012; Poulsen et al., 2013). Les effets des PRO sur la respiration du sol peuvent également s'exercer à plus ou moins long terme. Ainsi, Cytryn et al. (2011) ont observé des effets à court terme sur la respiration du sol, jusqu'à 2 mois après apport de compost de boue dans des incubations en conditions de laboratoire, mais égalementGarcía-Gil et al. (2004) jusqu'à 9 mois après un apport unique de boues de STEP (40 $t.ha^{-1}$) qui disparaissait 36 mois après l'apport (d'un facteur de 3.4 pour la respiration basale par rapport au témoin).

2.6.3.2. Activités enzymatiques des microorganismes du sol

Les apports de PRO peuvent impacter des activités enzymatiques très diverses et en particulier les activités d'enzymes intracellulaires (oxydo-réductases) ou extracellulaires (hydrolases) impliquées dans les cycles du C, N, P, S…

De nombreuses études ont décrit la stimulation des activités enzymatiques par les PRO, à la suite d'apport unique ou répétés et ce, pour des PRO très variés : boues de STEP compostées ou non (Armenta et al., 2012; Bastida et al., 2012; Cenciani et al., 2011; Cytryn et al., 2011; Franco-Otero et al., 2012; García-Gil et al., 2004; Tabatabai, 1977), déchets municipaux (urbains) compostés ou non (Bastida et al., 2012, 2008; Crecchio et al., 2004, 2001; Franco-Otero et al., 2012; García-Gil et al., 2000; Pascual et al., 1997), déchets d'élevage : fumier (Bhattacharyya et al., 2005; Cenciani et al., 2011; Chakraborty et al., 2011), lisier (Balota et

al., 2012; Lalande et al., 2000). Parfois, on observe une augmentation des activités enzymatiques corrélée avec une augmentation de la biomasse microbienne (Bastida et al., 2007; Bhattacharyya et al., 2005; Lalande et al., 2000) alors que dans d'autres cas la biomasse microbienne n'est pas modifiée (Franco-Otero et al., 2012).

Ces études suggèrent que les processus microbiologiques au travers la quantification des activités enzymatiques, de l'abondance et l'évaluation de la diversité sont des indicateurs sensibles à des apports de PRO. Néanmoins, les connaissances restent diffuses et demandent à être encore approfondies malgré le grand nombre de travaux réalisés.

3. Impacts environnementaux associés à l'utilisation des PRO

3.1. Impacts liés à la valeur fertilisante azotée

Plusieurs impacts environnementaux après apport de PRO sont liés à leur valeur fertilisante azotée. Quand la dynamique de minéralisation du N organique ou la quantité de N minéral dans un sol en lien avec l'apport de PRO ne coïncide pas avec les besoins des cultures par exemple en entrée de période drainante dans les sols, il y a risque de lixiviation des nitrates dans les sols vers les eaux souterraines. Il peut également y avoir volatilisation de l'ammoniac au moment de l'apport des PRO. Enfin, en fonction des conditions pédoclimatiques, il peut y avoir émissions de gaz à effet de serre tels que N_2O si la dénitrification est incomplète (**Figure 1.15)**.

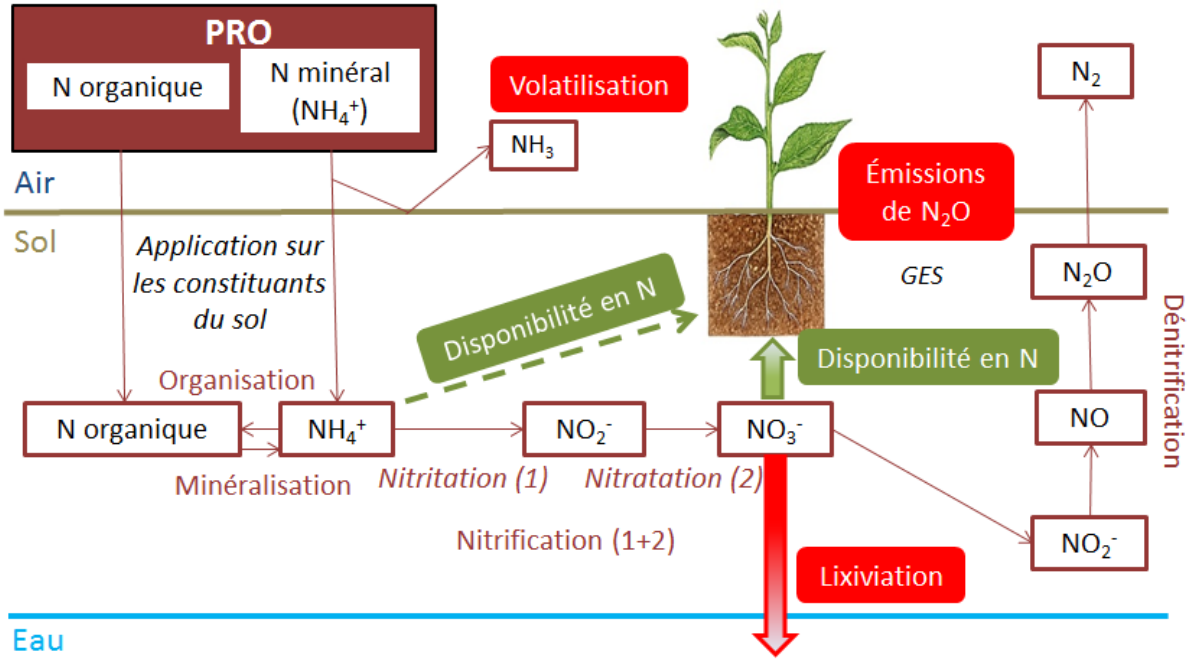


Figure 1.15. Cycle simplifié de l'azote en lien avec l'apport de produits résiduaires organiques.

3.1.1. Volatilisation d'ammoniac

La volatilisation ammoniacale qui se déroule essentiellement juste après l'épandage, peut conduire à des pertes importantes d'azote qui peuvent représenter jusqu'à 100% du N-NH_4 apporté (Bussink and Oenema, 1998). Ces pertes d'azote sont étroitement liées aux caractéristiques des PRO (avec des pertes qui sont d'autant plus importantes que les teneurs en NH_4^+ sont élevées, PRO liquides *vs* solides), aux caractéristiques du sol (pH, capacité d'échange...) ainsi qu'aux conditions climatiques locales (précipitations, température, vitesse du vent, humidité de l'atmosphère...). Une des solutions pour réduire la volatilisation est l'enfouissement rapide des PRO, l'utilisation de modes d'apports par injection...Ces émissions de NH_3 contribuent à la formation des pluies acides ou l'eutrophisation des eaux.

La plupart des études portant sur la volatilisation de l'ammoniac à la suite d'apports de PRO concerne les lisiers (Bourdin et al., 2014; Rochette et al., 2001) ou les fumiers (Pain et al., 1999). Peu d'études portent sur les autres types de PRO et notamment les composts. Une autre difficulté dans la comparaison des données provient de la multiplicité des méthodes utilisées (expériences en tunnels en champ, doses apportées...).

3.1.2. Emissions de N_2O

En France, ¾ des émissions de N_2O proviennent de l'agriculture et de la transformation de produits azotés. Selon les estimations du CITEPA (Centre Interprofessionnel d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), les émissions dues à la fertilisation sont passées de 86 000 tonnes en 1990 à 70 000 tonnes de N_2O en 2009. Par contre, la part des sols agricoles dans les estimations totales d'émissions de N_2O augmente (de 60 % à 72 %) en raison d'une diminution importante des émissions industrielles.

Les émissions de N_2O, contrairement à la volatilisation de NH_3, résultent des activités microbiennes (Hénault et al., 2012),en particulier de la dénitrification incomplète et dans une moindre mesure de la nitrification. Des températures élevées, autour de 30-40°C, et des engorgements temporaires sont favorables à l'activité des populations microbiennes responsables de la production de N_2O. De même, les sols argileux sont en général plus propices aux émissions de N_2O que les sols sableux. On observe également des variations journalières dans les émissions de N_2O, souvent liées aux variations de température des sols et des conditions hydrologiques (Girard et al., 2011).

Ces flux s'étendent sur quelques semaines à quelques mois et représentent des pertes en azote de l'ordre de quelques centaines de g à quelques kg de $N.ha^{-1}$. Ces pertes sont donc beaucoup plus faibles que celles par volatilisation ou lixiviation. Néanmoins, les impacts environnementaux sont conséquents puisque le N_2O a un potentiel réchauffant global de 310 (GIEC, 2006).

Actuellement, les émissions de N_2O liées aux épandages de PRO sont calculées par le GIEC selon les mêmes hypothèses que lors d'apports d'engrais minéraux. Le facteur d'émission direct (proportion du N apporté émis sous forme de N_2O vers l'atmosphère) est de 1 %.Mais des études plus précises sur les émissions de GES à la suite d'apports de PRO ont mesuré des facteurs d'émissions qui varient en fonction du type de PRO et qui sont mêmes parfois inférieurs à une fertilisation minérale : engrais minéraux (0.5–1.52% de N total appliqué) > engrais verts et fumiers (0.28–0.62%) (Buchkina et al.,2010) ; ou encore engrais minéraux (0.50-1.30%) > fumiers et lisiers (0.09-0.53%) (Cardenas et al., 2013). Aguilera et al. (2013) ont mis en évidence des pertes significativement plus faibles avec des apports de PRO qu'avec des engrais minéraux (23% de réduction). La majorité des études se sont focalisées

sur les effluents d'élevage (ex: Chadwick et al., 2000; Gregorich et al., 2005; Loro et al., 1997).

Les apports de PRO, en stimulant l'activité biologique par l'apport de substrats azotés et carbonés, et en favorisant la création de zones en anaérobiose dans le sol, pourraient générer des flux de N_2O plus élevés que les engrais, mais les résultats au champ divergent. Les émissions semblent plus fortes avec les PRO liquides (lisiers, boues liquides) (Chadwick et al., 2000; Loro et al., 1997) souvent riches en ammonium qu'avec les PRO solides (fumiers) (Rochette, 2008). Les émissions ne semblent pas proportionnelles à la quantité apportée (Dalal et al., 2010 ; Buchkina et al. 2010, Gregorich et al. 2005, van Groeningen et al. 2004).

Les apports de PRO peuvent également avoir un effet indirect lié aux modifications des conditions physico-chimiques du milieu.

Les conclusions de ces études sont très variées et apparaissent souvent contradictoires ne permettant pas de hiérarchiser les effets liés au PRO, aux conditions expérimentales (mesure au champ ou en conditions contrôlées de laboratoire), les effets liés au sol (Mkhabela et al., 2006) ou les effets climatiques.

3.1.3. Lixiviation de nitrates

Un partie de l'azote apportée par les PRO (après minéralisation et/ou nitrification si les stocks de N sous forme de nitrates sont présents à des moments où les cultures n'absorbent pas l'N) peut être perdue par lixiviation vers les eaux souterraines. Ce risque n'a donc pas lieu au moment des épandages mais résulte plutôt des dynamiques de production des nitrates et des périodes de prélèvement par les plantes et/ou ayant lieu avant des périodes drainantes. La lixiviation du nitrate dépend du taux de N minéral présent dans les sols au moment de la reprise du drainage (début d'hiver). Le risque dépend donc de la part d'N potentiellement disponible par les PRO qui n'aura pas été utilisée par les plantes et restera dans le sol après la récolte de la culture. Il est important de connaître la dynamique de minéralisation de l'N afin qu'elle coïncide avec les besoins des plantes (Singh et al. 2003). Les incertitudes sur les quantités de N potentiellement présent dans le sol (liées à l'activité microbienne inféodée au climat) augmentent le caractère aléatoire des risques de lixiviation des nitrates. Le lessivage peut toutefois être limité par une meilleure maîtrise des pratiques d'épandage et de gestion de

l'itinéraire technique. On peut utiliser des leviers tels que l'installation de CIPAN (Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrates, obligatoire sauf dérogations) avant culture de printemps (Chalhoub et al., 2013).

Ces pertes sont contrôlées par les cultures mises en place, les pratiques de fertilisation, les conditions climatiques et le type de sol.

Chalhoub et al. (2013) ont montré que les apports répétés de composts stables (DVB) augmentaient les stocks de MO, mais aussi les risques de lixiviation pendant la période hivernale après l'apport. Les PRO caractérisés par une forte disponibilité en N (N minéral et Norg rapidement minéralisé) sont épandus préférentiellement au printemps, ou si l'épandage se fait à l'automne il faudra assurer un couvert végétal immédiatement après l'apport pour prélever le N minéral disponible (Parnaudeau et al., 2009). En automne, les PRO (boue de STEP pour Kleber et al. (2000) ou fumiers de bovins pour Goulding (2000)) augmentent les risques de lixiviation des nitrates de manière plus importante qu'une fertilisation minérale.

Selon Hartl and Erhart (2005), il semble donc important de prendre en considération dans le raisonnement des doses de fertilisants à apporter, les fournitures en N (sur du long terme) par le sol suite aux augmentations de la MO.

3.2. Apports de contaminants par les PRO

Les PRO peuvent apporter différents contaminants définis comme des substances chimiques ou biologiques dont l'augmentation de la concentration dans le milieu récepteur pourrait avoir pour conséquence une perturbation du milieu ou de l'utilisation du milieu. Les risques peuvent concerner la santé humaine, la santé animale ou l'environnement (eaux, perturbation de la microflore, de macrofaune ou de la flore).

Ces contaminants peuvent être de trois types: *i)* des agents biologiques (pathogènes, résistants aux antibiotiques...), *ii)* des contaminants chimiques inorganiques (ETM principalement) et *iii)* des contaminants chimiques organiques (PCB, HAP, composés pharmaceutiques…)

3.2.1. Contaminants biologiques

Les PRO peuvent contenir des virus ou des bactéries pathogènes qui peuvent s'accumuler dans les sols après apports. Ces contaminants biologiques qui peuvent être de nature variée sont dus à la présence de matières fécales dans les PRO. Nightingale et al. (2004) et Dowe et al. (1997) ont mis en évidence la présence de *Listeria monocytogenes*dans des fumiers bovins. *Pseudomonas aeruginosa* a été retrouvé dans des fumiers (Lavenir et al., 2007) ou dans des composts de déchets industriels (Kaszab et al., 2011).

Les PRO les plus susceptibles d'apporter ces contaminants sont ceux issus des traitements des eaux usées, de effluents d'élevage et des déchets d'abattoir. Des traitements comme le compostage, la méthanisation thermophile ou le chaulage sont en général à l'origine d'un fort abattement de ces contaminants biologiques (Pascual et al., 1997).

Après épandage, ces microorganismes pathogènes peuvent survivre dans les sols de quelques jours à plusieurs années.

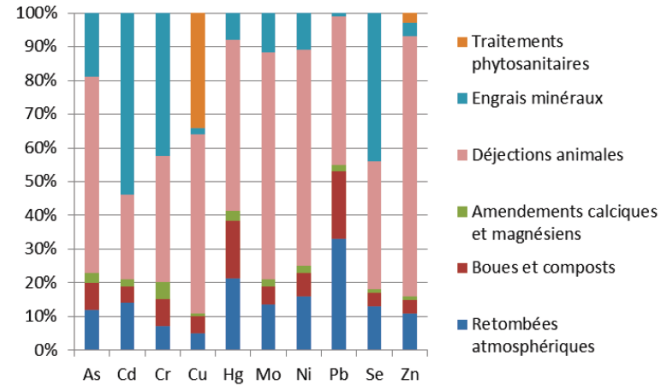
L'utilisation massive d'antibiotiques en médecine humaine et vétérinaire peut conduire à une sélection de bactéries résistantes aux antibiotiques (BRA), pathogènes ou non, que l'on peut retrouver dans les boues de STEP ou les effluents d'élevage. La présence dans les PRO de ces micro-organismes porteurs d'une antibiorésistancedépend de l'origine et du traitement subi par les PRO.

3.2.2. Contaminants inorganiques (ETM)

Tous les éléments traces métalliques (ETM) y compris les oligo-éléments peuvent être toxiques quand ils sont en concentrations trop importantes.

Actuellement, seulement 9 ETM sont réglementés dans le droit français applicable à l'épandage de PRO (teneurs-seuils dans les PRO et/ou les sols récepteurs, et flux annuels maxima à respecter pour que les épandages soient autorisés) (**Tableau 1.2 et Tableau 1.3**).
Le cuivre et le zinc sont les ETM dont les teneurs sont les plus élevées dans les PRO. Les concentrations en ETM rencontrées en France dans les boues d'épuration urbaines et les composts d'ordures ménagères et/ou de déchets verts sont largement inférieures aux seuils

réglementaires. Non réglementés sur ce plan, les effluents d'élevage présentent également des teneurs en ETM inférieurs aux seuils de la réglementation applicable auxboues d'épuration urbaines et aux effluents et déchets issus d'ICPE. Les déjections des animaux d'élevage (émises aupré ou épandues) sont néanmoins une voie d'apport importante, majoritaire pour de nombreux ETM (**Figure 1.16**).



Source : Sogreah 2007

Figure 1.16. Flux annuels de 10 ETM apportés aux sols agricoles en France : contribution des différentes sources à l'échelle nationale.

Si l'effet d'apports de PRO (à doses agronomiques normales) sur la teneur totale en ETM déjà présents dans le sol est très faible à l'échelle de quelques années, tout apport régulier, même en faible quantité, contribue à leur accumulation progressive dans le milieu. L'augmentation sensible des teneurs en Cu et en Zn dans certains sols en Bretagne est ainsi associée à l'épandage régulier d'effluents d'élevage.

En fonction des flux apportés, les boues de STEP comme les autres PRO peuvent augmenter les concentrations totales en Zn, Cd et Cu des sols alors que les enrichissements sont marginaux en As, de plus les enrichissements en Ni, Pb et Cr varient selon le type de déchets organiques appliquées (Smolders et al., 2012 ; Erhart et al., 2008). Camilotti et al. (2009) ont regardé les teneurs en Cd, Cr, Ni et Pb total dans le sol après 4 applications annuelles de boues de STEP à des doses réalistes (<10 $t.ha^{-1}.an^{-1}$). Ils n'ont trouvé aucun changement significatif dans les teneurs totales en Cd, Cr, Ni et Pb dans le sol. Erhart et al. (2008) n'ont observé aucune augmentation significative des concentrations totales en Cd, Cr, Cu, Ni et Pb des sols après 10 ans de fertilisation avec du compost de biodéchets (6 apports répétés). Seules les concentrations totales en Zn ont augmenté dans les parcelles recevant les doses d'application des composts de biodéchets les plus fortes (22.5 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ équivalent à 225 t

$MB.ha^{-1}$ appliqué au total sur 10 ans). Smolders et al. (2012), qui comparent l'apport de Cu ajouté au sol soit par une application à long terme de boue de STEP soit par ajout directement au sol de $CuCl_2$ concluent que la disponibilité en Cu après des applications à long terme d'amendements organiques est inférieure à celle fraîchement ajoutée au sol, principalement en raison de sa faible disponibilité dans la matrice d'origine et car il n'y a aucune remobilisation du Cu apporté par les PRO sur le long terme dans les sols.

Les traitements que peuvent subir les matières avant épandage influencent la concentration et la mobilité des ETM. Tout traitement qui élimine une phase (l'eau par séchage, la MO par digestion anaérobie, compostage ou combustion) concentre mécaniquement les ETM dans les PRO ainsi traités. A l'inverse, certains traitements qui nécessitent l'ajout d'une autre matière à la matière résiduaire initiale (ajout de déchets verts lors du compostage des boues d'épuration, addition de chaux lors du chaulage) entraînent une dilution des ETM si la matière ajoutée n'est pas contaminée. Le compostage, la digestion anaérobie, le chaulage et la pyrolyse tendent à diminuer leur mobilité.

3.2.3. Contaminants organiques (CTO)

Les composés traces organiques (CTO) potentiellement présents dans les PRO, peuvent être de natures très variées et présenter des caractéristiques physico-chimiques et des réactivités biologiques différentes qui vont conditionner leur devenir dans l'environnement. En France, la réglementation concerne 10 CTO persistants (3HAP et 7 PCB). Les molécules pharmaceutiques et pesticides, CTO spécifiques des effluents d'élevage et des PRO d'origine urbaine, ne sont pas réglementées. Les PRO les plus étudiés concernent les boues d'épuration urbaines et les effluents d'élevage.

Contrairement aux ETM, ils peuvent être dégradés après apport au sol.

4. Bilan des effets

Comme évoqué précédemment, les études traitant des impacts des apports de PRO sur le fonctionnement des sols sont nombreuses mais restent fragmentaires et certains résultats

peuvent diverger. Les conditions d'études sont souvent diverses. On pourra distinguer les fréquences des apports, les doses d'apports, les périodes d'apport, le temps d'observation des effets après les apports (court-long-moyen terme), ainsi que les conditions expérimentales de laboratoire et/ou de terrain (suivi au champ, sur sols nus ou cultivés avec une grande diversité des cultures).

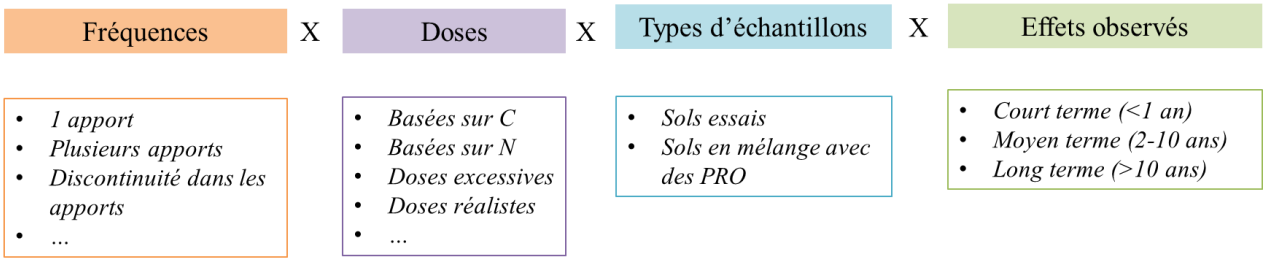


Figure 1.17. Schéma récapitulant les conditions diverses d'études des impacts des PRO.

Les différentes dimensions temporelles sont rarement étudiées dans une seule étude de cas. Par exemple, Diacono and Montemurro (2010) ont réalisé une revue sur les effets à long terme de l'apport de PRO sur la fertilité des sols. En outre, les fréquences d'analyses varient également d'une étude à une autre, la majorité faisant un état des lieux à une seule date. Seules quelques études prennent en compte les aspects temporels et comparent des effets à court-terme et à long-terme (García-Gil et al., 2000 ; Fernandez et al., 2009).

De nombreux effets positifs avec augmentation du stock de C et N, libération de nutriments, maintien ou amélioration des rendements, stimulation des microorganismes ou négatifs comme l'apport de contaminants organiques, minéraux ou biologiques dans les sols, contamination de l'air avec les émissions de NH_3 ou N_2O, et contamination des eaux avec la lixiviation potentielle de nitrates ou de contaminants peuvent être mesurés suite à d'apports de PRO (**Figure 1.18**). Afin de rendre compte de l'impact de la pratique d'épandage (de la fabrication des composts à l'épandage au champ et des arrières-effets de la pratique), il semble donc nécessaire de développer des méthodes d'évaluation multicritères de la filière. L'élaboration d'un bilan global des effets agronomiques et environnementaux apparaît nécessaire mais délicat afin de hiérarchiser les PRO.

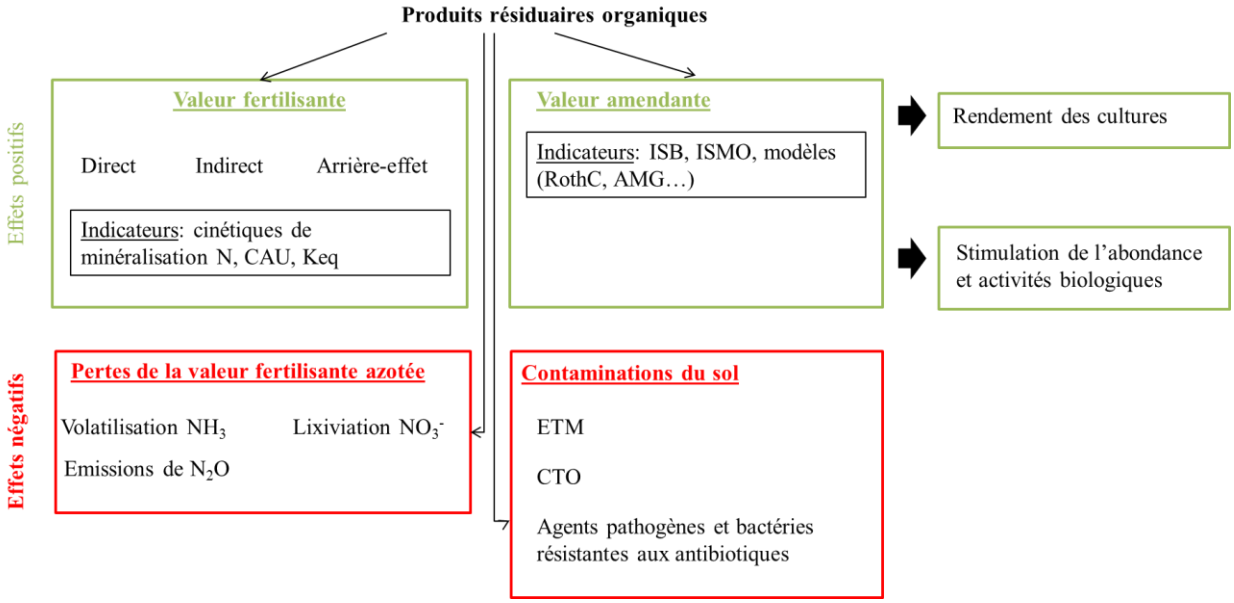


Figure 1.18. Schéma global des effets détaillés précédemment.

5. Evaluation multicritères de la pratique d'épandage des PRO

Différentes approches existent pour évaluer des pratiques culturales dans leur ensemble comme *i)* des bilans C qui traduisent le bilan des effets liés au changement climatique : stockage de C, émissions de GES, consommation énergétique… d'une pratique donnée, *ii)* des analyses de cycles de vie qui traduisent les impacts sur différentes catégories d'une pratique ou de la fabrication d'un produit ou encore *iii)* le développement d'indices de qualité des sols.

Deux approches ont été utilisées durant cette thèse pour tenter de regarder l'ensemble des effets de la pratique d'épandage des PRO. La première approche est une adaptation d'une méthode d'évaluation environnementale monocritère s'intéressant au bilan C (« *carbon footprint* ») s'inspirant d'une méthode multicritère d'analyse de cycle de vie (ACV) et la seconde est une méthode d'évaluation de la qualité des sols et des cultures agrégeant différentes fonctions du sol/culture.

5.1. Bilan C ou « *carbon footptint* »

L'agriculture contribue fortement aux émissions de GES : 17.8% des émissions françaises en 2010 (Esco "Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ?" Pellerin et al, 2014). D'où la nécessité de mettre en place des pratiques qui permettent de réduire les émissions de GES de manière à les diviser par 4 d'ici 2050 par rapport à 1990.
La synthèse de fertilisants minéraux consomme une part importante d'énergie fossile et leur utilisation une fois apportés au sol est à l'origine d'émissions de N_2O. Les épandages de PRO pourraient permettre de limiter ces émissions de GES.

Les épandages de PRO peuvent également favoriser le stockage de C qui peut constituer un moyen temporaire d'atténuation du changement climatique. Si l'on augmente ainsi la matière organique de tous les sols chaque année de 4 pour mille (équivalent à une augmentationde 0.25 t $C^{-1}.ha^{-1}.an^{-1}$ pour des sols labourés ayant un stock initial de C de 40 t $C.ha^{-1}$), il serait possible de compenser l'excédent des émissions annuelles de gaz à effet de serre à l'échelle planétaire (MAAF 2015).

Ainsi l'épandage de PRO aura un bilan C intéressant si les quantités de C stockées (exprimées en eq CO_2) sont supérieures aux émissions de GES (exprimées en eq CO_2).

Dans les ACV, la mesure de l'impact climatique passe par des analyses standardisées (ISO 14040 et ISO 14044). Cette approche multicritère dépend des hypothèses de départ (limites du système), de l'inventaire des paramètres et du choix de la méthode utilisée (endpoint ou midpoint par exemple).

Certaines études se focalisent sur cet impact climatique de la pratique d'épandage de PRO via la mesure de l'empreinte C ou bilan C (*carbon footprint*). Cette méthode prend en compte les flux entrants et sortants de C et permet de caractériser la pression exercée par les activités anthropiques sur le changement climatique (EscoMafor, 2014).

Ces bilans C faits au champ ne considèrent que rarement les processus en amont : transport, production des PRO, traitements (compostage, digestion anaérobie...) dont les effets seraient agrégés aux effets après épandage (Saer et al., 2013). Le plus souvent, les études se focalisent sur les traitements avant épandage (Quirós et al., 2014) ou sur l'application seule (Martinez-

Blanco et al., 2013) mais les émissions liées à l'application au champ prennent rarement en compte les effets résiduels ou arrière-effets de l'utilisation répétée des PRO au champ.

5.2. Evaluation des services écosystémiques

L'apport de MO via les PRO impacte de nombreuses propriétés physiques, chimiques et biologiques au cœur du fonctionnement du sol et peut ainsi contribuer à différents services écosystémiques du sol.

Les services écosystémiques se divisent, selon le Millenium Ecosystem Assessement (2005) en 4 principales catégories (**Figure 1.19**) :

- les services de support/soutien aux conditions favorables de la vie sur terre (habitats, formation des sols...)
- les services d'approvisionnement (nourriture, bois, production agricole, ressource génétique, eau douce...)
- les services de régulation (régulation des maladies, fonctionnement des cycles biogéochimiques, régulation de la qualité de l'eau, de l'air via le stockage de carbone et limitation des émissions de gaz à effet de serre...)
- les services culturels et sociaux (esthétique, spirituel ou récréatif ; ex : organisation des paysage, parcs naturels, jardin)

Figure 1.19. Classification des services écosystémiques proposée par le MEA (2005).

L'épandage de PRO peut spécifiquement impacter les services d'approvisionnement via la production agricole, les services de régulation *i)* de la qualité des sols, des eaux et des plantes au travers de l'accumulation, la filtration ou la dissipation de contaminants minéraux ou organiques, la résilience d'agents pathogènes dans les sols, *ii)* des quantités d'eau disponible (infiltration, rétention d'eau), *iii)* de l'érosion, *iv)* du climat via les équilibres stockage de carbone versus émission de GES... et enfin les services de soutien tels que la stabilité de la structure du sol (Giller et al., 1997), (**Figure 1.17**).

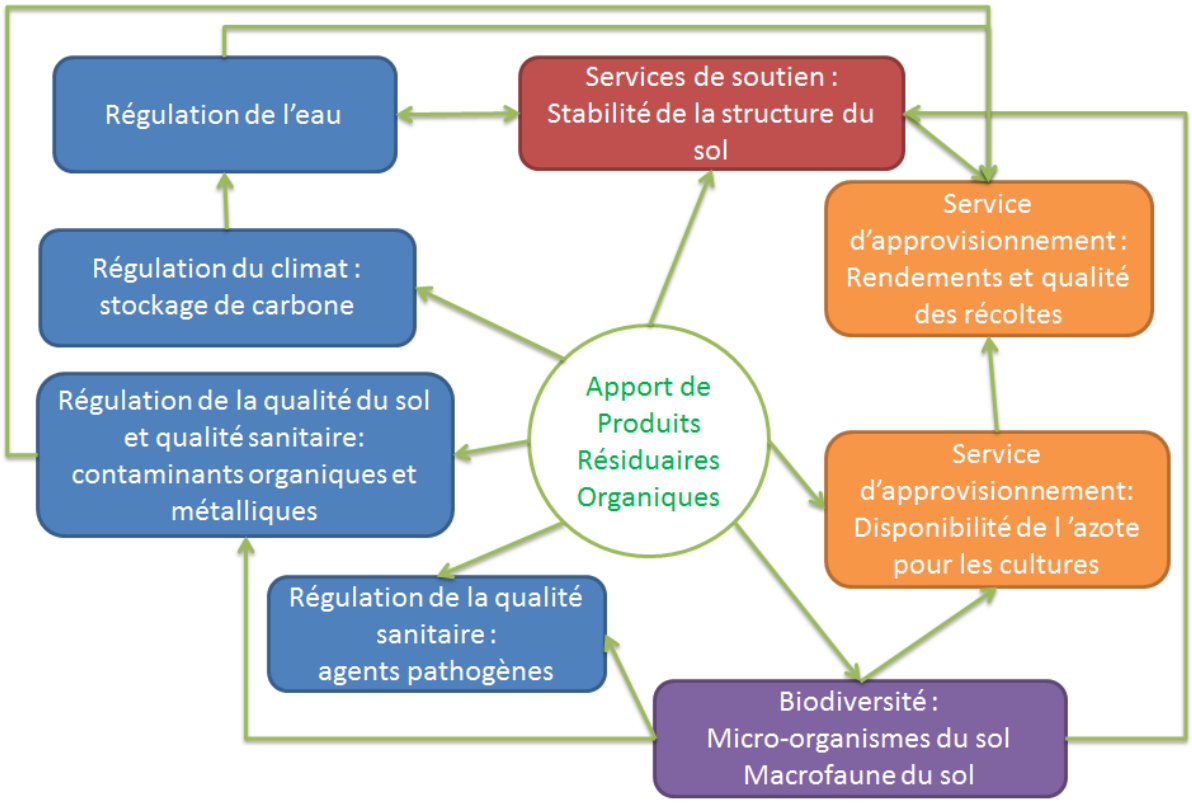


Figure 1.20. Apport de produit résiduaires organiques et services écosystémiques associés et interactions (d'après brochure ECOSOM-SNOWMAN)

Pour assurer la pérennité de la pratique du retour au sol des PRO, il est nécessaire de considérer non seulement les services mais également les dysservices qu'ils pourraient générer dans l'évaluation globale de la pratique.

Quantifier les services écosystémiques peut s'avérer difficile car la plupart des services regroupent plusieurs fonctions des sols. Mais certaines fonctions et propriétés du sol peuvent être plus facilement mesurables et avoir des liens avec les services en question (ex : lixiviation des nitrates et drainage dans le service de qualité de l'eau ou le pouvoir de réchauffement climatique globale (GWP) dans le service de régulation d climat...). Par conséquent ils pourront être utilisés comme indicateurs de services écosystémiques (Dale and Polasky, 2007; Syswerda and Robertson, 2014).

5.3. Définition de la qualité des sols et introduction d'indices de qualité des sols (IQS)

A partir des années 1990, les auteurs définissent la qualité du sol comme « son aptitude à fonctionner au sein et dans les limites des écosystèmes naturels ou aménagés, afin de maintenir la productivité végétale et animale, maintenir ou améliorer les qualités de l'eau et de l'air, et soutenir la santé humaine et les besoins d'habitations » (Doran et al., 1994; Doran and Parkin, 1996; Karlen et al., 1997; Karlen and Stott, 1994; Larson and Pierce, 1991). La qualité du sol est un concept complexe qui ne peut être directement mesuré au champ ou en laboratoire (Stocking, 2003) mais qui peut seulement être déduit des caractéristiques des sols (Diack Stott 2001).

La définition de la qualité des sols, d'abord centrée sur le service de production agricole au sens strict, englobe maintenant l'ensemble des services que les sols fournissent à leur environnement ou aux sociétés humaines.

La qualité des sols peut être mesurée pour vérifier l'adéquation d'un sol avec un usage donné ou pour évaluer une pratique agricole telle que l'épandage de PRO (**Figure 1.21**). Elle se base sur un ensemble de propriétés physiques, chimiques et biologiques (Andrews et al., 2004), intrinsèques (texture…) ou dynamiques (MO, disponibilité des nutriments…) à l'échelle de temps considérée (Kuyendall et al., 2008 ; Robinson et al., 2009).

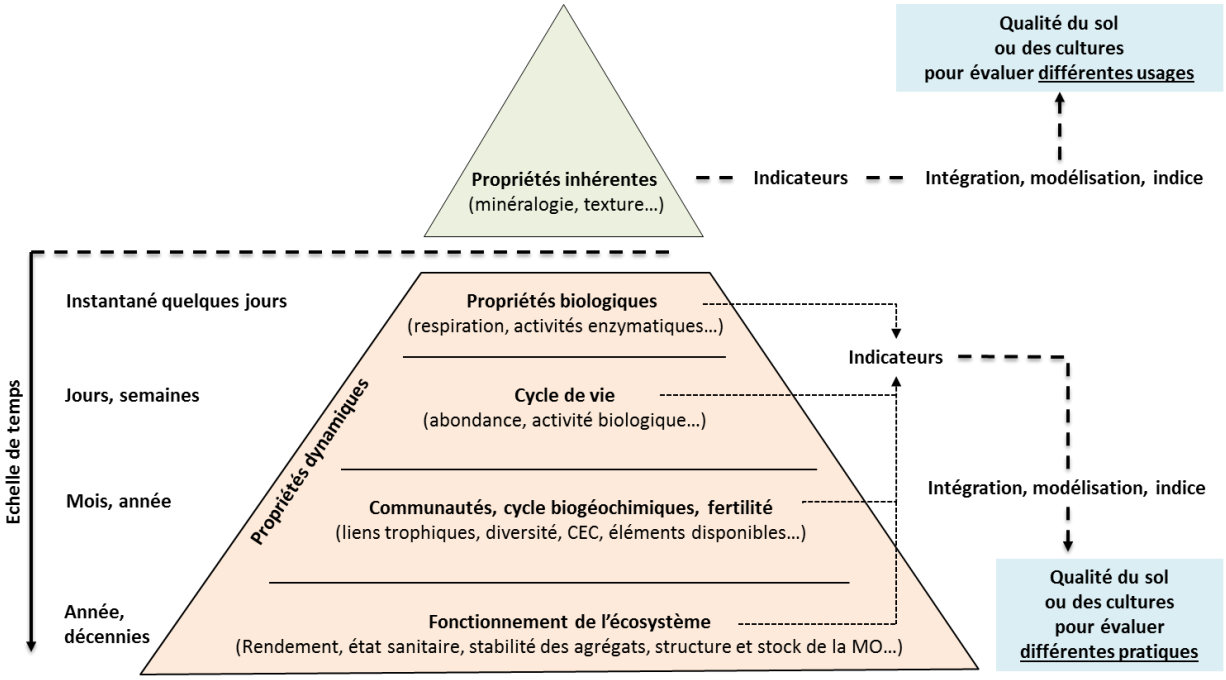


Figure 1.21. Différents niveaux de réponse des indicateurs de la qualité des sols et/ou des cultures, d'après Feix et al. (2012), Robinson et al. (2009), Kuyendall et al. (2008).

Parmi la grande quantité de paramètres mesurables du sol, il est nécessaire de sélectionner des indicateurs. Un bon indicateur de qualité du sol doit être sensible à une ou plusieurs modifications de l'écosystème et aux variations climatiques à long terme, être lié au fonctionnement du sol, peu coûteux, facilement mesurable et facile à interpréter (Doran and Parkin, 1996). Ces indicateurs peuvent être choisis à « dire d'expert » ou à partir d'outils statistiques. Les indicateurs normalisés sont ensuite interprétés par rapport à des courbes de réponses linéaires (Bhaduri and Purakayastha, 2014; Glover et al., 2000; Masto et al., 2007), ou non-linéaires (Andrews et al., 2004).

Des auteurs ont cherché à mettre en évidence l'impact du choix de la courbe de réponse sur la valeur finale de l'IQS. Andrews et al. (2002) ont conclu qu'en utilisant des courbes de réponses non-linéaires, les fonctions du sol sont mieux représentée qu'en utilisant des courbes de réponses linéaires. Mais l'utilisation des courbes de réponses non-linéaires exige une meilleure connaissance du système. Des outils mathématiques ont également été développés pour agréger les indicateurs du sol et définir un indice global de qualité du sol (IQS) (**Figure 1.22**).

Deux principales approches ont été développées au cours de ces dernières années et repris par bon nombre d'auteurs: la sélection et la pondération des indicateurs à « dire d'expert »

développées par Karlen and Stott (1994) (utilisée par Gelaw et al., 2015 ; Glover et al., 2000 ; Masto et al., 2007) et l'utilisation de méthodes statistiques pour choisir les indicateurs (tests de comparaison, des matrices de corrélation, ACP…) développée parAndrews et al. (2004, 2002). Les indices finaux ont une valeur comprise entre 0 et 1, 1 correspondant à une qualité des sols maximale. La première approche dite de « sélection des indicateurs à dire d'experts » cible toujours les mêmes fonctions du sol : la facilité du ressuyage de l'eau, la disponibilité de l'eau, la résistance à la dégradation et la fourniture de nutriments pour les plantes. Alors que dans l'autre méthode dite « de choix des indicateurs par des méthodes statistiques », ces indicateurs peuvent varier en fonction des données sélectionnées et mesurées par les auteurs.

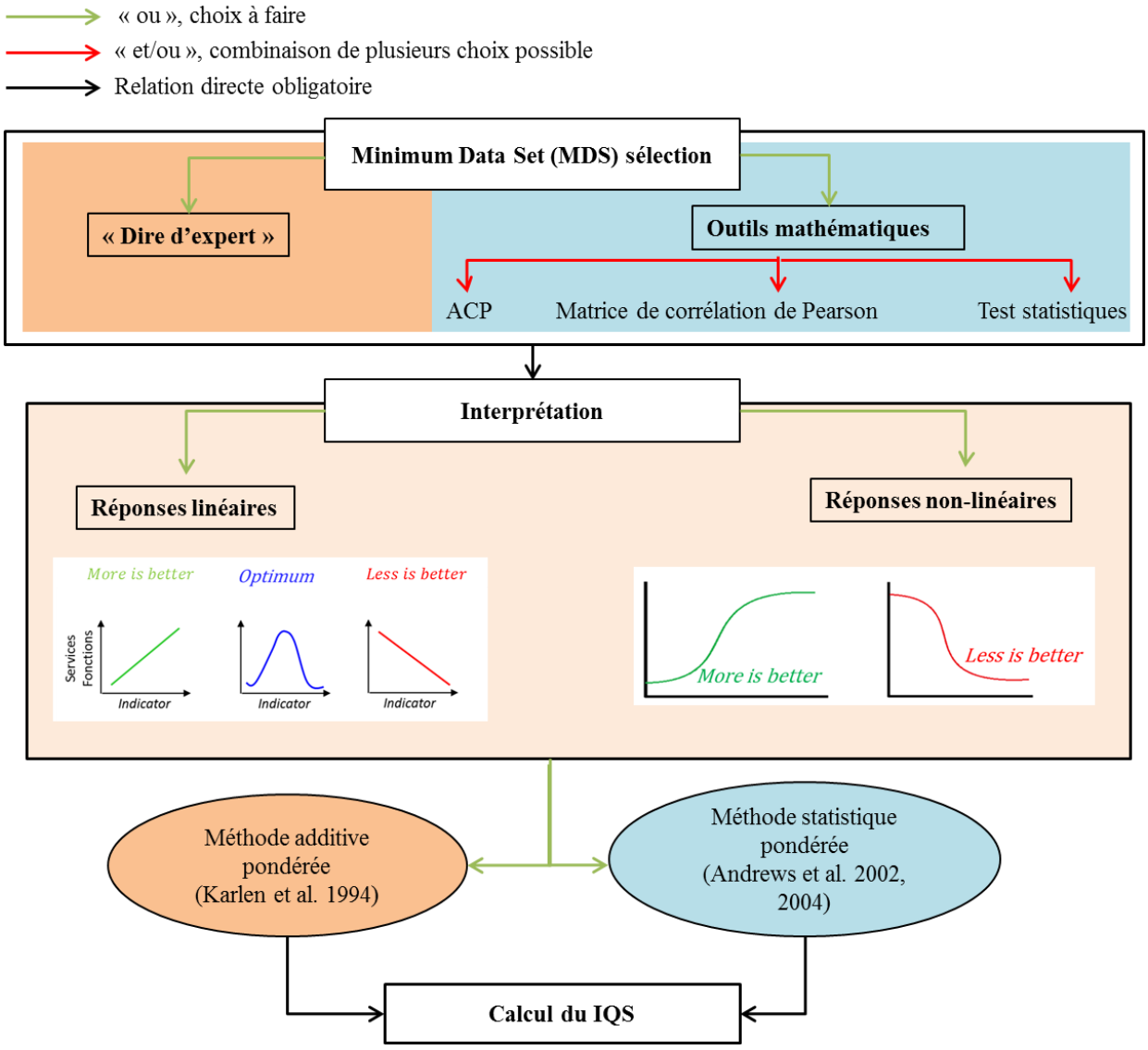


Figure 1.22. Schéma méthodologique général du calcul de l'IQS.

Après la collecte et la mesure des indicateurs, les résultats et données doivent être agrégées pour définir les indices de qualité des sols. Mukherjee and Lal (2014) ont comparé les 2 principales approches d'agrégation des indicateurs sur les indices de qualité des sols (**Figure 1.22**). Ils ont montré que les deux approches étaient corrélées (r=0.97). Ces 2 méthodes présentent cependant des avantages et des inconvénients. La méthode pondérée à dire d'expert tout en étant subjective facilite la comparaison entre sites d'études puisque les mêmes catégories de fonctions du sol sont en général considérées. Quant à la méthode statistique pondérée, elle apparaît plus objective et elle permet de prédire la qualité du sol avec un jeu de données plus réduit.

6. Conclusion

Il ressort de cette étude bibliographique que les effets des apports de PRO ont donc beaucoup été étudiés que ce soit sur la fertilité des sols, le stockage de C et les propriétés des sols liées aux teneurs en MO, les microorganismes du sol, les risques liés à leur valeur fertilisante...mais peu de travaux prennent en compte l'ensemble des effets dans l'évaluation de la pratique.

Malgré les nombreuses études, des manques de connaissances ont néanmoins été identifiés et notamment en ce qui concerne les effets des PRO sur les communautés de microorganismes dénitrifiants ou d'archées. De plus, si certains PRO ont été bien étudiés, d'autres restent peu renseignés (par exemple la volatilisation d'NH_3 très étudiée sur les fumiers et lisiers). A ce constat s'ajoute la grande diversité des conditions testées et les méthodes de mesures utilisées (exemple des mesures de gaz NH_3 et N_2O) dans les différentes études qui rend difficiles les comparaisons.

Dans cette thèse, nous avons donc utilisé des données issues *i*) d'expériences en laboratoire à la suite d'un apport unique pour préciser les effets à court-terme (suivi des minéralisations C, N, émissions gazeuses N_2O et NH_3, abondances des microorganismes...), *ii*) ainsi que des mesures faites dans deux sites expérimentaux de longue durée (QualiAgro et Colmar) à différents pas de temps (suivi des minéralisations C, N, abondances des microorganismes du sol quelques mois avant le $n^{ième}$ épandage et quelques semaines après le $n^{ième}$ épandage). L'ensemble de ces données a été utilisé pour *i)* évaluer la pratique d'épandage à l'aide d'un bilan C pour quantifier l'impact de l'insertion des PRO sur le changement climatique, *ii*) et retranscrire les effets mesurés en services écosystémiques. L'agrégation des données acquises durant cette thèse et d'autres données issues de programmes antérieurs nous a permis dans un ultime chapitre de développer des indices de qualité des sols/cultures pour permettre une évaluation multicritères de la pratique d'épandage.

CHAPITRE 2. PRESENTATION DES SITES EXPERIMENTAUX

Les 2 sites expérimentaux au champ utilisés dans le cadre de cette thèse font partie du dispositif national SOERE PRO (Système d'Observations et d'Expérimentations au long terme pour la Recherche en Environnement sur les Produits Résiduaires Organiques), réseau de sites d'expérimentations en plein champ dans différentes régions (Ile de France, Bretagne, Alsace, Lorraine, Aquitaine, La Réunion, Burkina Faso) pour prendre en compte la diversité des situations pédoclimatiques, des pratiques culturales et des PRO apportés dans l'étude des impacts de l'épandage agricole de PRO sur la qualité des sols, de l'air des eaux et des cultures (**Figure 2.1**).

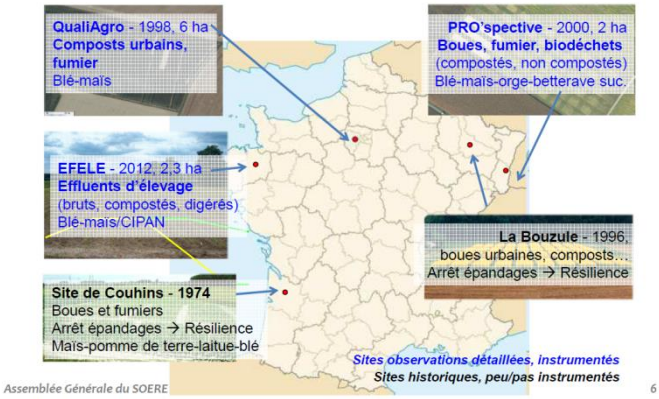


Figure 2.1. Dispositif national SOERE PRO (France métropolitaine)

1. QualiAgro

Le dispositif QualiAgro, situé à Feucherolles sur le plateau des Alluets le Roi (Yvelines, Ile de France) a été mis en place en 1998 pour l'étude des effets à long terme d'applications de PRO sur la fertilité des sols et le devenir des contaminants minéraux et organiques dans les sols, eaux et cultures, dans le cadre d'une coopération INRA-Veolia Recherche & Innovation.

1.1. Contexte pédoclimatique

Le sol, représentatif des sols limoneux cultivés du nord de la France, est un Luvisol. L'horizon labouré (0-28cm) contient 78% de limons, 15% d'argiles et 7% de sables (**Figure 2.2**). Les teneurs en Corg total et Ntot, lors de la mise en place de l'essai, étaient de 1.1% et 0.1% respectivement. Le pH moyen initial était de 6.9. Le climat est tempéré modéré par des

influences océaniques avec une température moyenne annuelle de 11°C et une pluviométrie de 589 mm (station météorologique à 300 m).

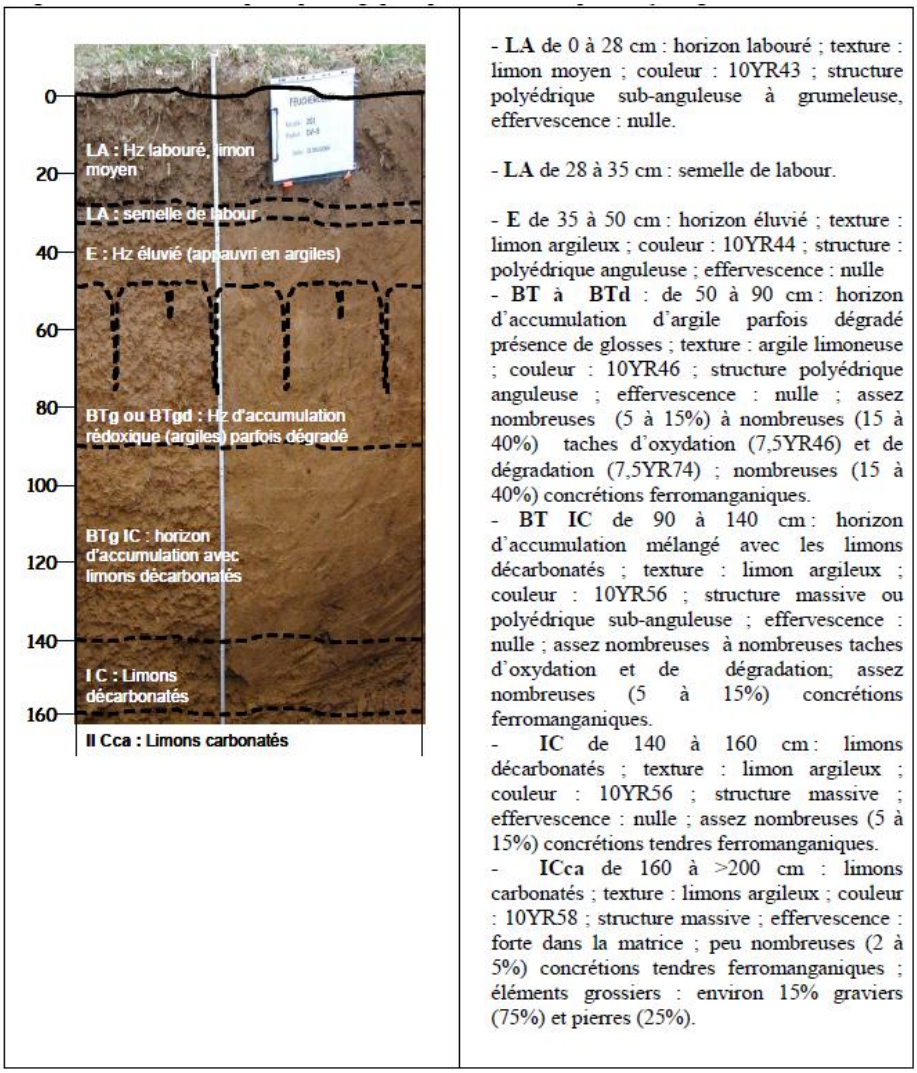


Figure 2.2. Profil pédologique représentatif du dispositif de QualiAgro.

1.2. Présentation de l'essai

L'essai occupe une surface de 6 ha. Il comprend 4 blocs de 10 parcelles, de 450 m² chacune (**Figure 2.3).** Le site est subdivisé en 2 sous-essais se différenciant par le niveau de fertilisation azotée. Deux niveaux de fertilisation sont testés : un apport optimal basé sur un mélange liquide urée+N ammoniacal (solution 39) et un apport minimal (0N sur maïs, N minimum sur blé). Dans chaque sous-essai, les 5 traitements étudiés sont randomisés.

Figure 2.3. Plan du dispositif QualiAgro incluant 2 sous-essais (Nmin faible et Nmin optimal) comprenant chacun 4 blocs de 5 parcelles (TN dans NMin faible : témoins avec apport de NMin que sur blé, TN dans NMin optimal : témoin fertilisé n'ayant jamais reçu de PRO, OMR : ordures ménagères résiduelles, DVB : co-compost de déchets verts et de boue, FUM : fumier). Les 5 parcelles équipées de bougies poreuses et cases lysimétriques pour prélever les solutions du sol sont signalées en rouge.

1.3. Succession culturale

La succession culturale consiste en une rotation blé-maïs. Exceptionnellement en 2007, une orge a été implantée à la place du maïs en raison d'une alerte chrysomèle interdisant la culture du maïs (**Figure 2.4**). Les pailles de blé et orge sont exportées alors que les résidus de maïs sont enfouis dans le sol.

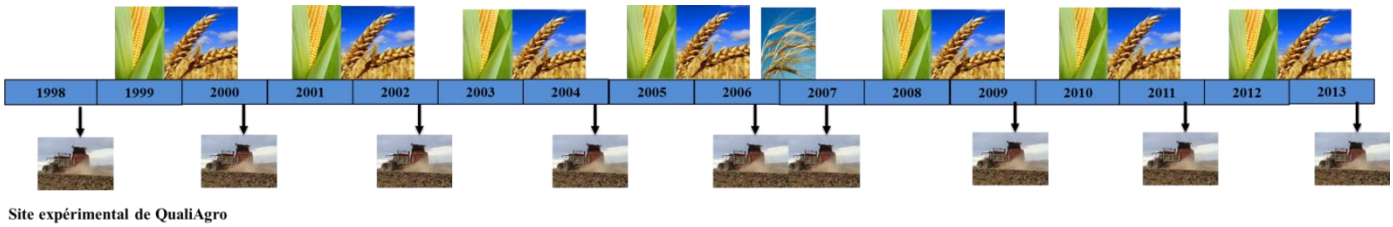


Figure 2.4. Succession culturale à QualiAgro depuis le début de l'essai jusqu'à 2013.

1.4. PRO épandus

Les PRO ont été épandus mécaniquement en septembre 1998, 2000, 2002, 2004, 2006, 2007, 2009 et 2011 sur chaumes de blé. Chaque épandage représente un apport de 4 t de C organique.ha^{-1} (ce qui correspond à 2 à 3 fois les pratiques d'apport classiques en agriculture céréalière).

Quatre traitements organiques sont testés et comparés à un témoin qui ne reçoit aucun apport organique:

1. un compost d'ordures ménagères résiduelles (**OMR**), issu du compostage d'ordures ménagères résiduelles après collecte sélective des emballages propres et secs (papiers, cartons et contenants plastiques),
2. un co-compost de boue urbaine et de déchets verts (**DVB**),
3. un compost de la fraction fermentescible des ordures ménagères, collectée sélectivement et co-compostée avec des déchets verts (**BIO**), aussi appelé compost de biodéchets
4. un fumier de bovins laitiers (**FUM**), provenant de la ferme de Grignon

On notera dans le reste du manuscrit _Q à la suite des noms des PRO de QualiAgro. Les procédés de compostage utilisés pour les composts épandus sur QualiAgro ont évolué au cours du temps, mais les déchets entrant restent quasiment les mêmes sauf pour l'OMR_Q à partir de 2009 (**Tableau 2.1**). Le compost de biodéchets (BIO_Q) est depuis 2002 fabriqué sur les mêmes plateformes que celui de Colmar. Depuis 2002, le compost de DVB_Q, provient également du même lieu de fabrication que celui de Colmar. En 2009 et 2011, le compost OMR_Q est un compost d'ordures ménagères résiduelles fabriqué à façon à partir d'un mélange de déchets sélectionnés (69% de biodéchets issus de la collecte sélective des biodéchets des ménages, 27% de papiers-cartons issus de la filière de valorisation des papiers cartons, catégorie gros de magasin, norme NF EN 643 (AFNOR, 2014) et 4% de déchets verts broyés).

Tableau 2.1. Origine des PRO épandus entre 1998 et 2011, déchets entrants et procédés de traitement (d'après le rapport de synthèse des résultats de QualiAgro 2011-2012).

PRO	Année	Origine	Déchets entrants	Affinage	Fermentation		Maturation	
				mm	procédé	durée	procédé	durée
OMR	1998	A	Ordures ménagères résiduelles	10 à 12	SILODA couvert	22 jours	Sous abri	5 jours
	2000							
	2002							
	2004							
	2006	B		30	BRS 3 jours	Andain 1 mois		
	2007							
	2009	C	Mélange à fonçon (69% de bio-déchets+27% de papiers-cartons+4% de déchets verts broyés)	12,5	Aération forcée (sans retournement)	1 mois	Extérieur	5 jours
	2011	D		40				
BIO	1998	E	Fraction fermentescibles des ordures ménagères + déchets verts	20	SILODA couvert	1 mois	Sous abri	2 mois
	2000	F			Aération forcée sous bâche	26 jours	Andains extérieurs	4 mois
	2002	G		25	Compostage lent (retournements)	3 mois		3 mois
	2004							
	2006							
	2007	H			Fermentation accélérée	5 semaines	Sous abri (dont 2 semaines en aération forcée)	6 mois
	2009							3 mois
	2011						Sous abri (dont 2 semaines d'aspiration forcée)	
DVB	1998	I	Déchets verts + Boues de STEP	20	Andains couverts	3 mois	Sous abri	2 mois
	2000				Extérieur	1 mois	Extérieur	1 mois
	2002	J	Déchets verts + Boues de STEP (Colmar)+broyat de palettes	40	Aération forcée sous abri	6 semaines		3 mois
	2004							
	2006			20		4 semaines		4 mois
	2007							
	2009							3 mois
	2011		Déchets verts + Boues de STEP (Belfort)+broyats de palettes					
FUM	1998	Grignon (78)	Fumiers de bovins laitiers	/	/	/	/	/
	2000							
	2002							
	2004							
	2006							
	2007							
	2009							
	2011							

1.5. Caractéristiques analytiques des PRO

Le **Tableau 2.2** présente les principales caractéristiques physico-chimiques moyennes et le

Tableau 2.3 les ISMO et les compositions biochimiques moyennes des PRO apportés sur QualiAgro entre 1998 et 2011.

L'ISMO est un Indicateur de Stabilité de la Matière Organique (Lashermes et al., 2009), basé sur le fractionnement biochimique de la MO et la cinétique de minéralisation du C en conditions standardisées de laboratoire (AFNOR, 2009a).

Il est calculé comme suit :

$$ISMO = 44.5 + 0.5\ SOL - 0.2\ CEL + 0.7\ LIC - 2.3\ Ct3$$

Avec SOL : proportion de MO soluble, LIC : proportion de fraction lignine, CEL : proportion de fraction cellulose et Ct3 : pourcentage de minéralisation du C pendant 3 jours d'incubation

dans du sol. L'ISMO est un indicateur de la proportion de MO susceptible de contribuer au stock de MO du sol. Plus l'ISMO est élevé, plusla MO du PRO est stable (et donc moins biodégradable) et aura une efficacité amendante importante.

Les composts de DVB_Q, BIO_Q et OMR_Q sont plus secs que le fumier de bovins (65-70% de MS contre 40 pour le FUM_Q). Les composts OMR_Q sont caractérisés par une teneur en Mg significativement supérieure aux autres traitements (8.4±4.3 $g.kg^{-1}$ MS). Le FUM_Q est plus riche en K (35.2 ±2.8 $g.kg^{-1}$ MS), le compost DVB_Q est le plus riche en phosphore total (29.5± 8.1 $g.kg^{-1}$ MS). Le compost DVB_Q et le FUM_Q sont en moyenne les plus riches en azote total (25± 5 $g.kg^{-1}$ MS et 23 $g.kg^{-1}$ MS respectivement). Le rapport C/Ntot de l'OMR_Q est également significativement plus élevé que celui des autres PRO (15.8 ± 2.6). BIO_Q est en moyenne plus riche en $CaCO_3$ (90.2±55.9 $g.kg^{-1}$ MS) par rapport aux autres PRO. La stabilité de la matière organique des PRO évaluée par l'indice ISMO (Lashermes et al., 2009) nous indique que les composts OMR_Q et FUM_Q sont en moyenne plus biodégradables (49±13 et 67±7%, respectivement) que les deux autres composts DVB et BIO (78 ±9% et 76 ±6%).

Tableau 2.2. Caractéristiques physico-chimiques moyennes des PRO apportés sur QualiAgro entre 1998 et 2011.

Co-compost de déchets verts et de boue urbaine (DVB_Q), compost de biodéchets (BIO_Q), compost d'ordures ménagères résiduelles (OMR_Q) et fumier bovin (FUM_Q).

Avec Corg=carbone organique, Ntot=Azote total, Nmin=Azote minéral, Norg=Azote organique.

Les statistiques ont été effectuées pour distinguer les différences entre traitements pour chacun des paramètres. Les lettres différentes montrent des différences significatives entre traitements. L'absence de lettre signifie qu'il n'y a pas de différence significative notable entre traitement pour un paramètre donné.

		OMR_Q		DVB_Q		BIO_Q		FUM_Q	
Quantité apportée	t MS.ha^{-1}	12 ± 3.2		16.4 ± 2.7		19.1 ± 4.2		13.2 ± 2	
MS	%	67 ± 12	a	65 ± 8	a	70 ± 9	a	40 ± 8	b
pH	-	7.54 ± 0.50	bc	7.49 ± 0.60	c	8.10 ± 0.50	b	9.06 ± 0.30	a
Corg	g.kg^{-1} MS	310 ± 45	a	265 ± 46	b	211 ± 46	c	324 ± 67	a
Ntot	g.kg^{-1} MS	20 ± 3	b	25 ± 5	a	18 ± 2	b	23 ± 4	a
Norg	g.kg^{-1} MS	17.0 ± 2.0	b	20.7 ± 2.5	a	16.9 ± 4.1	b	21.0 ± 3.0	a
N-NH4	g.kg^{-1} MS	2.8 ± 1.7	b	4.1 ± 1.1	a	1.2 ± 1.0	c	1.5 ± 1.6	c
N-NO3	g.kg^{-1} MS	0.0 ± 0.0	c	0.2 ± 0.3	bc	0.1 ± 0.1	ab	0.2 ± 0.2	a
C/Norg	-	18.5 ± 4.1	a	12.9 ± 2.8	b	12.6 ± 1.6	b	15.5 ± 2.7	a
C/Ntot	-	15.8 ± 2.6	a	10.7 ± 2.2	b	11.8 ± 1.7	b	14.4 ± 2.9	a
CaCO3	g.kg^{-1} MS	69.0 ± 23.9	ab	27.8 ± 11.9	c	90.2 ± 59.9	a	47.0 ± 16.7	b
P2O5 total	g.kg^{-1} MS	8.1 ± 1.7	c	29.5 ± 8.1	a	10.7 ± 3.0	bc	13.0 ± 2.6	b
K	g.kg^{-1} MS	10.4 ± 2.8	c	14.8 ± 4.5	c	21.2 ± 2.9	b	35.2 ± 2.8	a
Mg	g.kg^{-1} MS	8.4 ± 4.3	a	4.9 ± 0.7	bc	4.6 ± 0.8	c	5.8 ± 1.1	b

Tableau 2.3. Moyenne des compositions biochimiques, du C facilement minéralisable mesuré après 3 jours d'incubation (Ct3) et des ISMO des PRO de QualiAgro entre 1998 et 2011.

		OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q
Ct3	% Corg	9.6 ± 3.1	2.1 ± 0.9	3.4 ± 1.4	3.2 ± 0.7
SOL	%MO	41.5 ± 7.4	45.5 ± 7.4	44.9 ± 6.2	39.1 ± 6.4
CEL	%MO	33.7 ± 8.9	21.1 ± 8.1	21.5 ± 2.8	27.0 ± 7.1
LIC	%MO	18.0 ± 5.3	27.8 ± 9.6	29.3 ± 7.7	21.8 ± 3.4
ISMO	% Corg	49.0 ± 13.0	77.6 ± 8.7	75.5 ± 6.3	66.6 ± 7.0

Les **Figure 2.5** et **Figure 2.6** représentent les cinétiques moyennes de minéralisation C et N des PRO de QualiAgro utilisés entre 1998 et 2011.

L'OMR_Q se distingue des autres PRO avec une plus forte variabilité à cause du passage en 2009 à un mélange à façon (**Figure 2.5 et Figure 2.6**). Il atteint environ 40% du Corg minéralisé et immobilise de l'azote représentant jusqu'à 30 % du Norg initial 7 jours après le début de l'incubation. L'azote est libéré progressivement au cours du temps. Les autres PRO minéralisent très peu d'azote ou de carbone (pas plus de 3% Norg initial et de 5 à 10% de Corg minéralisé en fin d'incubation en moyenne). En moyenne les cinétiques de minéralisation du C suivent le classement des ISMO, un PRO plus stable minéralisera moins de C qu'un PRO biodégradable.

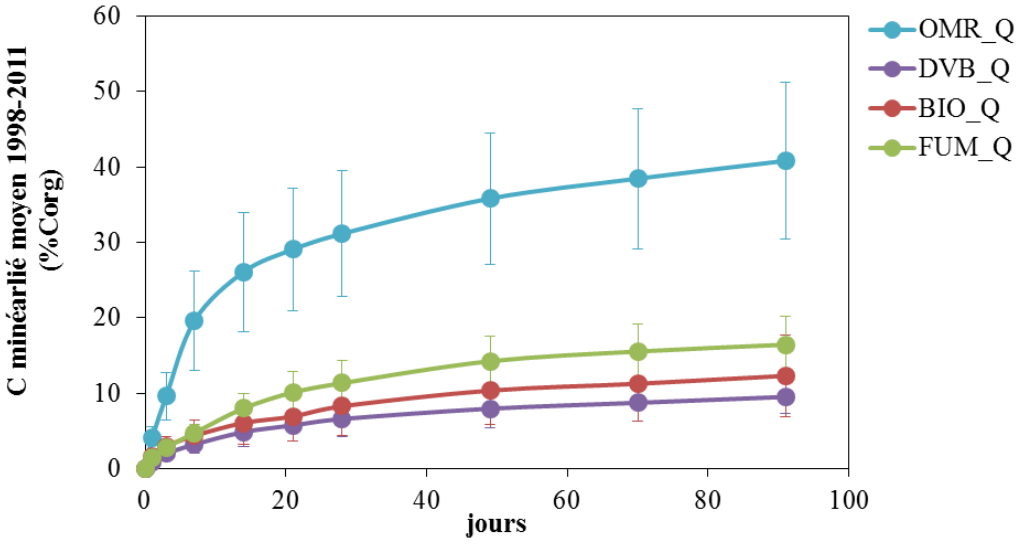


Figure 2.5. Cinétiques moyennes de minéralisation du C-CO_2 (en % Corg initial) des PRO de QualiAgro utilisés entre 1998 et 2011 (AFNOR, 2009a, XP U 44-163).

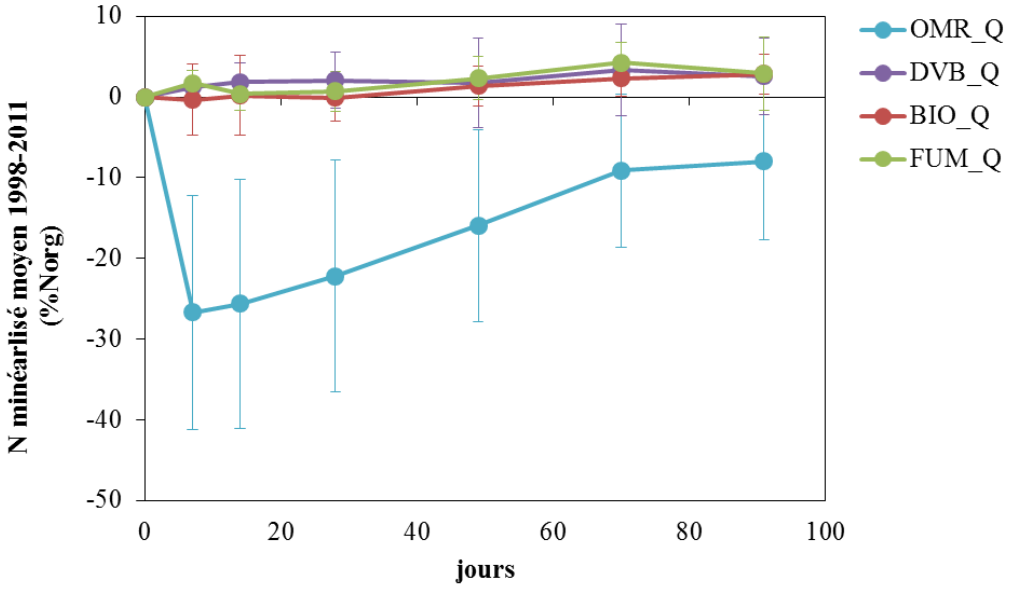


Figure 2.6. Cinétiques moyennes de minéralisation de l'N (en %Norg initial) des PRO de QualiAgro utilisés entre 1998 et 2011 (AFNOR, 2009a, XP U 44-163).

Le **Tableau 2.4** présente les teneurs moyennes des principaux éléments traces métalliques (ETM) et le **Tableau 2.5**, les teneurs moyennes en composés traces organiques réglementaires (HAP et PCB) contenus dans les PRO de QualiAgro entre 1998 et 2011.

Les concentrations en Cu, Hg et Ni sont plus élevées dans le co-compost de déchets verts et de boue (DVB_Q). A l'inverse, les concentrations en Cd, Cr, Pb et Zn ne sont pas significativement différentes entre les PRO. Les teneurs moyennes en HAP/PCB sont souvent négligeables et parfois mêmes sous les limites de quantification pour l'OMR_Q et le FUM_Q.

Les PRO sont conformes avec la réglementation en vigueur concernant les polluants organiques ou métalliques (norme NFU 44-095 pour le compost DVB_Q et Norme NFU 44-051 pour les autres PRO).

Tableau 2.4. Teneurs moyennes des principaux éléments traces métalliques (ETM) contenus dans les PRO apportés à QualiAgro entre 1998 et 2011.

Co-compost de déchets verts et de boue urbaine (DVB_Q), compost de biodéchets (BIO_Q), compost d'ordures ménagères résiduelles (OMR_Q) et fumier bovin (FUM_Q).

Les statistiques ont été effectuées pour distinguer les différences entre traitements pour chacun des paramètres.

Les lettres différentes montrent des différences significatives entre traitements. L'absence de lettre signifie qu'il n'y a pas de différence significative notable entre traitement pourun paramètre donné.

ETM	Unités	OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q
Cd total	$mg.kg^{-1}$ MS	1.3 ± 0.7	1.1 ± 0.7	0.7 ± 0.7	1.2 ± 1.2
Cr total	$mg.kg^{-1}$ MS	87.1 ± 60.3	39.4 ± 7.8	39.6 ± 14.7	36.4 ± 24.2
Cu total	$mg.kg^{-1}$ MS	134.6 ± 88.9 ab	170.1 ± 44.1 b	65.7 ± 25.2 a	101.3 ± 71.1 ab
Hg total	$mg.kg^{-1}$ MS	0.8 ± 0.8 bc	0.9 ± 0.3 c	0.2 ± 0.1 ab	0.1 ± 0.1 a
Ni total	$mg.kg^{-1}$ MS	29.1 ± 18.4 ab	28.2 ± 7.4 a	26.9 ± 25.3 ab	13.1 ± 9.4 b
Pb total	$mg.kg^{-1}$ MS	143.0 ± 92.9	62.0 ± 11.3	92.6 ± 57.3	127.7 ± 129.5
Zn total	$mg.kg^{-1}$ MS	349.2 ± 182.1	397.5 ± 91.8	244.8 ± 102.9	357.8 ± 195.3

Tableau 2.5. Teneurs moyennes des principaux composés traces organiques (HAP et PCB) dans les PRO apportés à QualiAgro entre 1998 et 2011.

		OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q
Fluoranthène	$mg.kg^{-1}$ MS	0.22 ± 0.07	0.63 ± 0.20	0.36 ± 0.16	0.13 ± 0.08
Benzo(b) fluoranthène	$mg.kg^{-1}$ MS	<LQ ± <LQ	0.20 ± 0.05	0.28 ± 0.16	<LQ ± <LQ
Benzo (a) pyrène	$mg.kg^{-1}$ MS	<LQ ± <LQ	0.14 ± 0.04	0.18 ± 0.08	<LQ ± <LQ
Somme 7 PCB (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	$\mu g.kg^{-1}$ MS	85 ± 66	84 ± 54	30 ± 27	9 ± 12

1.6. Doses de PRO épanduset flux de C et N associés

Les doses apportées à QualiAgrosont comprises en moyenne entre 18 t et 35 t MB.ha^{-1} (**Tableau 2.6**). Elles sont basées sur des apports théoriques de 4 t Corg.ha^{-1}. Les quantités réellement apportées représentent entre 3,7 à 4,3 t Corg.ha^{-1}, qui correspondent à 239 à 402 kg N.ha^{-1} (**Tableau 2.7)**.

Tableau 2.6. Doses apportées de PRO par année sur le site de QualiAgro (_Q), exprimées soit en t MB.ha^{-1}, soit en t MS.ha^{-1}.

Année de l'apport	Quantité apportée (t MB/ha)				Quantité apportée (t MS/ha)			
	OMR_Q	**DVB_Q**	**BIO_Q**	**FUM_Q**	**OMR_Q**	**DVB_Q**	**BIO_Q**	**FUM_Q**
1998	14	20	21	55	10	11	16	13
2000	24	33	40	25	19	20	24	11
2002	13	35	37	41	9	18	26	16
2004	18	27	30	37	15	17	20	14
2006	18	27	33	39	10	18	19	15
2007	23	27	25	37	11	16	16	13
2009	14	22	22	16	9	17	18	9
2011	21	19	15	33	13	14	12	15
Moyenne	*18*	*26*	*28*	*35*	*12*	*16*	*19*	*13*
Ecart-type	*4*	*5*	*8*	*11*	*3*	*3*	*4*	*2*

Tableau 2.7. Flux de C et Ntotépandus sur le site de QualiAgro (_Q) exprimés en quantités de Corg apporté et en quantités de Ntot apporté (kg/ha).

Année de l'apport	Flux C (t Corg/ha)				Flux N (kg N/ha)			
	OMR_Q	**DVB_Q**	**BIO_Q**	**FUM_Q**	**OMR_Q**	**DVB_Q**	**BIO_Q**	**FUM_Q**
1998	3.0	2.9	2.6	3.8	217	311	277	374
2000	6.0	3.8	4.3	4.2	412	409	290	229
2002	2.6	6.5	4.6	5.4	174	447	367	428
2004	3.9	5.4	3.3	5.3	256	384	267	340
2006	3.9	4.3	3.8	4.1	177	478	308	339
2007	3.8	3.8	3.7	3.7	228	400	405	285
2009	2.9	4.4	4.8	3.7	196	426	431	208
2011	3.3	3.7	3.6	2.9	255	363	300	232
Moyenne	*3.7*	*4.3*	*3.8*	*4.1*	*239*	*402*	*331*	*304*
Ecart-type	*1.0*	*1.0*	*0.7*	*0.8*	*72*	*48*	*58*	*73*

1.7. Fertilisation minérale

Le premier niveau de fertilisation testé est le niveau optimal noté + N : les cultures reçoivent des quantités optimales d'engrais sous forme minérale azotée (solution 39 : mélange d'urée + liquide ammoniacal) comprises entre 51.0 et 199.0 kg d'engrais $N.ha^{-1}$ alors que le deuxième niveau n'en reçoit que lorsqu'un blé est semé mais à des quantités très faibles comprises entre 33.9 et 80.0 kg d'engrais $N.ha^{-1}$ (**Tableau 2.8**).

Tableau 2.8. Quantité d'engrais minéral apportée sur les parcelles complémentées en azote minéral optimal (+N) et celles avec azote minimal exprimée en kg N minéral.ha^{-1}.

Dates d'apport de fertilisant minéral	OMR+N_Q	DVB+N_Q	BIO+N_Q	FUM+N_Q	TEM+N_Q	OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q	TEM_Q
1999	79.0	79.0	79.0	79.0	79.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2000	51.0	51.0	51.0	51.0	51.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2001	68.0	68.0	68.0	68.0	68.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2002	124.0	124.0	124.0	124.0	124.0	68.0	68.0	68.0	68.0	68.0
2003	50.8	50.8	50.8	50.8	50.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2004	122.0	122.0	122.0	122.0	122.0	66.3	66.3	66.3	66.3	66.3
2005	51.5	51.5	51.5	51.5	51.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2006	121.1	121.1	121.1	121.1	121.1	66.9	66.9	66.9	66.9	66.9
2007	82.3	82.3	82.3	82.3	82.3	33.9	33.9	33.9	33.9	33.9
2008	0.0	0.0	0.0	0.0	108.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2009	173.5	173.5	173.5	173.5	173.5	86.0	86.0	86.0	86.0	86.0
2010	50.0	0.0	0.0	0.0	136.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2011	199.0	199.0	199.0	199.0	199.0	80.0	80.0	80.0	80.0	80.0
2012	0.0	0.0	0.0	0.0	110.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

1.8. Suivi du site de QualiAgro entre 2011 et 2013

Nous avons principalement travaillé sur la période 2011-2013 (excepté dans le **chapitre 7** où nous avons utilisé l'ensemble des données acquises depuis la mise en place de l'essai).

La **Figure 2.7** synthétise les périodes d'études considérées, les différents traitements utilisés et les prélèvements associés dans chacun des chapitres pour le site de QualiAgro.

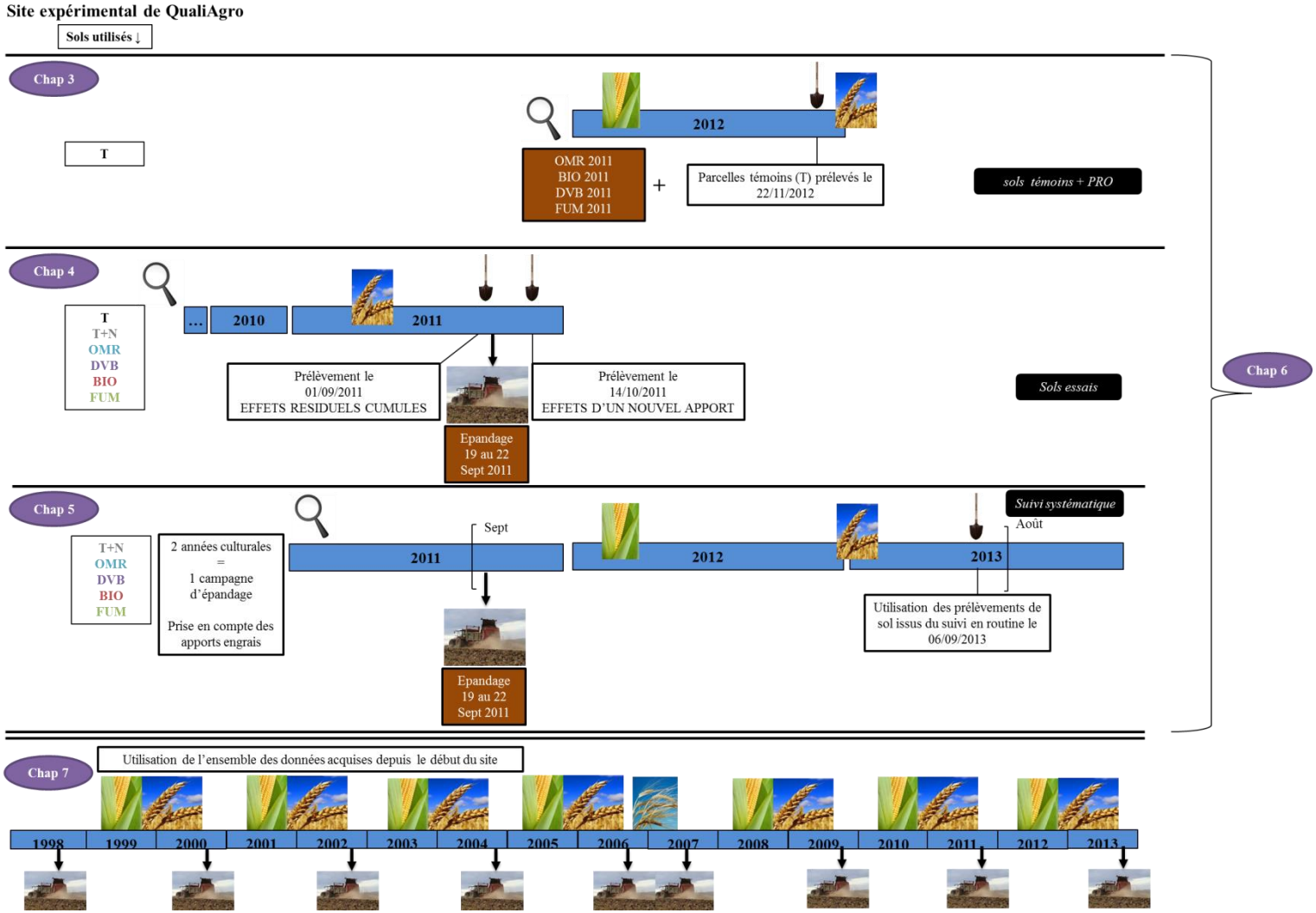


Figure 2.7. Schéma synthétique des échantillons de sols et PRO utilisés au sein des différents chapitres de la thèse pour le site de QualiAgro.

1.8.1. Itinéraire technique et prélèvements des sols

Sur le site expérimental de QualiAgro, l'itinéraire technique mis en place entre novembre 2010 et août 2013 (**Figure 2.8**) est le suivant :

- Semis de blé le 1er novembre 2010 et récolté manuellement en juillet 2011, puis récolte mécanique en août 2011. Exportation des pailles.
- 8ème épandage en septembre 2011 sur chaumes de blé suivi d'un déchaumage le 23 septembre 2011 et d'un labour à 28cm le 5 novembre 2011 pour l'enfouissement des PRO.
- Préparation du semis du maïs en mai 2012 : 2 passages de vibroculteur et crosskill ; semis du maïs le 9 mai 2012.
- Récolte manuelle et mécanique du maïs en octobre 2012. Les résidus de culture de maïs ont été broyés et enfouis.
- Semis de blé en novembre 2012 récolté manuellement le 29 juillet 2013.

Un traitement herbicide est réalisé tous les ans entre mars et juin.

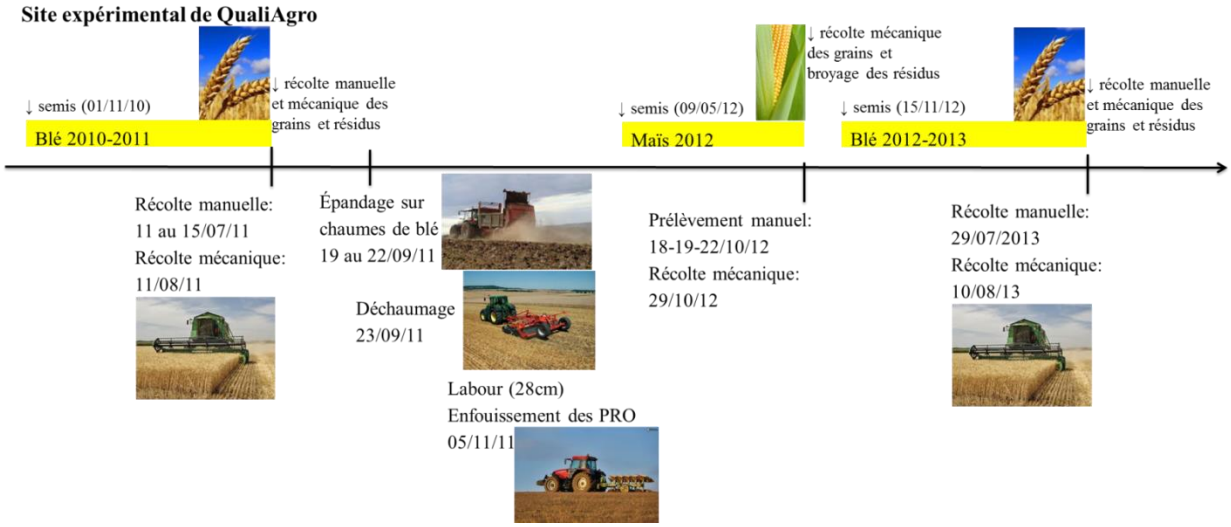


Figure 2.8. Itinéraire technique mis en place sur le site de QualiAgro entre novembre 2010 et août 2013.

Les prélèvements des sols (parcelles recevant des PRO et N minéral faible et témoins n'ayant jamais reçu de fertilisation organique) ont été effectués:

- le 01 septembre 2011 soit juste avant le 8ème épandage de PRO ou 24 mois après le 7ème apport de PRO

- le 14 octobre 2011 soit 1 mois après le 8ème apport de PRO
- le 22 novembre 2012 uniquement une parcelle d'un traitement témoin sans apport organique et Nmin faible.

1.8.2. Données climatiques

La station météorologique située à 300 m du site nous a permis d'obtenir des données climatiques (**Figure 2.9 et Figure 2.10**) pour la période d'étude (septembre 2011 à avril 2012).

Le total des précipitations relevé est de 581 mm en 2011 et de 733 mm en 2012 alors que la moyenne pour la période 1989-2012 est de 589 mm. Le printemps 2012 a connu de fortes précipitations contrairement au printemps 2011 (**Figure 2.9**). En ce qui concerne nos prélèvements de sols, les précipitations du mois de septembre 2011 et novembre 2012 étaient identiques à la moyenne mensuelle de 1989-2012, alors qu'au mois d'octobre 2011, les précipitations étaient inférieures à la moyenne mensuelle.

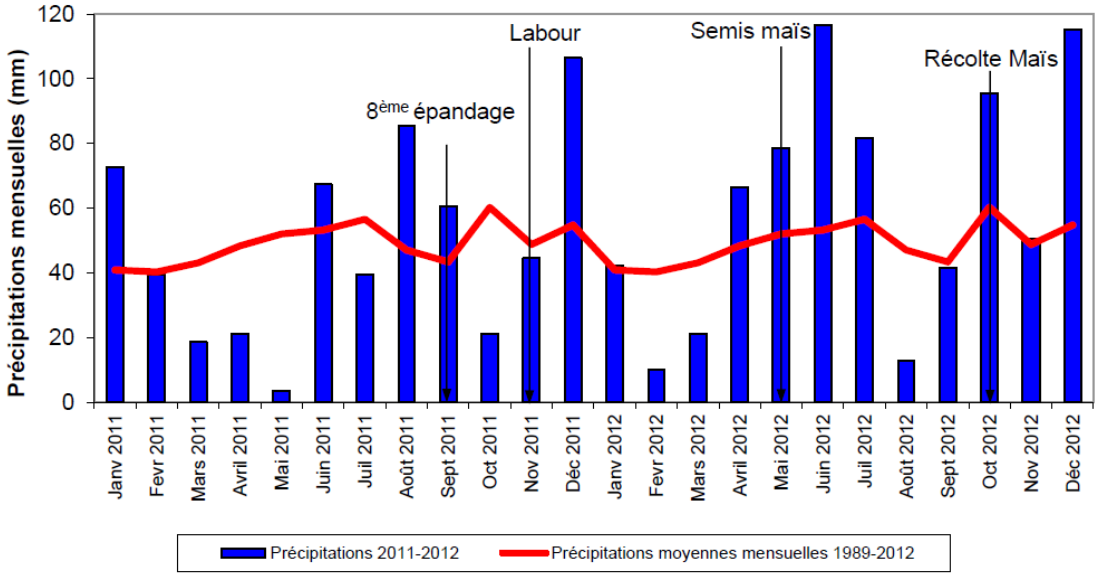


Figure 2.9. Précipitations mensuelles 2011 et 2012 en mm, comparées à la moyenne 1989-2012 (extrait du rapport Qualigaro 2012).

Les températures mensuelles de l'année 2011 ont été légèrement plus élevées que les moyennes mensuelles de 1989-2012, hormis les mois de janvier, juillet et août. L'année 2012

a été plus froide avec des températures moyennes mensuelles inférieures à celles de ces vingt dernières années sauf pour les mois de mars, mai et décembre (**Figure 2.10**). Pour toutes les dates de prélèvements de nos sols, les températures mensuelles pour ces prélèvements étaient identiques à la moyenne mensuelle de 1989-2012.

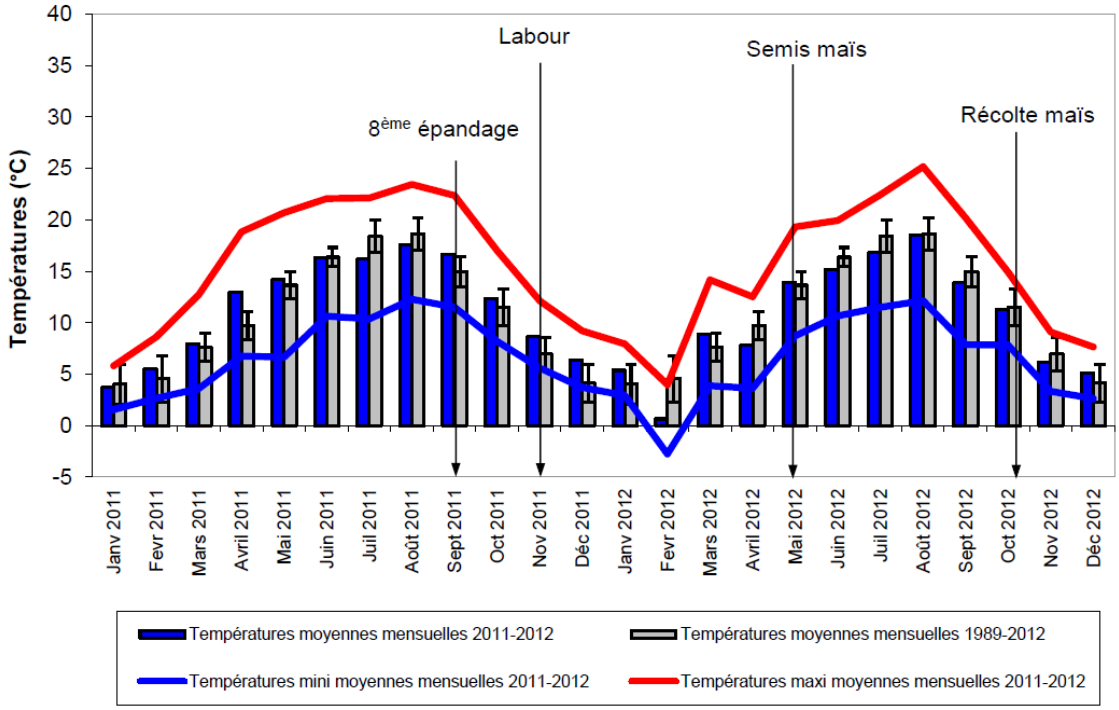


Figure 2.10. Températures moyennes, minimales et maximales mensuelles 2011 et 2012 en °C, comparées à la moyenne 1989-2012, (extrait du rapport 2012 QualiAgro).

2. Colmar

La plateforme de Colmar (PRO'spective sur la **Figure 2.1**) est localisée au sein de l'Unité expérimentale de l'INRA de Colmar en Alsace. La plateforme a été mise en place en 2000 en collaboration avec le SMRA (Syndicat Mixte pour le Recyclage Agricole du Haut-Rhin) et l'ARAA (Association pour la relance agronomique en Alsace).

2.1. Contexte pédoclimatique

L'essai est implanté sur des alluvions limoneuses carbonatées de la plaine d'Alsace. Le sol est un calcosol limoneux issu de lœss, caractéristique de la plaine d'Alsace (66% de limons, 24%

d'argiles et 11% de sables dans l'horizon labouré). Il est carbonaté sur toute la hauteur du profil (1.2 m de profondeur environ) et repose sur des sables caillouteux à 1.6 m de profondeur (**Figure 2.11**). Le climat est de type continental avec une température moyenne annuelle de 10.5°C et une pluviométrie de 560 mm (station météorologique complète avec température de l'air, pluviométrie, ETP, rayonnement, à 500 m du dispositif).

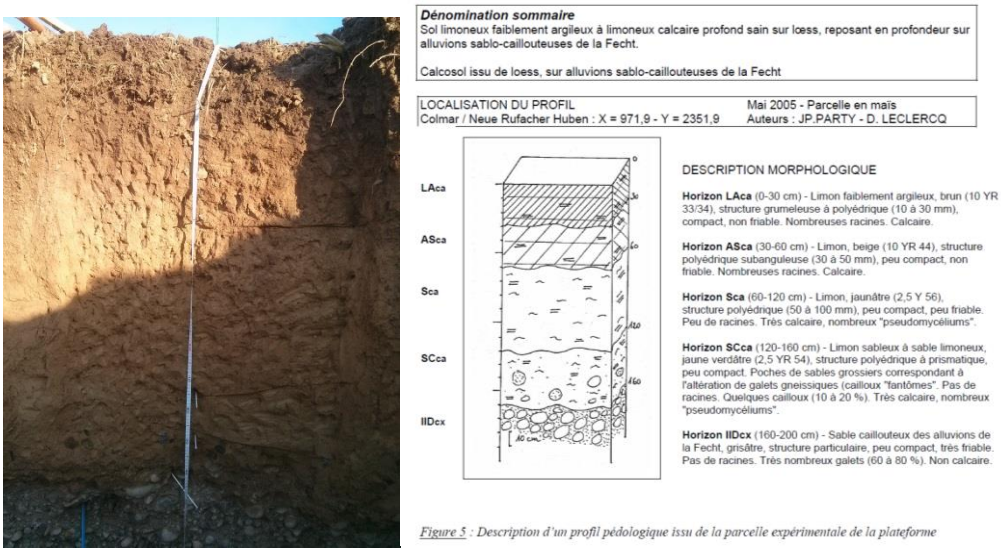


Figure 2.11. Photo de l'horizon labouré du sol témoin et description du profil pédologique de Colmar

2.2. Présentation de l'essai

L'essai, d'une surface totale de 2.24 ha, est divisé en deux sous-essais : le premier reçoit uniquement des PRO et dans le second, les apports de PRO sont complémentés en engrais azoté. Chaque sous-essai est divisé en 4 blocs de 6 parcelles de 90 m^2 (10 m de longueur sur 9 m de largeur) séparées entres-elles par des bandes tampons enherbées de 6 m et cultivées dans la longueur. Chaque bloc contient les 6 modalités testées (**Figure 2.12**). L'essai est labouré chaque année.

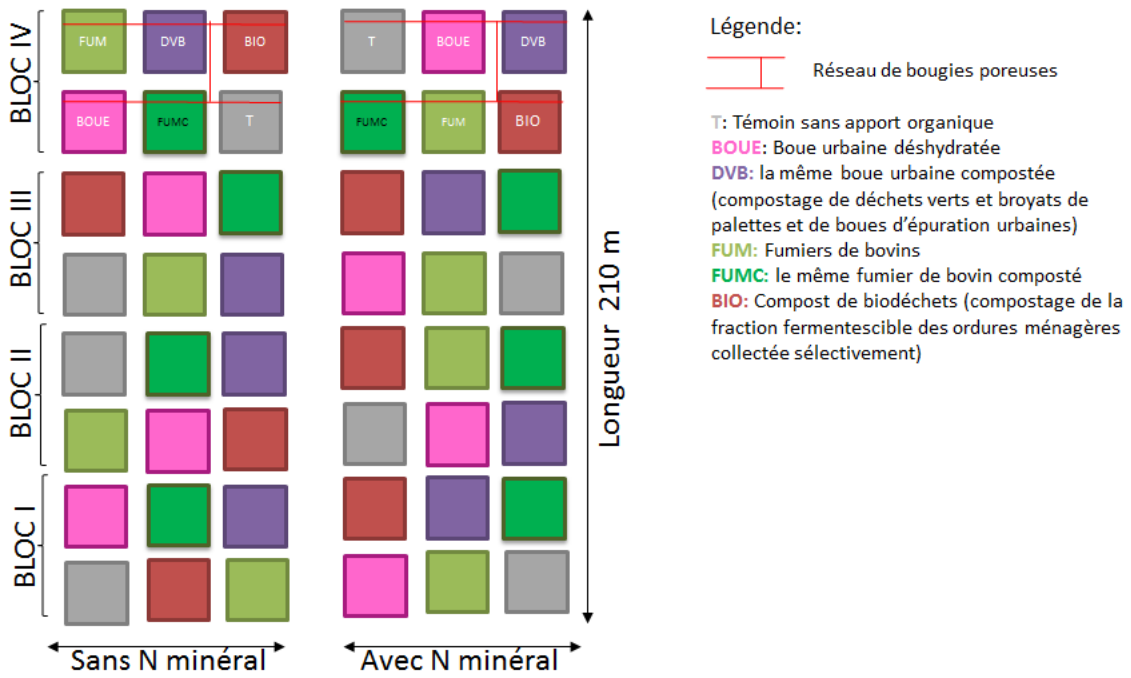


Figure 2.12. Schéma du site expérimental de Colmar.

2.3. Succession de cultures

La succession de cultures est représentative de la plaine d'Alsace (**Figure 2.13**): maïs-blé-betterave-orge avec restitution de tous les résidus de cultures. Les PRO sont apportés tous les 2 ans avant maïs ou betterave, principalement en début d'année (Février) ou en toute fin d'année (Décembre, cas de l'année 2010).

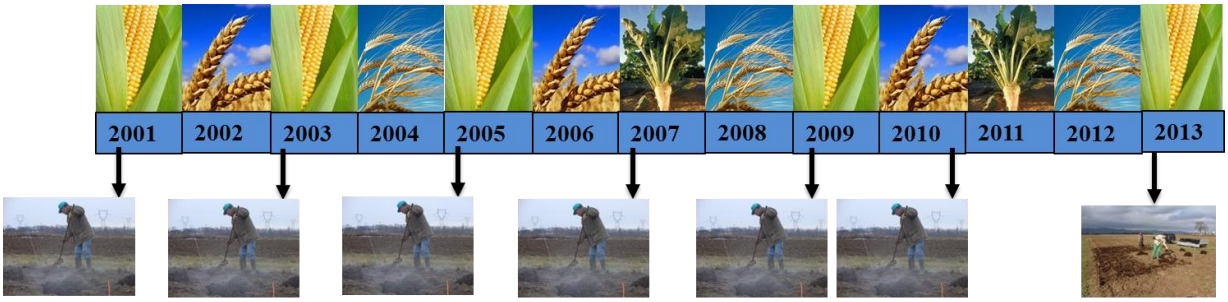


Figure 2.13. Succession culturale et localisation temporelle des épandages à Colmar depuis le début de l'essai jusqu'à 2013.

2.4. PRO épandus

Les épandages ont lieu tous les 2 ans et les doses de PRO apportés sont conformes aux réglementations en vigueur, notamment à l'arrêté préfectoral local pris en application de la directive «Nitrates» (Directive 91/676/CEE), à savoir 170 kg $N.ha^{-1}$. Les épandages sont réalisés manuellement.

Cinq types de PRO sont comparés à un traitement témoin (**T**) :

- Une boue d'épuration urbaine (**BOUE**), de type boue « activées par aération prolongée », déshydratée par centrifugation.
- La même boue compostéeavec des déchets verts (**DVB**) et d'autres co-substrats tels que des copeaux, des rafles de maïs et qui varient en fonction des années
- Un compost de biodéchets (**BIO**) qui correspond à la fraction fermentescible des ordures ménagères collectée sélectivement et co-compostée avec des déchets verts
- Un fumier de bovins laitiers (**FUM**) provenant d'une exploitation alsacienne (vaches laitières de type Prim'Holstein)
- Ce même fumier de bovins laitiers composté (**FUMC**) à l'air libre sur une plateforme bétonnée avec récupération des jus

Les PRO de Colmar proviennent de la région Alsace-Lorraine (département du Haut-Rhin (68), Meurthe et Moselle (88) et les Vosges (54)) sauf le compost de biodéchets qui provient de Bretagne depuis 2009 (**Tableau 2.9**). La boue provient de la station d'épuration du SITEUCE (Syndicat Intercommunal de Traitement des Eaux Usées de Colmar et Environs). Les principales informations sur les procédés de compostage sont résumées dans le**Tableau 2.9**.

Tableau 2.9. Origine des PRO épandus entre 2001 et 2013, déchets entrants et procédés de traitement (d'après rapport final de synthèse des résultats de Colmar 2009-2012 + données 2013).

PRO	Année	Origine	Déchets entrants	Affinage mm	Fermentation procédé	Fermentation durée	Maturation procédé	Maturation durée
BOUE	2001	Colmar (68)	Boue de station d'épuration (STEP) urbaine activée par aération prolongée déshydratée par centrifugation	/	/	/	/	/
	2003							
	2005							
	2007							
	2009							
	2011							
	2013							
DVB	2001	Cernay (68)	Boue de STEP+ écorces, déchets verts et copeaux	25 mm	Aération forcée sans retournement	6 semaines	Sous abri	2 mois
	2003		Boue de STEP+déchets verts, copeaux, palettes broyées					
	2005							
	2007		Boue de STEP+déchets verts, copeaux, rafles de maïs	17,5 mm		4-5 semaines		
	2009		Boue de STEP+déchets verts, rafles de maïs					
	2011		Boue de STEP+déchets verts					
	2013	Réguisheim (68)	Boue de STEP (Colmar)+déchets verts, rafles de maïs, refus de criblage	20 mm				
BIO	2001	Aspach (68)	Fraction fermentescible des ordures ménagères + déchets verts	12 mm	Agitation par vis sans fin + aération forcée	15-20 jours	Sous abri	3 mois
	2003	Marbache (54)		25 mm	Andais extérieurs + retournements	3 mois	Extérieur	
	2005							
	2007			20 mm				
	2009	Lorient (56)		15 mm	Fermentation accélérée et tunnels de compostage	1 mois	Sous abri (dont 2 semaines en aération forcée)	
	2011							
	2013							
FUM	2001	Station INRA Mirecourt (88)	Fumier bovin laitiers	/	/	/	/	/
	2003							
	2005							
	2007	Hymont (88)						
	2009							
	2011	Holtzwhir (68)						
	2013							
FUMC	2001	Station INRA Mirecourt (88)	Fumier bovin laitiers	/	Andains extérieurs + retournements	2 mois	/	/
	2003							
	2005							
	2007	Hymont (88)						
	2009							
	2011	Holtzwhir (68)						
	2013							

2.5. Caractéristiques analytiques des PRO utilisés

Le **Tableau 2.10** représente les moyennes des caractéristiques physico-chimiques des PRO du site de Colmar apportés entre 2000 et 2013, ainsi que les doses apportées pour atteindre 170 kgN.ha^{-1}.

Tableau 2.10. Caractéristiques physico-chimiques moyennes des PRO apportés à Colmar entre 2000 et 2013.

Co-compost de boue de stations d'épuration et de déchets verts (DVB), compost de biodéchets (BIO), boue de station d'épuration urbaine (BOUE), fumier bovin (FUM) et compost de fumier bovin (FUMC).

Avec Corg=Carbone organique, Ntot=Azote total, Nmin=Azote minéral, Norg=Azote organique, MS=Matière sèche, K=Potassium, Mg=Magnésium, $CaCO_3$=calcaire.

Les statistiques ont été effectuées pour distinguer les différences entre traitements pour chacun des paramètres.

		BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C
Quantité apportée	t MS.ha^{-1}	2.7 ± 0.5	3.7 ± 1.6	4.7 ± 1.6	5.7 ± 1.2	6.7 ± 0.7
MS	% MB	18 ± 2 a	53 ± 7 b	60 ± 14 b	19 ± 2 a	19 ± 2 a
Ph (eau)	-	7.17 ± 0.74 a	7.61 ± 0.40 abc	8.52 ± 0.37 b	9.47 ± 0.35 d	9.34 ± 0.32 d
Corg	g.kg^{-1} MS	377 ± 26 bc	287 ± 50 abc	247 ± 20 a	399 ± 17 c	359 ± 29 b
Ntot	g.kg^{-1} MS	61.4 ± 3.7 c	24.6 ± 2.7 b	20.6 ± 2.8 a	25.7 ± 2.8 b	26.0 ± 1.5 b
Norg	g.kg^{-1} MS	44.0 ± 0.1 c	20.0 ± 0.2 a	20.0 ± 0.3 a	24.0 ± 0.1 b	26.0 ± 0.1 b
N-NH_4	g.kg^{-1} MS	17.1 ± 5.7 c	3.9 ± 1.4 bc	0.7 ± 0.6 a	1.4 ± 1.4 ab	0.4 ± 0.2 a
N-NO_3	g.kg^{-1} MS	0.0 ± 0.0 a	0.4 ± 0.3 a	0.2 ± 0.3 a	0.5 ± 0.6 a	0.1 ± 0.1 a
C/Norg	-	8.3 ± 0.4 a	14.0 ± 1.2 c	12.0 ± 1.0 b	17.0 ± 2.0 d	14.0 ± 0.5 c
C/Ntot	-	6.2 ± 0.3 a	11.8 ± 2.8 b	12.2 ± 1.4 b	15.7 ± 1.9 cd	13.9 ± 1.1 bd
$CaCO_3$	g.kg^{-1} MS	13.0 ± 6.2 a	31.9 ± 14.1 b	78.1 ± 31.9 c	32.1 ± 8.3 b	44.8 ± 14.0 bc
P_2O_5 total	g.kg^{-1} MS	66.5 ± 3.4 d	32.0 ± 6.9 c	10.4 ± 1.4 a	14.8 ± 3.8 b	17.0 ± 2.8 b
K	g.kg^{-1} MS	6.1 ± 1.4 a	13.5 ± 5.2 ab	22.4 ± 3.5 b	37.5 ± 6.7 c	39.7 ± 5.8 c
Mg	g.kg^{-1} MS	3.9 ± 0.6 a	4.8 ± 1.1 a	5.1 ± 1.6 a	7.6 ± 1.6 b	10.4 ± 2.6 b

Le **Tableau 2.11** représente les moyennes des fractions biochimiques déterminées lors de chaque apport de PRO du site de Colmar entre 2000 et 2013, ainsi que les ISMO moyens.

Tableau 2.11. Composition biochimique et ISMO moyens des PRO de Colmar apportés entre 2000 et 2013.

		BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C
Ct3	% Corg	13.8 ± 6.0	2.2 ± 1.3	4.1 ± 1.7	3.8 ± 1.0	2.9 ± 0.5
SOL	%MO	51.7 ± 19.6	30.8 ± 13.8	44.3 ± 7.9	31.9 ± 4.9	38.2 ± 5.2
CEL	%MO	20.5 ± 20.2	30.0 ± 13.1	23.0 ± 5.1	31.5 ± 4.3	23.6 ± 2.3
LIC	%MO	17.2 ± 19.3	27.4 ± 13.6	26.5 ± 3.9	19.2 ± 2.2	22.6 ± 2.0
ISMO	% Corg	44.9 ± 4.5	72.9 ± 5.1	71.2 ± 8.7	58.9 ± 5.5	68.1 ± 2.7

Les PRO présentent des caractéristiques contrastées. Les composts de DVB_C et BIO_C sont les plus secs (53% MS en moyenne pour DVB_C et 60% MS pour BIO_C). Les fumiers et composts de fumiers sont en moyenne caractérisés par un pH significativement plus basique (proche de 10). La BOUE_C, riche en N total (61 ± 4 $g.kg^{-1}$ MS), dont une part importante (17%) est sous forme minérale Nmin avec un C/Ntot de 6.2 ± 2.1, et une teneur faible en potassium (K=6.1 ± 1.4 $g.kg^{-1}$ MS) se distingue largement des autres PRO utilisés à Colmar. Le compostage stabilise la MO et les composts présentent les ISMO les plus élevés (ISMO augmente avec le compostage). Le compost de biodéchets (BIO_C) se distingue des autres par sa richesse en $CaCO_3$ et sa faible teneur en phosphore total. Le fumier (FUM_C) et son compost (FUMC_C) sont significativement plus riches en Mg et K. **Figure 2.14** et **Figure 2.15** représentent les cinétiques moyennes de minéralisation C et N des PRO de Colmar utilisés entre 2001 et 2013.

La BOUE_C en moyenne se distingue des autres PRO avec une minéralisation du C et de l'azote qui représentent respectivement 40% du Corg minéralisé et 30 % du Norg initial en fin d'incubation. Le FUMC_C, le DVB_C et BIO_C minéralisent très peu d'azote ou de carbone (pas plus de 5% Norg initial et de 12 à 20% de Corg en fin d'incubation en moyenne). Le FUM_C minéralise jusqu'à 30% Corg initial et immobilise l'N (jusqu'à -8% Norg initial immobilisé).

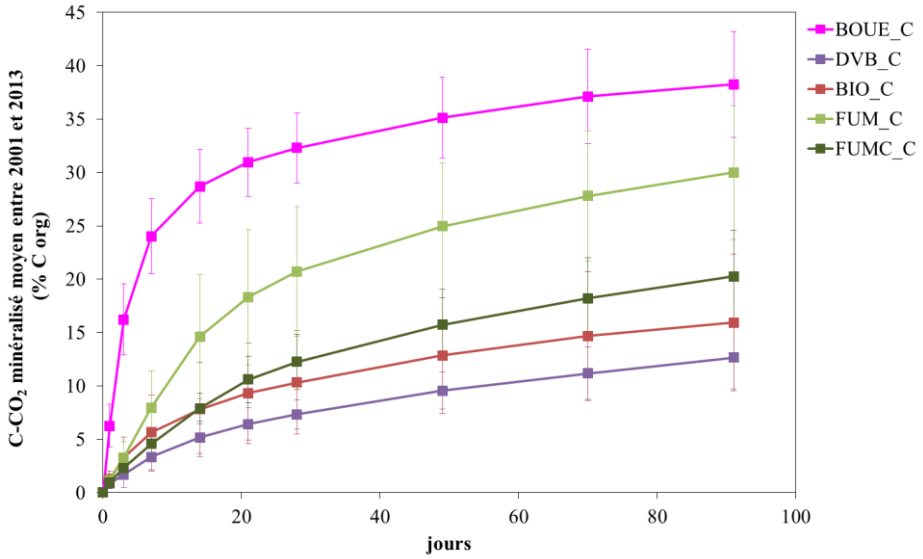


Figure 2.14. Cinétiques de minéralisation moyennes du C-CO_2 (en % Corg initial) des PRO de Colmar utilisés entre 2001 et 2013 (AFNOR, 2009a, XP U 44-163).

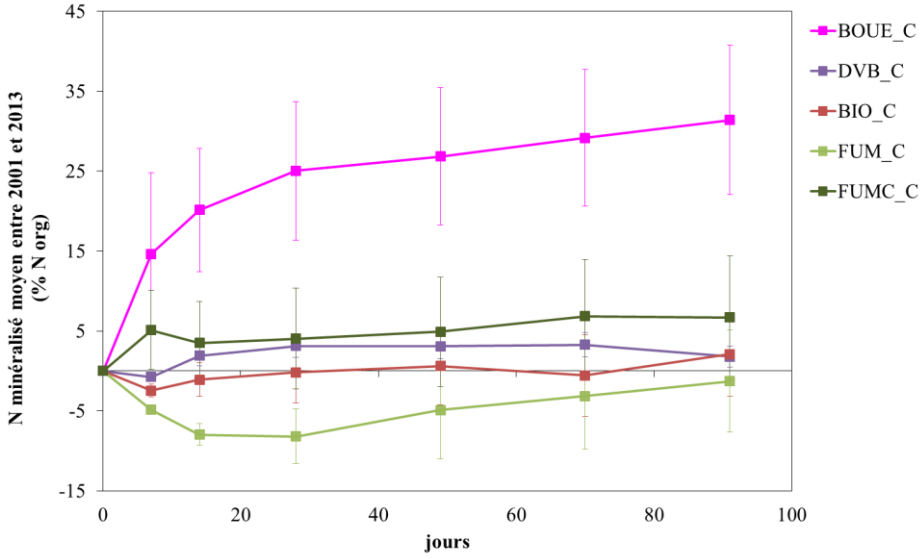


Figure 2.15. Cinétiques de minéralisation moyennes de l'N (en % Norg initial) des PRO de Colmar utilisés entre 2001 et 2013 (AFNOR, 2009a, XP U 44-163).

Les **Tableau 2.12 et Tableau 2.13** présentent les teneurs moyennes en éléments traces métalliques et en composés traces organiques dont l'analyse est requise par la réglementation, dans les PRO de Colmar entre 2000 et 2013. Globalement, le fumier (FUM_C) et son compost (FUMC_C) sont pauvres en ETM et HAP/PCB comparés aux autres PRO. Tous les PRO sont conformes aux réglementations en vigueur (arrêté du 8 Janvier 1998 pour la boue, norme NFU 44-095 pour le compost DVB_C et Norme NFU 44-051 pour les autres PRO).

Tableau 2.12. Teneurs moyennes en éléments traces métalliques dans les PRO apportés à Colmar entre 2000 et 2013.

Co-compost de Boue de stations urbaines et de déchets verts (DVB), un compost de biodéchets (BIO), boue de station d'épuration urbaine (BOUE), fumier bovin (FUM) et un compost de fumier bovin (FUMC).

Les statistiques ont été effectuées pour distinguer les différences entre traitements au sein d'un paramètre.

ETM	Unités	BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C
Cd total	$mg.kg^{-1}$ MS	1.0 ± 0.2 b	0.8 ± 0.2 ab	0.7 ± 0.4 a	0.4 ± 0.2 a	0.4 ± 0.1 a
Cr total	$mg.kg^{-1}$ MS	35.7 ± 3.9 bc	43.8 ± 8.5 c	45.9 ± 24.6 bc	6.7 ± 2.5 a	9.1 ± 3.3 ab
Cu total	$mg.kg^{-1}$ MS	279.8 ± 35.0 c	171.2 ± 40.6 bc	86.7 ± 47.8 abc	30.9 ± 10.2 a	34.5 ± 9.6 a
Hg total	$mg.kg^{-1}$ MS	1.0 ± 0.3 b	0.6 ± 0.2 b	0.2 ± 0.2 ab	0.0 ± 0.0 a	0.0 ± 0.0 a
Ni total	$mg.kg^{-1}$ MS	30.3 ± 7.4 b	27.3 ± 5.6 b	18.9 ± 8.8 ab	3.9 ± 1.0 a	4.7 ± 1.4 a
Pb total	$mg.kg^{-1}$ MS	48.1 ± 14.1bc	54.6 ± 15.1 bc	77.8 ± 45.2 c	2.2 ± 0.3 a	3.6 ± 0.8 a
Zn total	$mg.kg^{-1}$ MS	546.3 ± 82.9 c	421.2 ± 101.9 bc	265.4 ± 98.3 abc	155.4 ± 67.1 a	165.1 ± 60.5 ab

Tableau 2.13. Teneurs moyennes des composés traces organiques (HAP et PCB) listés dans les réglementations dans les PRO apportés à Colmar entre 2000 et 2013.

		BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C
Fluoranthène	$mg.kg^{-1}$ MS	1.22 ± 0.87	0.81 ± 0.28	0.46 ± 0.21	<LQ ± <LQ	0.42 ± 0.84
Benzo(b) fluoranthène	$mg.kg^{-1}$ MS	0.22 ± 0.08	0.21 ± 0.04	0.21 ± 0.09	<LQ ± <LQ	0.17 ± 0.24
Benzo (a) pyrène	$mg.kg^{-1}$ MS	0.21 ± 0.08	0.15 ± 0.03	0.17 ± 0.10	<LQ ± <LQ	0.17 ± 0.31
Somme 7 PCB (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	$\mu g.kg^{-1}$ MS	106 ± 49	82 ± 45	54 ± 31	10 ± 17	12 ± 12

2.6. Doses et flux majeurs des PRO épandus

Les doses apportées par année sont présentées dans le **Tableau 2.14**.

Tableau 2.14. Doses de PRO apportées par année sur le site de Colmar exprimées soit en t MB.ha^{-1}, soit en t MS.ha^{-1}.

Année de l'apport	Quantité apportée (t MB/ha)					Quantité apportée (t MS/ha)				
	BOUE_C	**DVB_C**	**BIO_C**	**FUM_C**	**FUMC_C**	**BOUE_C**	**DVB_C**	**BIO_C**	**FUM_C**	**FUMC_C**
2001	19	23	19	42	35	4	11	11	9	6
2003	16	15	19	34	33	3	7	10	7	6
2005	14	12	19	42	40	3	6	9	8	7
2007	16	11	15	34	29	2	6	8	6	6
2009	14	11	10	37	25	3	6	6	7	5
2011	13	11	9	28	29	2	7	8	5	6
2013	13	17	10	31	34	2	8	7	6	5
Moyenne	*15*	*14*	*14*	*35*	*32*	*3*	*7*	*8*	*7*	*6*
Ecart-type	*2*	*4*	*4*	*5*	*5*	*0*	*2*	*2*	*1*	*1*

Les flux de C et N épandus par année ainsi que les moyennes des flux sont présentés dans le **Tableau 2.15**. En moyenne, les quantités de N varient de 150 à 180 kg N.ha^{-1}, ce qui correspond bien à une gestion conforme à la directive nitrate. Les quantités de C apportées sont de l'ordre de 1 à 2 t Corg.ha^{-1}.

Tableau 2.15. Flux de C organique et N total épandus sur le site de Colmar (_C) exprimés en (kg/ha).

Année de l'apport	Flux C (kg Corg/ha)					Flux N (kg N/ha)				
	BOUE_C	**DVB_C**	**BIO_C**	**FUM_C**	**FUMC_C**	**BOUE_C**	**DVB_C**	**BIO_C**	**FUM_C**	**FUMC_C**
2001	1099	3744	2407	3188	2020	201	263	158	301	142
2003	1077	2444	2164	2901	2408	185	141	166	173	164
2005	1003	2085	2153	3171	2781	153	164	159	216	188
2007	922	1665	1915	2553	1986	147	144	164	155	154
2009	1021	1524	1386	2877	1888	161	172	128	163	141
2011	826	1662	1949	2092	1929	128	183	181	147	158
2013	844	1995	2101	2219	1973	149	180	173	140	133
Moyenne	*970*	*2160*	*2011*	*2714*	*2141*	*161*	*178*	*161*	*185*	*154*
Ecart-type	*100*	*709*	*296*	*406*	*306*	*23*	*38*	*16*	*53*	*17*

2.7. Fertilisation minérale

Dans le sous-essai complémenté en N minéral, des apports de P et de K sont ajoutés sur betterave. La nature des engrais azotés varie en fonction des années (**Tableau 2.16**) et les doses d'apport sont calculées en fonction des besoins des plantes dans le cadre d'une fertilisation raisonnée (**Tableau 2.17**). Le 18/06/2003, les doses apportées ont été multipliées

par 10 suite à une erreur de calcul sur le site expérimental et les doses des années suivantes ont été réajustées.

Tableau 2.16. Apports d'engrais minéraux sur le site de Colmar (N, P, K) en fonction des années culturales.

Année culturale	Culture	Engrais minéral	Type
2001	maïs	N	Solution nitrate d'ammonium 30%
2002	blé	N	Solution nitrate d'ammonium 30%
2003	maïs	N	Perlurée (46% N uréique)
2004	orge	N	pas d'apport
2005	maïs	N	Perlurée (46% N uréique)
2006	blé	N	Ammonitrate 27%
2007	betterave	N	Ammonitrate 27%
2007	betterave	P-K	0/16/27
2007	betterave	N	Ammonitrate 33.5%
2008	orge	N	Ammonitrate 27%
2009	maïs	N	Perlurée (46% N uréique)
2010	blé	N	Ammonitrate 27%
2011	betterave	N	Ammonitrate 27%
2011	betterave	N	Ammonitrate 27%
2011	betterave	P	Supertriple 45% P2O5
2011	betterave	K	Sulfate de potassium 50% K2O
2012	orge	N	Ammonitrate 33.5%
2013	maïs	N	Ammonitrate 27%

Tableau 2.17. Quantité d'engrais minéral azoté apportée sur les parcelles complémentées en azote minéral (+N) de Colmar exprimée en kg N.ha^{-1}.

Dates d'apport de fertilisant minéral	BOUE +N_C	DVB +N_C	BIO +N_C	FUM +N_C	FUMC +N_C	TEM +N_C
19/06/2001	38.0	89.0	89.0	125.0	125.0	125.0
11/03/2002	50.0	50.0	50.0	50.0	50.0	50.0
11/04/2002	70.0	70.0	70.0	70.0	70.0	70.0
18/06/2003	0.0	440.0	190.0	110.0	210.0	1850.0
2004	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
17/06/2005	76.0	53.0	101.0	91.0	96.0	18.0
23/03/2006	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0
04/04/2006	52.0	52.0	52.0	52.0	52.0	52.0
29/03/2007	60.0	60.0	60.0	60.0	60.0	60.0
29/05/2007	12.3	27.3	64.2	55.6	58.9	84.0
24/04/2008	30.0	40.6	42.4	39.7	33.5	45.9
02/06/2009	34.9	75.9	117.4	91.6	100.7	159.3
12/04/2010	70.0	70.0	70.0	70.0	70.0	70.0
19/05/2010	0.0	36.0	22.0	18.0	25.0	56.0
01/04/2011	0.0	0.0	60.0	60.0	60.0	80.0
27/04/2011	0.0	42.0	40.0	27.0	51.0	80.0
25/04/2012	39.4	56.7	47.7	34.4	39.6	73.3

2.8. Suivi du site de Colmar entre 2010 et 2013

Notre travail s'est principalement déroulé sur une campagne d'épandage entre le 6ème et 7ème épandage, soit la période allant de décembre 2010 à mai 2013.

La **Figure 2.16** synthétise les périodes d'études considérées, les différents traitements utilisés et les prélèvements associés dans chacun des chapitres pour le site de Colmar.

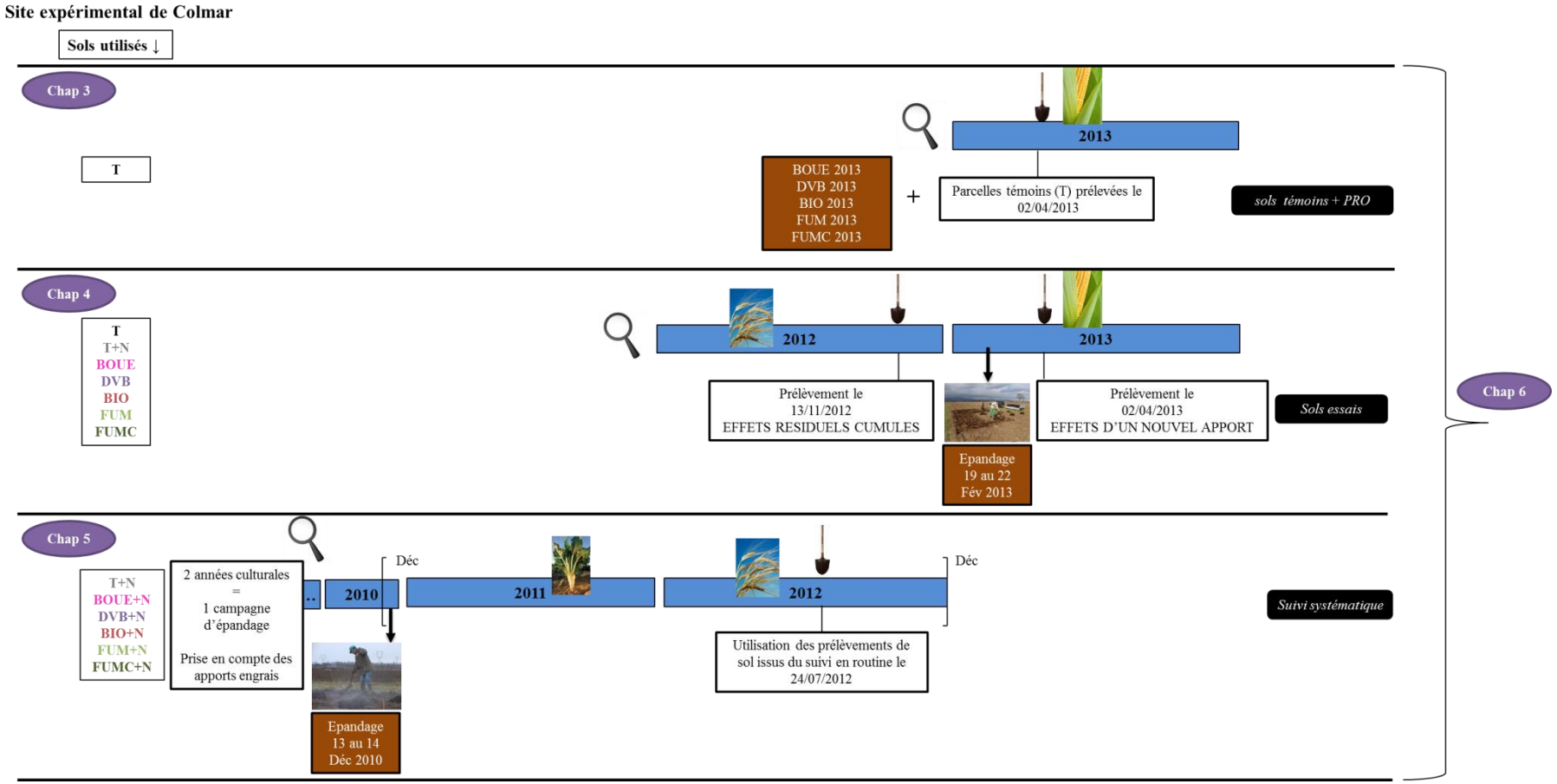


Figure 2.16. Schéma synthétique des échantillons de sols et PRO utilisés au sein des différents chapitresde la thèse pour le site de Colmar.

2.8.1. Itinéraire technique et prélèvements de sol

L'itinéraire technique mis en place à Colmar entre 2010 et 2013 (**Figure 2.17**) est le suivant:

- le 6ème épandage a eu lieu en décembre 2010
- labour pour l'enfouissement des PRO le 14 décembre 2010 à 28 cm.
- Semis de betterave en avril 2011, récoltée en octobre 2011.
- En 2012, la culture suivante est une orge de printemps semée 6 mars 2012 et récoltée en juillet 2012. La récolte a été suivie d'un déchaumage en septembre 2012.
- Le 7ème épandage a été effectué les 21 et 22 février 2013
- labour à 28cm pour l'enfouissement des PRO le 22 février 2013.
- Semis de maïs en 2013 le 22 avril, récolté le 29 novembre 2013.

Tous les résidus de récoltes sont restitués au sol. Tous les ans entre avril et mai un traitement herbicide est appliqué.

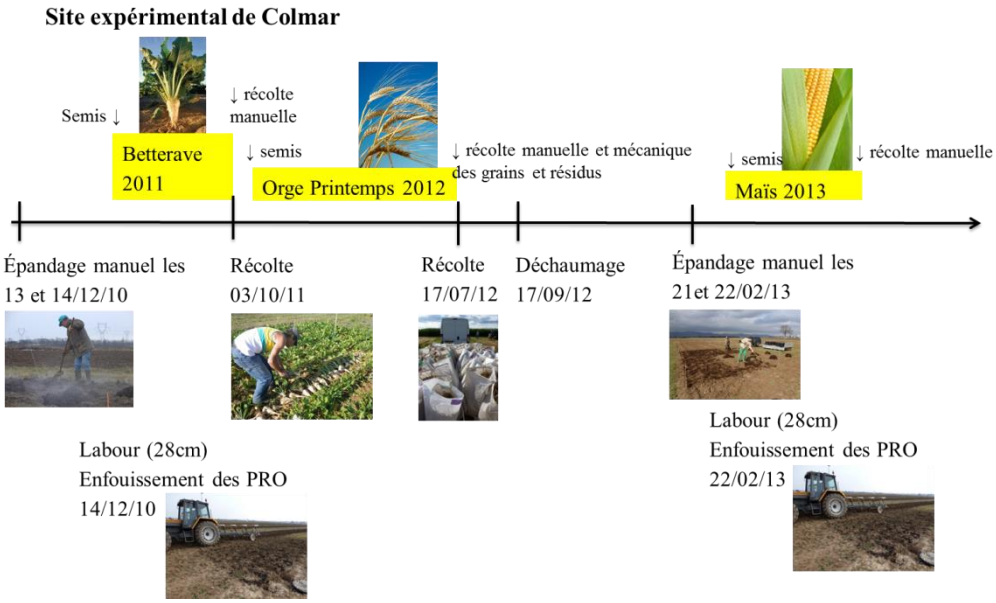


Figure 2.17. Itinéraire technique mis en place sur le site de Colmar entre 2010 et 2013.

Les prélèvements des sols ont été effectués sur les parcelles ne recevant que des PRO ainsi que sur les parcelles témoins recevant ou non de la fertilisation minérale azotée :

- le 13 novembre 2012 soit 23 mois après le 6ème épandage et 3 mois avant le 7ème épandage
- le 02 avril 2013 soit 1.5 mois après le 7ème épandage.

2.8.2. Données climatiques

Les précipitations totales relevées en 2012 sont de 575 mm, supérieures à la moyenne 1986-2013 (543 mm) avec une hétérogénéité de la distribution des pluies sur la période (mois très excédentaires ou très déficitaires par rapport aux moyennes) (**Figure 2.18**). En ce qui concerne nos prélèvements, le mois de novembre 2012 a été très pluvieux, environ deux fois plus que la moyenne mensuelle des précipitations entre 1986 et 2013, ainsi que le mois d'avril 2013. Les mois précédents nos prélèvements étaient très secs (inférieurs aux moyennes mensuelles).

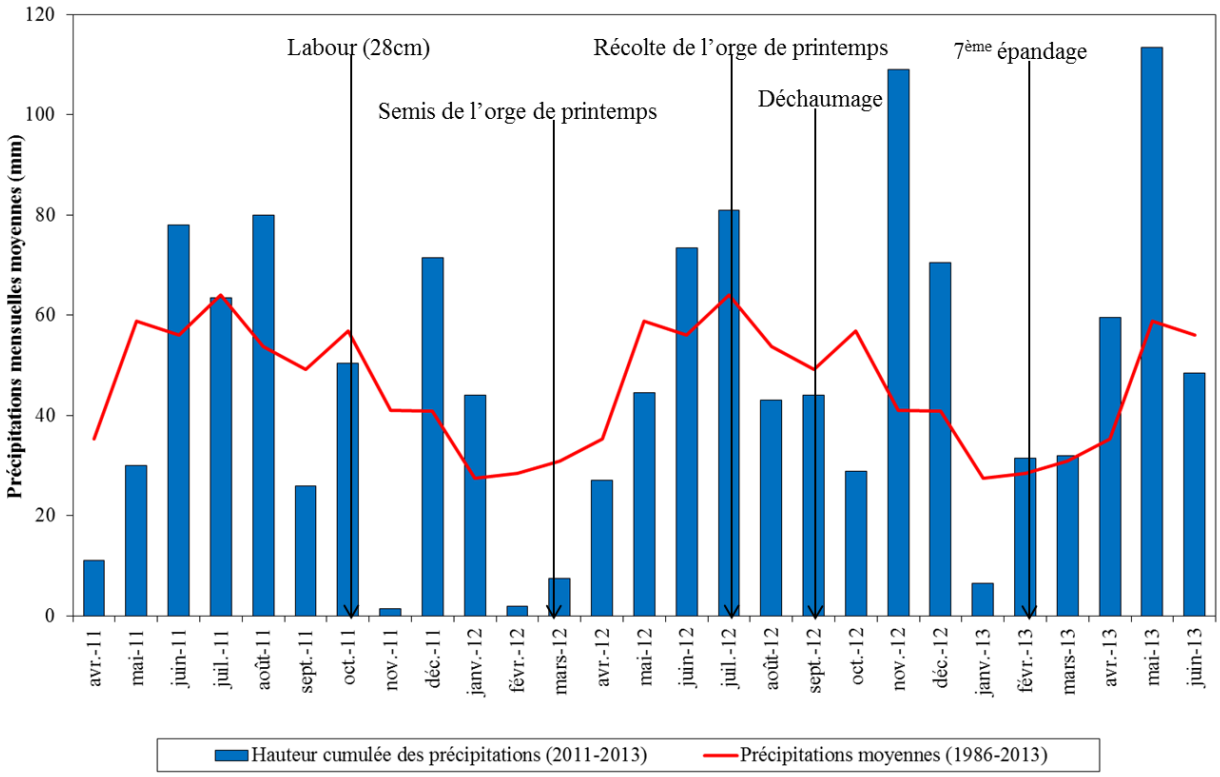


Figure 2.18. Précipitations mensuelles entre 2011 et 2013 en mm, comparées aux valeurs moyennes 1986-2013.

Les températures mesurées entre avril 2011 et juin 2013 sont toujours comprises entre les moyennes minimales et maximales mesurées entre 1986-2013. Quel que soit le mois considéré, nous sommes très proches des moyennes en température (**Figure 2.19**). Cependant, les années 2011 et 2012 ont été légèrement plus chaudes que les 27 dernières années. Les jours précédents les prélèvements étaient assez froids pour les deux dates de prélèvements (détails dans le **Chapitre 4**).

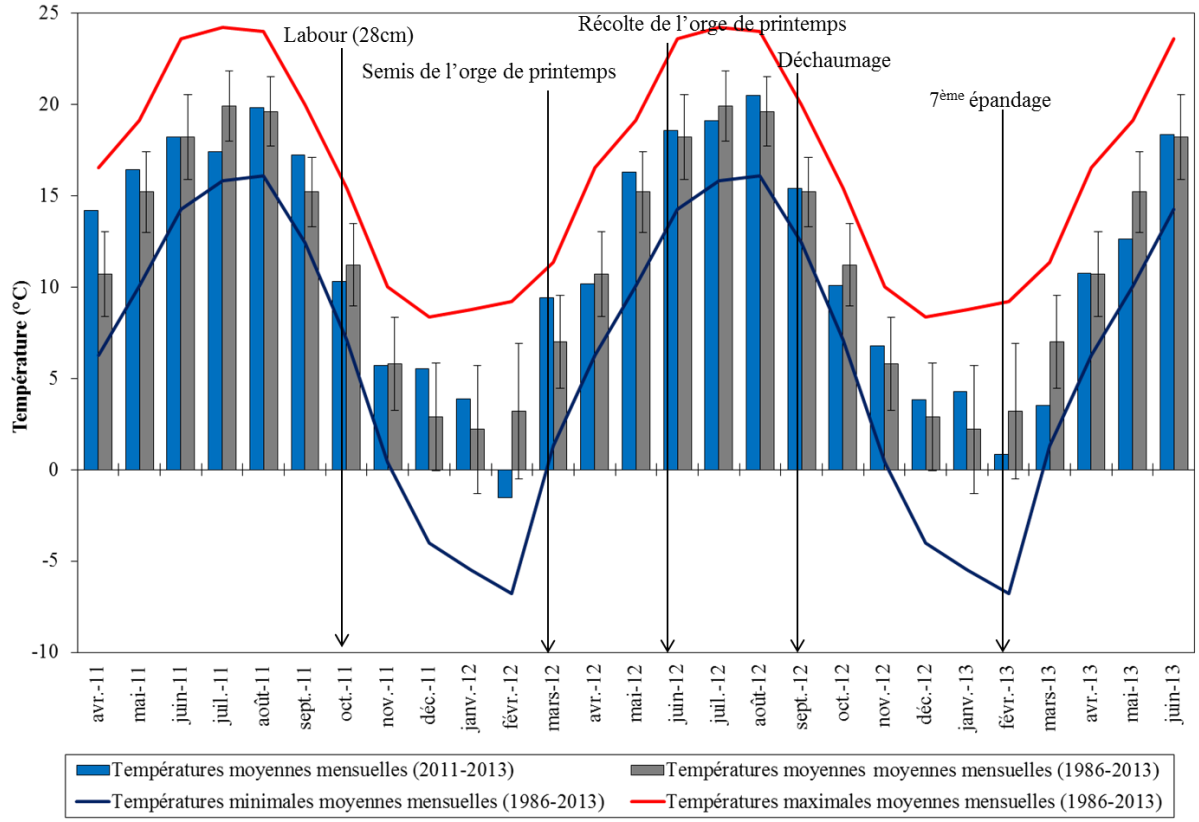


Figure 2.19. Températures moyennes, minimales et maximales mensuelles entre 1986 et 2013 en °C, et moyennes mensuelles entre avril 2011 et juin 2013, comparées à la moyenne 1986-2013.

3. Échantillonnage des sols

Tous les échantillons de sols prélevés pour l'ensemble des expérimentations de la thèse étaient des composites issus de 5 prélèvements entre 0 et 20 cm de profondeur à l'aide d'une pelle et distribués sur l'ensemble de la parcelle pour être représentatifs de la parcelle prélevée. Ils ont ensuite été homogénéisés, émiettés et tamisés à 5mm avant d'être conservés à 4°C et à l'obscurité en attente des analyses et/ou des incubations. D'autres aliquotes de sols ont été congelés (à -20°C ou -80°C) ou séchés à l'air ambiant.

Pour éviter les contaminations croisées, la pelle était désinfectée à l'alcool à chaque fois qu'une nouvelle parcelle était échantillonnée. Le même protocole a été suivi à chaque campagne d'échantillonnage.

4. Analyses statistiques

Les tests statistiques pour mettre en évidence des effets traitements ou des effets temps ont été effectués à l'aide du logiciel Xlstat 2014 (Addinsoft) et/ou le logiciel R avec $\alpha = 5\%$.

La normalité des résidus *via* le test de Shapiro-Wilket l'homoscédasticité*via* le test d'homogénéité des variances de Levene ont été vérifiées dans un premier temps. Dans certains cas (abondances de gènes), le recours à la racine carré a été utilisé pour normaliser les jeux de données et rendre les variances homogènes (Legendre and Legendre 1998). Lorsque les conditions de normalité des résidus et d'homogénéité des variances étaient respectées, des analyses de variance (ANOVA) ont été effectuées et suivies par un test de comparaison multiple de Newman-Keuls. Lorsque les conditions n'étaient pas respectées, un test non paramétrique a été appliqué : le test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn pour les comparaisons multiples avec une correction de Bonferroni.

Des tests de Mann-Whitney ont été utilisés pour réaliser des comparaisons deux à deux pour les jeux de données non paramétriques.

Des analyses en composantes principales (ACP) ont également été réalisées pour comparer les parcelles amendées en PRO des parcelles témoins et pour comparer les PRO entre eux en considérant des paramètres multiples.

CHAPITRE 3 : EFFETS D'UN APPORT DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES SUR LES CYCLES BIOGEOCHIMIQUE DU CARBONE ET DE L'AZOTE DANS LES SOLS

1. Introduction

L'utilisation des PRO en agriculture n'est pas une pratique nouvelle. Néanmoins, la connaissance des effets tant positifs que négatifs sur le fonctionnement du sol reste fragmentaire étant donnéela multiplicité des conditions d'expériences qui rend difficile les comparaisons entre elles des études (Cf **Chapitre 1** : doses × fréquences × nature des PRO × effets temporels observés). Dans notre travail, nous nous sommes essentiellement intéressés aux effets des apports de PRO sur les dynamiques du C et du N dans les sols et sur le compartiment microbien du sol, moteur des transformations de C et N dans les sols. Nous nous focalisons dans ce chapitre sur l'évaluation des effets d'un **apport unique** sur les processus mentionnés. Ces résultats nous serviront ensuite à mieux interpréter les effets observés au champ après apport répétés de ces mêmes PRO.

De nombreuses études évaluent les effets d'un unique apport de PRO contrastés sur des paramètres biologiques tels que la biomasse microbienne ou la microflore totale et des activités enzymatiques (Araujo and Monteiro, 2006; Bastida et al., 2012, 2008; Crecchio et al., 2001; Galvez et al., 2012a). Différentes approches peuvent être utilisées pour quantifier les microorganismes du sol, des méthodes de microbiologie classique (dénombrements), des méthodes chimiques telles que la mesure de biomasse microbienne par fumigation-extraction ou des méthodes moléculaires (Suhadolc et al., 2010). De manière générale, on observe peu d'effet sur la microflore du sol et de ses activités après un seul apport de PRO. Il arrive parfois qu'aucun effet ne soit observé sur les populations microbiennes (Franco-Otero et al., 2012) ou que les dynamiques d'effet diffèrent entre champignons et bactéries comme le montrent par exemple Marschner et al. (2003) avec des effets plus durables sur les communautés bactériennes que fongiques.

Les travaux étudiant la biodégradabilité du Corg des PRO et la dynamique de minéralisation de leur N sont également nombreux et portent sur des PRO divers : boue d'épuration (Parnaudeau et al., 2004), composts (Doublet et al., 2010; Francou et al., 2005). Ils relient en général les dynamiques de minéralisation observées dans le sol aux caractéristiques de la matière organique des PRO étudiés (principalement leur C/Norg). Ils permettent aussi d'évaluer la disponibilité à court terme du N des PRO (Amlinger et al., 2003; Doublet et al., 2010). Par exemple, les PRO avec un faible C/Norganique peuvent en général fournir des

quantités de N qui seront disponibles pour les plantes. Parnaudeau et al. (2004) ont montré une forte corrélation négative entre le potentiel de minéralisation de l'azote des boues et le C/Norg. A l'inverse, les PRO avec un C/Norg élevé auront tendance à immobiliser l'azote. L'utilisation de PRO marqués isotopiquement (^{15}N ou ^{13}C) permet de mieux comprendre la dynamique de minéralisationdans le sol après apport (Cheneby et al., 1994).

La valeur amendante potentielle des PRO peut être également renseignée par ces suivis de minéralisation en conditions contrôlées de laboratoire, le C résiduel non minéralisé pouvant approcher le potentiel amendant des PRO (Galvez et al., 2012a; Lashermes et al., 2009).

D'autres travaux (le plus souvent au champ) visent à évaluer les risques de volatilisation du NH_3 après apport des PRO. Les paramètres importants pour la volatilisation sont : la composition chimique de l'engrais minéral ou organique (richesse en azote uréique et ammoniacal), sa forme (liquide ou solide), mais aussi les caractéristiques physico-chimiques du sol récepteur et les conditions climatiques avec des pertes plus importantes en sols basiques par temps venté et chaud. La plupart des études ont été conduites à la suite d'apports de lisiers (Bourdin et al., 2014; Rochette et al., 2001) ou de fumiers (Pain et al., 1999).Peu d'études portent sur les autres natures de PRO et notamment les composts (Parnaudeau et al., 2009). Cette perte d'ammonium par volatilisation peut atteindre des fortes proportions du N minéral des PRO. Elle peut représenter 25% du Ntot apporté (expérimentations en tunnels au champ) et ce qui correspond à 70% $N\text{-}NH_4^+$ perduspour desles fumiers de volailles (Miola et al., 2014) ou 66% de Ntot apporté (Bussink and Oenema, 1998) ou 100% $N\text{-}NH_4^+$apporté (Bussink and Oenema, 1998) pour des fumiers de différentes origines.

Enfin les émissions de GES sont également mesurées après apport de PRO au sol (Laville et al., 2014). Dans le cas des expérimentations de laboratoire où les conditions optimales à la dénitrification sont réunies (teneur en nitrates non limitante, température optimale et conditions d'anoxie), on observe un pic d'émission juste après l'apport et qui persiste pendant quelques jours à une semaine du à l'azote minéral déjà présent dans les PRO puis un ralentissementet un arrêt des émissions (Laville et al., 2014). L'intensité et la durée des émissions sont fonction du type de sol (Laville et al., 2014) et de la forme (liquide, solide...) et la nature du PRO (Chadwick et al., 2000; Gregorich et al., 2005; Loro et al., 1997). Un PRO liquide (lisier) génèrera des émissions plus fortes qu'un PRO solide (fumier). Les émissions ont également dépendantes de la dose d'azote : Philibert et al. (2012) ont montré

qu'indépendamment de l'origine de l'engrais, les émissions croissent exponentiellement avec la dose d'azote total apportée. Néanmoins, peu d'études prennent en compte tous ces aspects simultanément et ne comparent en général que peu de PRO.

Dans ce chapitre, l'accent est mis sur les effets d'un apport unique des PRO épandus dans les deux sols des sites étudiés en conditions de laboratoire. Les objectifs sont (*i*) d'étudier différents processus impliqués dans les cycles biogéochimiques du C et du N : minéralisation, nitrification, dénitrification, volatilisation d'ammoniac, émissions de N_2O (*ii*) d'interpréter les résultats observés par rapport aux caractéristiques de la MO des PRO étudiés, (*iii*) de suivre et expliquer en parallèle la dynamique d'évolution de compartiments ou groupes microbiens impliqués dans le fonctionnement des cycles biogéochimiques du C et du N (**Figure 3.1**).

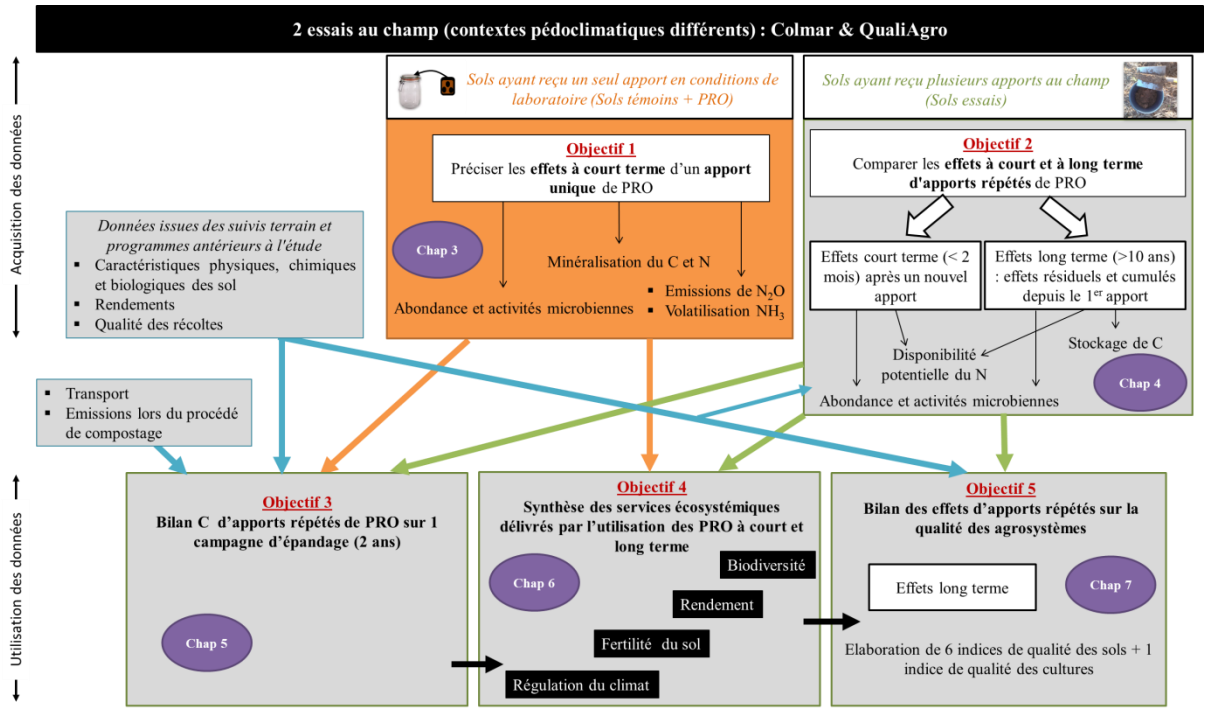


Figure 3.1. Localisation du Chapitre 3 dans le schéma global des objectifs de la thèse.

2. Démarche expérimentale

2.1. Prélèvementset caractéristiques des sols témoins des sites de QualiAgro et Colmar

Des échantillons de sols ont été prélevésdans les horizons labourés de parcelles correspondant à des traitements témoins sans apport organique à QualiAgro le 22/11/2012 sur la parcelle 208T (bloc non fertilisé), (**Figure 3.2 en haut**) et à Colmar le 02/04/2013 sur la parcelle nommée TI (bloc non fertilisé) (**Figure 3.2 en bas**).

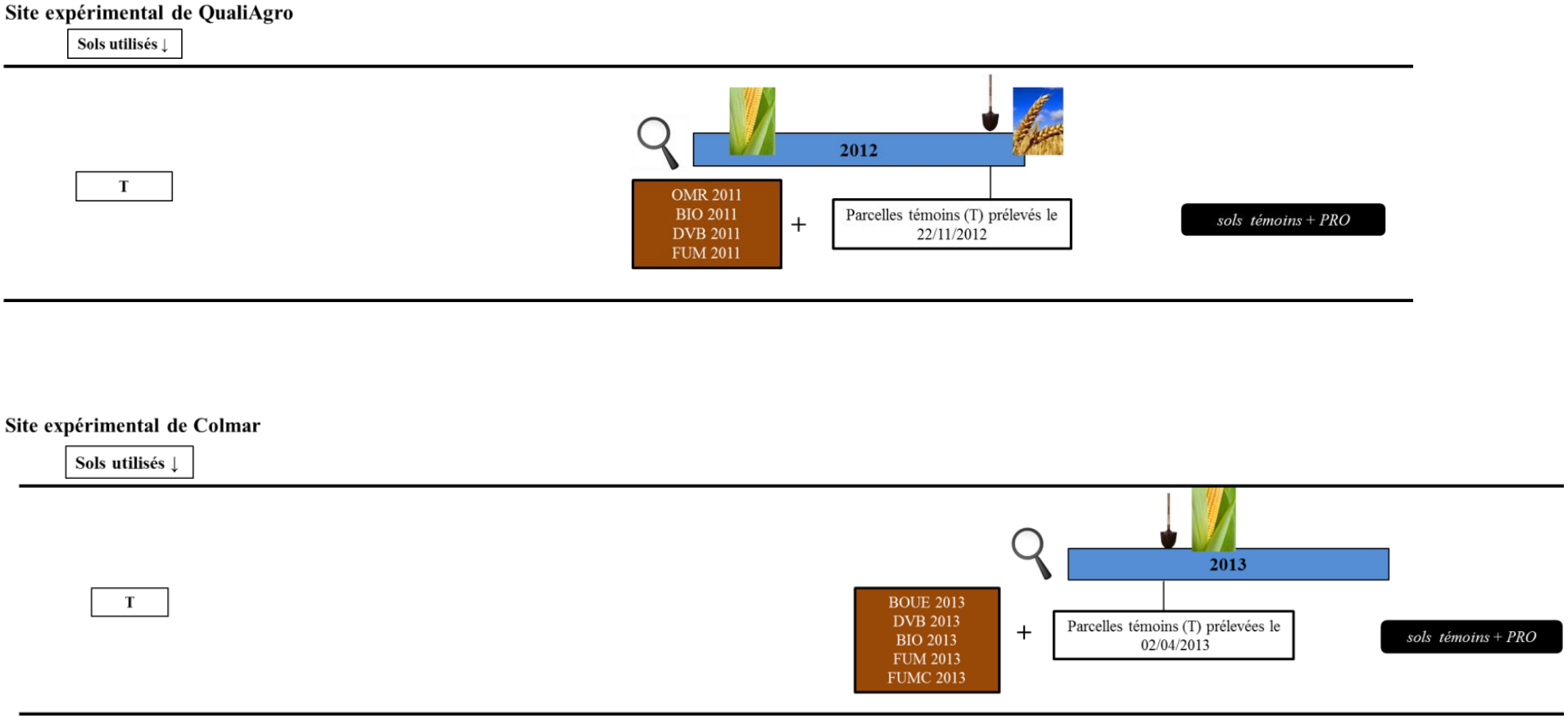


Figure 3.2. Prélèvements de sol dans une parcelle témoin (T) de de QualiAgro pour les incubations sol témoin + PRO le 22/11/2012 (en haut) et de Colmar pour les incubations sol témoin + PRO le 02/04/2013 (en bas).

A chaque date d'échantillonnage, des échantillons de sol ont été envoyés au Laboratoire d'Analyse des Sols (LAS) de l'INRA-Arras après séchage pour analyse des teneurs en carbone organique (Corg) après décarbonatation (NF ISO 10694, AFNOR, 1995) et en azote total (Ntot) (NF ISO 13878, AFNOR, 1998). Les résultats sont exprimés en $g.kg^{-1}$ de sol et sont présentés dans les **Chapitres 3 et 4**. Les teneurs en $CaCO_3$ (NF ISO 10693, AFNOR, 2014b) ont également été déterminées dans les sols de Colmar et QualiAgro.

Les caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sol (séchés, tamisés à 5mm et envoyés au LAS pour analyses) sont présentées dans le **Tableau 3.1**.

Tableau 3.1. Caractéristiques physico-chimiques des sols témoins utilisés dans les expérimentations en laboratoire pour les mélanges SOL+PRO.

		Sols témoins	
		Colmar	QualiAgro
Paramètres	Unités	Bloc I	208 T
pH	-	8.4	6.7
$CaCO_3$ (ISO 10693)	$g.kg^{-1}$ MS	139	<1.00
Corg (ISO 10694)	$g.kg^{-1}$ MS	13.9	9.4
Ntot (ISO 13878)	$g.kg^{-1}$ MS	1.2	0.9
C/N	-	11.7	10.8
Argiles	%	24	15
Limons	%	66	78
Sables	%	11	7

Le sol de Colmar a un pH supérieur à celui de QualiAgro. Il est plus riche en carbonates, en C et N organiques mais il a un rapport C/N plus élevé (**Tableau 3.1**). Le sol de Colmar est plus argileux que celui de QualiAgro.

1.1. Caractéristiques des PRO utilisés (épandages 2011 de QualiAgro et 2013 de Colmar)

1.1.1. Caractéristiques physico-chimiques

Les caractéristiques physico-chimiques des PRO de QualiAgro en 2011 (**Tableau 3.2**) ou de Colmar en 2013 (**Tableau 3.3**) sont (sauf exceptions) proches des caractéristiques moyennes mesurées sur les PRO depuis le début de l'expérimentation (**Cf Chapitre 2, § 1.5 et 2.5**)

QualiAgro :

On observe quelques différences par rapport aux moyennes des PRO épandus depuis le début de l'essai. Du fait du changement de son mode de fabrication (mélange à façon composé de 69% de bio-déchets, 27% de papiers-cartons et 4% de déchets verts broyés), le compost OMR est légèrement différent : pH et teneur en $CaCO_3$ supérieurs à la moyenne des OMR utilisés entre 1998 et 2011, teneurs en K et Mg, C/Norg et C/Ntot inférieures. Le co-compost de déchets verts et de boue (DVB_Q), ainsi que le compost de biodéchets de 2011 (BIO_Q) ont des pH proches de la neutralité (6.7 et 7.5 respectivement) et plus faibles que ceux observés en moyenne (7.5 et 8.1 en moyenne respectivement). Enfin, le FUM_Q de 2011 a une teneur en Corg très inférieure à ceux utilisés entre 1998 et 2011 (199 vs 324 $g.kg^{-1}$ MS), mais une teneur en Mg supérieure (7.3 > 5.8 $g.kg^{-1}$ MS). Le DVB_Q se distingue des autres produits par une plus forte concentration en Nmin, sous forme d'ammonium ($[NH_4^+]$=5.4 $g.kg^{-1}$ MS).

Tableau 3.2. Caractéristiques physico-chimiques des PRO 2011 de QualiAgro (moyennes de 3 répétitions).

		OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q
MS	% MB	62 ± 1	73 ± 0	81 ± 0	44 ± 1
pH (eau)	-	8.22 ± 0.11	6.74 ± 0.02	7.50 ± 0.02	9.42 ± 0.05
Corg	$g.kg^{-1}$ MS	249 ± 13	261 ± 17	295 ± 10	199 ± 5
Ntot (frais)	$g.kg^{-1}$ MS	17.3 ± 0.1	24.7 ± 0.7	23.8 ± 0.2	15.7 ± 0.3
Norg	$g.kg^{-1}$ MS	15.0 ± 0.0	19.2 ± 0.6	22.2 ± -0.1	14.7 ± 0.0
N-NH4 (frais)	$g.kg^{-1}$ MS	2.3 ± 0.1	5.4 ± 0.1	1.6 ± 0.2	0.4 ± 0.3
N-NO3 (frais)	$g.kg^{-1}$ MS	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.6 ± 0.0
C/Norg	-	14.5 ± 0.7	13.0 ± 1.2	13.0 ± 0.5	13.3 ± 0.2
C/N	-	14 ± 1	11 ± 1	12 ± 0	13 ± 0
CaCO3	$g.kg^{-1}$ MS	125.7 ± 11.0	31.5 ± 7.1	22.5 ± 0.6	64.3 ± 4.0
P2O5 total	$g.kg^{-1}$ MS	11.6 ± 0.2	39.3 ± 2.8	11.8 ± 0.3	11.8 ± 0.6
K	$g.kg^{-1}$ MS	15.6 ± 0.4	11.0 ± 0.4	21.5 ± 0.2	34.8 ± 1.1
Mg	$g.kg^{-1}$ MS	3.3 ± 0.1	4.8 ± 0.3	3.7 ± 0.0	7.3 ± 0.2

Colmar :

Le DVB_C de 2013 a une teneuren NH_4^+ inférieure à la teneur moyenne (1.7 *vs* 3.9 g $N\text{-}NH_4^+.kg^{-1}$ MS), le BIO_C a une teneur inférieure en $CaCO_3$ (32 *vs* 78 $g.kg^{-1}$ MS) et le FUM_C une teneur inférieure en Mg (7.6 *vs* 10.4 $g.kg^{-1}$ MS).

En 2013, BIO_C, DVB_C, FUM_C et FUMC_C ont des concentrations similaires en azote, à savoir environ 25 $g.kg^{-1}$ MS. La boue se distingue des autres PRO par sa forte teneur en N, sous forme organique (51.7 $g.kg^{-1}$ MS) et minérale (17.0 $g.kg^{-1}$ MS). Son C/Ntot est très faible. Le compostage de la boue (DVB_C) diminue la teneur en azote par rapport au produit initial (BOUE_C), ce qui entraine un ratio C/Ntot plus élevé (11.1). Le compostage augmente également la concentration en K ($[K]_{DVB}$=22.2 contre $[K]_{BOUE}$=6.2 $g.kg^{-1}$ MS).

Les composts de biodéchets de Colmar (BIO_C) et QualiAgro (BIO_Q) sont produits sur la même plateforme de compostage et ont des caractéristiques très proches à l'exception du pH: 8.2 pour le compost BIO_C et 7.5 pour le compost BIO_Q.

Les co-composts de déchets verts et de boue (DVB) des deux sites ne proviennent pas des mêmes plateformes et les fumiers de bovins laitiers des 2 sites ne proviennent pas des mêmes exploitations. FUM_C et FUMC_C ont les mêmes caractéristiques, reflétant un faible impact du procédé.

Tableau 3.3. Caractéristiques physico-chimiques des PRO 2013 de Colmar (moyennes de 3 répétitions).

		BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C
MS	% MB	17 ± 0	50 ± 1	77 ± 1	18 ± 1	15 ± 0
pH (eau)	-	6.93 ± 0.29	7.37 ± 0.02	8.16 ± 0.07	9.34 ± 0.07	9.29 ± 0.07
Corg	$g.kg^{-1}$ MS	388 ± 5	238 ± 5	284 ± 3	403 ± 5	371 ± 5
Ntot (frais)	$g.kg^{-1}$ MS	69.0 ± 1.0	21.0 ± 0.0	23.0 ± 1.0	25.0 ± 1.0	25.0 ± 0.0
Norg	$g.kg^{-1}$ MS	51.7 ± 0.3	19.0 ± 0.1	21.8 ± 0.0	23.3 ± 0.0	24.4 ± 0.1
N-NH4 (frais)	$g.kg^{-1}$ MS	17.0 ± 0.7	1.7 ± 0.2	1.1 ± 0.1	1.1 ± 0.5	0.5 ± 0.1
N-NO3 (frais)	$g.kg^{-1}$ MS	0.3 ± 0.0	0.7 ± 0.1	0.0 ± 0.0	1.1 ± 0.8	0.1 ± 0.0
C/Norg	-	8 ± 0	13 ± 0	13 ± 0	17 ± 1	15 ± 0
C/Ntot	-	6 ± 0	11 ± 0	12 ± 0	16 ± 1	15 ± 0
CaCO3	$g.kg^{-1}$ MS	17.8 ± 2.8	33.6 ± 2.2	32.4 ± 7.3	22.6 ± 3.6	26.6 ± 3.0
P2O5 total	$g.kg^{-1}$ MS	66.8 ± 3.5	31.1 ± 7.7	10.1 ± 1.6	15.2 ± 4.0	17.3 ± 2.9
K	$g.kg^{-1}$ MS	6.2 ± 0.2	22.2 ± 0.3	23.4 ± 0.4	33.3 ± 2.0	29.6 ± 1.7
Mg	$g.kg^{-1}$ MS	3.5 ± 0.1	5.5 ± 0.1	3.7 ± 0.1	7.2 ± 0.6	7.6 ± 0.0

1.1.2. Caractérisation de la MO des PRO

Tous les PRO sont majoritairement constitués de fractions solubles sauf le FUM_C qui est plus riche en composés cellulosiques. La BOUE_C de 2013 est le PRO le plus riche en composés solubles, ce qui se traduit par une minéralisation importante après 3 jours (Ct3 de 17.7%) et un ISMO plus faible. Les composts DVB sont les PRO les plus stables avec des ISMO > 70. Si les BIO_ C et BIO_Q ont une MO avec des caractéristiques très similaires, les FUM_C et FUM_Q sont très différents (**Tableau 3.4**).

Le compostage du fumier de Colmar qui a pour objectif de stabiliser la MO diminue la proportion de composés cellulosiques au profit de la fraction lignine et conduit à une augmentation de la valeur de l'ISMO (**Tableau 3.4**).

Tableau 3.4. Composition biochimique (van Soest) et valeurs d'ISMO des PRO QualiAgro (2011) et de Colmar (2013) (moyennes de 3 échantillons)

	Ct3	SOL	CEL	LIC	ISMO
	% Corg	%MO	%MO	%MO	% Corg
OMR_Q	6.6 ± 0.5	42.2 ± 1.9	29.1 ± 2.4	24.1 ± 0.3	61.3 ± 1.1
DVB_Q	3.2 ± 0.2	44.8 ± 3.7	24.8 ± 2.6	23.0 ± 1.9	70.8 ± 1.3
BIO_Q	5.3 ± 0.2	46.7 ± 0.7	25.2 ± 5.7	23.9 ± 1.0	67.4 ± 1.8
FUM_Q	3.4 ± 0.1	47.8 ± 0.6	26.2 ± 0.8	17.7 ± 1.2	67.8 ± 1.1
BOUE_C	17.7 ± 0.2	69.1 ± 2.7	8.2 ± 1.9	10.0 ± 2.2	43.7 ± 2.3
DVB_C	2.8 ± 0.1	49.6 ± 1.8	17.6 ± 1.8	27.3 ± 0.8	78.6 ± 1.5
BIO_C	5.0 ± 0.3	43.9 ± 0.9	30.1 ± 1.5	22.5 ± 1.9	64.2 ± 1.4
FUM_C	3.2 ± 0.1	27.5 ± 1.0	35.0 ± 2.0	18.5 ± 0.3	56.9 ± 0.4
FUMC_C	3.4 ± 0.2	28.5 ± 0.1	23.5 ± 6.2	23.1 ± 2.5	62.4 ± 1.4

L'OMR_Q de 2011 présente des caractéristiques différentes des valeurs moyennes, le paramètre le plus impacté étant le pourcentage de minéralisation après 3 jours avec des valeurs plus faibles. Le Ct3 du BIO_Q de 2011 est en revanche supérieur au Ct3 mesuré en moyenne sur les BIO_Q 1998-2011. Les ISMO des PRO de 2013 de Colmar et de 2011 pour QualiAgro sont très proches des valeurs moyennes sauf pour les composts de BIO (Colmar et QualiAgro) avec des valeurs inférieures à la moyenne.

1.1.3. Teneurs en micropolluants (ETM, HAP et PCB)

Tous les PRO (**Tableau 3.5** pour QualiAgroet **Tableau 3.6** pour Colmar) sont conformes aux réglementations en vigueur (arrêté du 8 Janvier 1998 pour la boue, norme NFU 44-095 pour le compost DVB_C et Norme NFU 44-051 pour les autres PRO).

Globalement, à QualiAgro (**Tableau 3.5**), les caractéristiques des PRO de 2011 ne sont pas différentes des valeurs moyennes 1998-2011 (du fait d'écart types élevés sur les valeurs moyennes) à l'exception du compost OMR_Q 2011 qui a des teneurs en polluants plus faibles que les valeurs moyennes en raison de l'origine des déchets entrants (mélange à façon). Les concentrations en contaminants sont plus élevées dans le compost DVB_Q 2011.

Tableau 3.5. Teneurs en ETM et HAP/PCB réglementaires des PRO de QualiAgro de 2011 (moyenne de 3 échantillons analysés).

		OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q
Cd total	$mg.kg^{-1}$ MS	0.5 ± 0.0	0.8 ± 0.0	0.3 ± 0.0	0.3 ± 0.0
Cr total	$mg.kg^{-1}$ MS	22.8 ± 0.8	42.6 ± 2.2	21.3 ± 2.4	33.0 ± 1.0
Cu total	$mg.kg^{-1}$ MS	56.0 ± 4.4	240.3 ± 10.8	60.0 ± 3.2	31.7 ± 0.9
Hg total	$mg.kg^{-1}$ MS	0.2 ± 0.0	1.3 ± 0.0	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0.0
Ni total	$mg.kg^{-1}$ MS	10.7 ± 0.2	22.9 ± 2.1	9.1 ± 0.6	11.6 ± 0.3
Pb total	$mg.kg^{-1}$ MS	32.2 ± 1.1	53.5 ± 4.8	38.9 ± 0.3	22.0 ± 0.7
Zn total	$mg.kg^{-1}$ MS	162.0 ± 2.0	490.3 ± 20.3	173.3 ± 4.5	155.7 ± 9.1
Fluoranthène	$mg.kg^{-1}$ MS	0.2 ± 0.0	0.6 ± 0.0	0.2 ± 0.0	<LQ
Benzo (b) fluoranthène	$mg.kg^{-1}$ MS	<LQ	0.2 ± 0.0	<LQ	<LQ
Benzo (a) pyrène	$mg.kg^{-1}$ MS	<LQ	0.2 ± 0.0	<LQ	<LQ
Σ 7 PCB (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	$\mu g.kg^{-1}$ MS	44.2 ± 3.3	103.8 ± 3.5	24.7 ± 0.8	5.0 ± 1.4

<LQ=sous les limites de quantifications

A Colmar, les PRO tels que la BOUE_C 2013 et le compost BIO_C 2013 présentent des teneurs en micropolluants très similaires aux valeurs moyennes 2000-2013 à l'exception de la teneur en PCB qui est plus faible. Le compost DVB 2013 présente des teneurs en Cu, Zn et PCB plus faibles que les valeurs moyennes. Le FUM_C et le FUMC_C 2013 semblent en revanche être plus concentrés en Zn.

Les concentrations en ETM les plus élevées sont observées dans la BOUE_C même si les teneurs sont en dessous des seuils réglementaires. Le compostage de la boue permet de réduire les teneurs en ETM (sauf Cr et Pb) mais elles restent supérieures à celles des autres PRO. Le compost BIO_C a une concentration plus élevée en Pb. Le FUM_C est le PRO qui présente les teneurs les plus faibles en micropolluants. Le compostage du fumier a tendance à concentrer les contaminants.

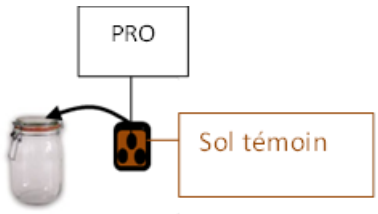
Tableau 3.6. Teneurs en ETMet PCB/HAP réglementés dans les PRO de Colmar de 2013 (moyennes de 3 répétitions).

		BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C
Cd total	$mg.kg^{-1}$ MS	0.8 ± 0.1	0.4 ± 0.0	0.3 ± 0.0	0.3 ± 0.0	0.5 ± 0.0
Cr total	$mg.kg^{-1}$ MS	37.3 ± 0.6	41.4 ± 1.8	23.9 ± 1.6	6.6 ± 0.6	14.9 ± 2.2
Cu total	$mg.kg^{-1}$ MS	298.7 ± 1.5	117.3 ± 1.5	54.3 ± 8.8	43.9 ± 5.5	52.0 ± 0.7
Hg total	$mg.kg^{-1}$ MS	0.6 ± 0.1	0.2 ± 0.0	0.1 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0
Ni total	$mg.kg^{-1}$ MS	35.2 ± 0.4	20.6 ± 0.2	12.0 ± 0.6	4.4 ± 0.2	5.9 ± 0.0
Pb total	$mg.kg^{-1}$ MS	42.3 ± 0.3	49.8 ± 11.1	46.6 ± 9.8	2.2 ± 0.5	4.3 ± 0.8
Zn total	$mg.kg^{-1}$ MS	508.3 ± 4.0	243.3 ± 3.2	185.3 ± 16.3	236.0 ± 30.0	262.7 ± 8.1
Fluoranthène	$mg.kg^{-1}$ MS	1.2 ± 0.3	0.5 ± 0.0	0.3 ± 0.0	<LQ	<LQ
Benzo (b) fluoranthène	$mg.kg^{-1}$ MS	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	<LQ	<LQ
Benzo (a) pyrène	$mg.kg^{-1}$ MS	0.1 ± 0.0	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Somme 7 PCB (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	$\mu g.kg^{-1}$ MS	38.9 ± 1.2	34.2 ± 2.2	24.7 ± 2.3	5.5 ± 0.9	4.4 ± 0.8

<LQ=sous les limites de quantifications

1.2. Incubations sol témoin + PROen microcosmes

1.2.1. Minéralisation du C et du N en conditions contrôlées de laboratoire



Nous avons réalisé des incubations avecdes masses de sol équivalentes à 25g de sol sec auxquelles ont été ajoutésles différents PRO (séchés et broyés à 1mm) dans des quantités correspondantes à 50 mg C (**Tableau 3.7**) comme préconisé dans la norme XP U 44-163 (AFNOR, 2009). Nous avons suivi la minéralisation du carbone et de l'azote dans les conditions standards (28°C, humidité équivalente à pF 2.5, 24% humidité pour QualiAgro et 20.1% humidité pour Colmar) pendant 175 jours (**Figure 3.3**). Pour le suivi de la minéralisation du carbone, un pilulier d'eau (10 ml) pour éviter le dessèchement et un piège à soude à 0.5N (10 ml) ont été placés dans les microcosmes (bocal de 500 ml), avec le mélange sol+PRO. Chaque pilulier de soude a été remplacé aux dates de mesures après 3, 7, 14, 21, 28, 49, 70, 91, 112, 133 et 175 jours. Pour l'azote, le suivi de la minéralisation de l'azote est destructif et on a donc préparé un flacon par échantillon et par date de mesure. On a réalisé des extractions d'azote aux dates suivantes : 0, 7, 14, 28, 49, 70, 91, 112, 133 et 175 jours). Le contrôle de la perte d'humidité et son réajustement ont été réalisés à chaque date de mesures.

Les analyses C-CO_2 et le dosage de l'azote sont décrits dans les **§2.3.1.1** et **§2.3.1.3** respectivement.

Tableau 3.7. Quantités de PRO utilisées dans les microcosmes pour les incubations C et N des deux sites expérimentaux (Colmar et QualiAgro) exprimés en mg (2 g C.kg^{-1} de sol sec, 25g de sol sec).

Colmar (PRO 2013 broyés 1mm)	BOUE	DVB	BIO	FUM	FUMC
Quantité utilisée dans les microcosmes en mg	138	217	201	130	141

QualiAgro (PRO 2011 broyés 1mm)	OMR	DVB	BIO	FUM
Quantité utilisée dans les microcosmes en mg	213	208	179	263

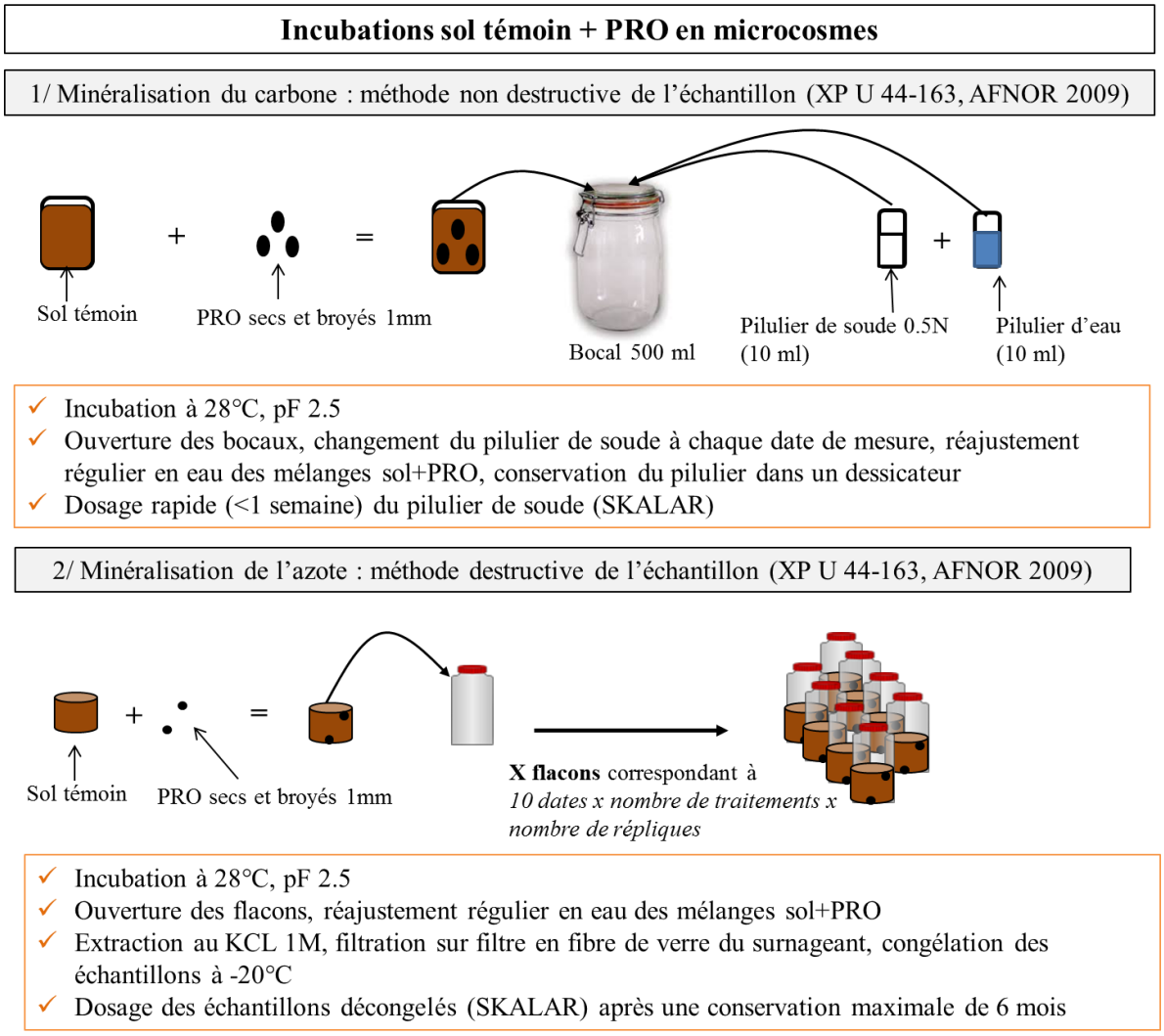


Figure 3.3. Schéma de la mise en place des incubations sol témoin + PRO en microcosmes pour le suivi de la minéralisation du C et de l'N à 28°C, pF 2.5 (XP U 44-163, AFNOR 2009).

1.2.1.1. Analyse du C-CO_2

Le CO_2 piégé dans la soude selon la réaction 2 NaOH + CO_2→ Na_2CO_3 + H_2O a été dosé par colorimétrie en flux continu (appareil SKALAR, The Netherlands). La mesure du CO_2 total s'effectue en deux temps :

- libération du CO_2 piégé par la soude par acidification du milieu par l'acide sulfurique.

$$Na_2CO_3 + H_2SO_4 \rightarrow CO_2 + H_2O + Na_2SO_4$$

Le CO_2 ainsi dégagé est repris dans une solution tamponnée carbonate-bicarbonate contenant de la phénolphtaléine colorée à pH=8,6 à 50°C. Cette solution s'acidifie en piégeant du CO_2. Cette acidification qui entraîne une décoloration, est mesurée à 550 nm, et se traduit par un pic à l'enregistrement dont la hauteur est proportionnelle à la diminution de la densité optique. La comparaison de la hauteur des pics des échantillons à une gamme étalon permet le calcul des concentrations de C-CO_2. Cette comparaison s'effectue automatiquement à l'aide d'un logiciel de calcul (SKALAR61). Les résultats à la sortie de l'analyseur en flux continu donnent la concentration en carbone dans la solution de soude en mgC-CO_2.l^{-1}.

On passe des en mgC-CO_2.l^{-1}en mgC.kg^{-1} sol en faisant le calcul suivant :

C (mg/kg sol sec) = {[C-CO2 en mg/L (échantillons-blanc)× (volume soude en mL)] / masse sol sec en g}

Le blanc (dosage du CO_2 atmosphérique) correspond à un bocal de 500 ml auquel on a placé 1 pilulier de soude et un pilulier d'eau mais sans sol (3 blancs ont été analysés).

1.2.1.2. Modélisation de la minéralisation du C

La minéralisation du C issue des PRO est calculée en faisant la différence entre les valeurs de CO_2 mesurées sur les mélanges sol+PRO et les sols témoins seuls. Les résultats ont ensuite été normalisés par rapport à la teneur en Corg apporté par les PRO (ici 50 mg de C.kg^{-1} sol sec apporté par les PRO), comme suit :

C minéralisé (%) = {[(C-CO_2 en mg/kg [sol+PRO] - (C-CO_2 en mg/kg [sol seul]) × masse de sol sec en g]/masse de C apporté par l'échantillon en mg C/kg sol sec}/10

Pour modéliser la respiration basale du sol, on a utilisé un modèle à deux compartiments (Cheneby et al., 1994):

$$C\text{-}CO2\ (\%Corg) = y.(1 - e^{-zt}) + w.t$$

où y est la fraction rapidement minéralisable du C ou fraction du C labile (%Corg), z est la constante de vitesse de minéralisation du compartiment labile ou rapidement minéralisable du

C (jours^{-1}) et *w* est la vitesse de minéralisation de la fraction lentement minéralisable du C ou fraction résistante (% Corg.jours^{-1}), et *t* est le temps d'incubation (jours).

Les paramètres de cette équation ont été obtenus en utilisant des modèles de régressions non linéaires sous Xlstat.

1.2.1.3. Extraction et dosage de l'azote minéral

A chaque date de mesure, les ions NH_4^+ et NO_3^-présents dans le sol ont été extraits avec 100 ml d'une solution de chlorure de potassium (KCl) 1M sous agitation par retournement à 32trs/min pendant une heure (Houba et al., 1990). Les surnageants ont ensuite été filtrés sur filtres en fibre de verre de porosité 1.2 µm. Les échantillons ainsi extraits ont été congelés à -20°C et analysés dans les 6 mois. La teneur en azote minéral a été mesurée sur un analyseur (Skalar) en flux continu à détection spectrophotométrique en visible à la longueur d'onde de 660 nm.

Dosage des ions nitrates + nitrites (méthode colorimétrique automatisée avec le sulfate d'hydrazine et le dichlorure de N-naphtyl éthylène diamine)

Au cours de l'analyse sur le flux continu, un aliquote d'échantillon est dilué et homogénéisé avec un tampon de sulfate d'hydrazine (pH 8.2) puis le mélange est transféré sur une colonne de cadmium recouverte de noir de cuivre permettant la réduction des ions nitrates en ions nitrites. Puis, en présence d'un tampon acide, les nitrites sont transformés en acide nitreux HNO_2 qui réagit avec la sulfanilamide pour donner un sel de diazonium. Le sel de diazonium réagit à son tour avec le dichlorure de N-naphtyl éthylène diamine pour donner un composé azoique rose détecté à 660 nm par spectrophotométrie.

Dosage des ions ammonium (réaction de Berthelot dite à l'indophénol)

Un second aliquote est mélangé à un tampon (pH 5,2). En milieu alcalin, il y a formation d'un composé coloré de type indophénol par réaction des ions ammonium avec du dichloroisocyanurate de sodium comme agent de chloration, le salicylate de sodium et le nitroprussiate de sodium comme catalyseurs. D'une coloration"vert pale", il est détecté à

660nm. Les concentrations en ions ammonium et nitrates des échantillons (mg.l^{-1} de N-NH_4 et N-NO_3) sont ensuite estimées à partir de gammes étalons.

1.2.1.4. Calcul des dynamiques de minéralisation du N des PRO

Les données initialement mesurées en mg.l^{-1} d'extrait ont ensuite été exprimées en mg.kg^{-1} sol sec en utilisant les étapes de calculs suivants :

N (mg/kg sol sec) = {[N-NO_3 en mg/L × (volume KCl en mL+ quantité eau en mL)] / masse sol sec en g} + {[N-NH_4 en mg/L × (volume KCl en mL + quantité eau en mL)] / masse sol sec en g}

Puis les quantités de N minéral présentes au départ des incubations ont été soustraites.

N minéralisé (mgN/kg sol) = N minéral au temps T en mg/kg de sol - N minéral à T0 en mg/kg de sol

Enfin pour déterminer les quantités de N minéral provenant de la minéralisation des PRO uniquement, on soustrait les valeurs des échantillons témoins (sols seuls) aux échantillons de mélanges Sol+PRO:

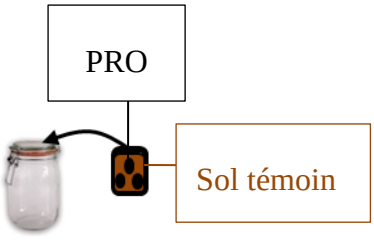
N minéralisé provenant des PRO (mg/kg sol sec) = N minéralisé (mélange sol +PRO) en (mg/kg) - N minéralisé (sol seul) en (mg/kg)

Pour exprimer la minéralisation du N en pourcentage du N organique apporté par les PRO, on utilise la formule suivante :

N minéralisé (%) = [N minéralisé PRO (mg N/kg sol) × masse de sol sec en g] / [masse PROen mg × NorgaPRO en g/kg]

1.2.2. Analyses microbiennes

Au cours des incubations Sol + PRO, nous avons complété les suivis de minéralisation C-N par des analyses microbiennes



(biomasse microbienne, abondance des bactéries, champignons, *Crenarchaeota*, nitrifiants et dénitrifiants) sur d'autres microcosmes préparés et incubés dans les mêmes conditions que précédemment mais avec 50g de sol et des masses de PRO apportant 100mg C. Ces mesures microbiennes ont été réalisés à J0 (T initial), J+7, J+29 (Colmar) ou J+31 (QualiAgro). Les biomasses microbienne et fongique (dosage à l'ergostérol) ont également été déterminées à J+175 (T final).

Une synthèse des différentes mesures réalisées est présentée dans la **Figure 3.4**.

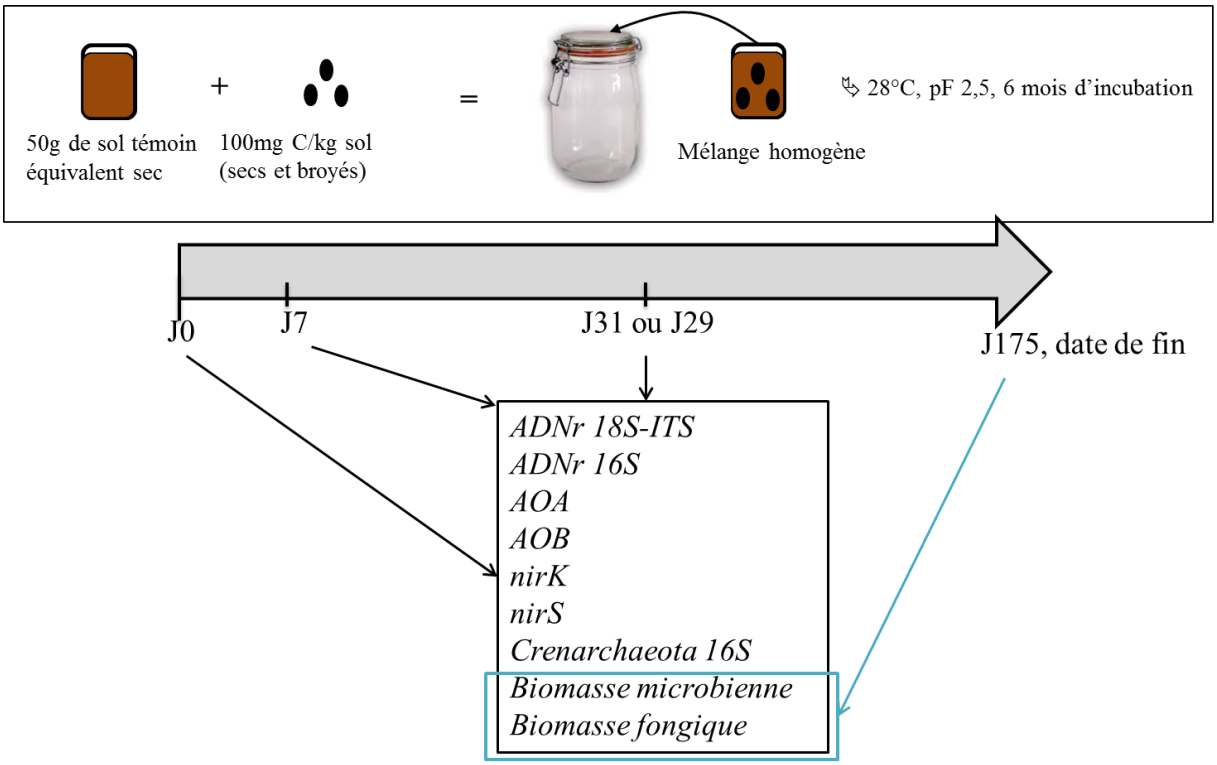


Figure 3.4. Analyses microbiennes réalisées au cours du tempssur les incubations de sol témoin + PRO

1.2.2.1. Quantification de la biomasse microbienne

La biomasse microbienne totale présente dans les échantillons de sols a été mesurée par la méthode de Fumigation-Extraction (Vance et al., 1987; Wu et al., 1990). Deux aliquotes de 24g du même sol humide tamisé ont été pesés par échantillon: l'un a été fumigé et l'autre non. Les aliquotes ont été fumigés sous vapeurs de chloroforme ($CHCl_3$) pendant 16 h, ce qui entraine la lyse des cellules et la libération de leur contenu cellulaire. Les lots fumigés ont

ensuite été extraits avec 100ml de K_2SO_4 0,05N après évacuation des vapeurs de chloroforme. Pour ce faire, ils ont été agités pendant 30 mn à 32 tr/mn, puis centrifugés pendant 10 mn à 7200 trs/min (ou environ 9000g). Les surnageants (10 ml) ont été collectés et congelés à -20°C avant dosage. Des extractions similaires ont été réalisées sur les aliquotes de sol non fumigés.

Le carbone organique total des extraits fumigés ou non a été mesuré à l'aide d'un COT-mètre module liquide (Shimatzu-TOC-5050A). Sur un 1er aliquote brulé à 680°C sous un flux d'oxygène, le carbone total, converti en CO_2 est dosé par un détecteur infrarouge. Un second aliquote est acidifié, ce qui permet la transformation du carbone minéral en CO_2, dosé aussi par le détecteur infrarouge. Le C_{org} total est obtenu par différence entre le carbone total et le carbone minéral. L'extractible microbien (Ec en mg.kg^{-1}MS) a été calculé par différence entre le carbone organique extrait dans les échantillons fumigés et non fumigés. La biomasse microbienne (Bc) a été estimée par la relation suivante : Bc= 2.22×Ec (Wu et al., 1990).

1.2.2.2. Dosage de l'ergostérol

La biomasse fongique a été estimée par dosage de l'ergostérol libre (Djajakirana et al., 1996;Gong et al., 2001), stérol localisé dans la membrane cytoplasmique des champignons. Pour chaque traitement, à raison d'une répétition par échantillon, une prise d'essai de 3.5 g de sol a été agitée pendant 30 mn à 32 tr/mn en présence de 120 mL d'éthanol (96°) et de billes de verre de différentes tailles (150-250 µm, 1mm et 2 mm). L'extrait a ensuite été filtré sur filtre de fibre de verre à 1.2µm de porosité et pesé. Puis, il a été concentré à l'aide d'un évaporateur rotatif sous vide à 40°C jusqu'à obtenir un volume de 1 ml environ (estimation visuelle). L'ergostérol est une molécule photosensible donc toutes les étapes à partir de la filtration ont été réalisées à l'abri de la lumière. L'extrait concentré a ensuite été transféré dans une fiole jaugée de 10 ml complétée avec de l'éthanol avant homogénéisation. L'extrait final a ensuite été centrifugé 15 min à 13400 g. Le surnageant a étéanalysé par HPLC sur un appareil Waters en détection UV à 252 nm à partir d'un volume d'injection de 100 µl. L'éluant était un mélange de méthanol (97%) et d'eau (3%) avec un débit de 1ml par minute. La colonne était une C18 de 25cm de long (Zorbax SB-C18 (5 µm, 250 mm x 46 mm), Agilent Technologie, Palo, Alto, USA) et la température du four était réglée à 30°C. Dans ces

conditions, le temps de rétention de l'ergostérol était d'environ 18 minutes. Une droite d'étalonnage a été réalisée à l'aide d'une solution standard d'ergostérol (98%).

1.2.2.3. Extraction de l'ADN des sols

Les ADN du sol ont été extraits à l'INRA de Dijon selon la méthode de Martin-Laurent et al. (2001) modifiée par Edel-Hermann et al. (2004) à partir d'échantillons de sol (2 g de sol équivalent sec) congelés à -80°C à raison d'une extraction par échantillon. La première étape est une étape de lyse mécanique (utilisation de billes de silice à 0.1 mm, billes de céramique de 1.4 mm et de billes de verre de 4 mm) et chimique. Le tampon de lyse participe à 4 rôles essentiels : le Tris 1M permet de tamponner la solution à pH 8, l'EDTA 0,5M permet de chélater les cations bivalents, le NaCl 1M limite les dénaturations partielles possibles de l'ADN à 70°C et libère les interactions ADN-protéines, et le SDS 20% facilite la lyse membranaire et la dénaturation des protéines. Les ADN ont ensuite été séparés du sol et des débris cellulaires par centrifugation à haute vitesse (14000 g pendant 10 min à 4°C) et récupérés dans les surnageants. Les acides nucléiques ont ensuite été précipités à l'isopropanol et lavés à l'éthanol avant d'être purifiés avec des passages successifs sur colonnes PVPP (polyvinylpolypyrrolidone et Genclean©). Les échantillons ont été aliquotés dans des tubes de 1.5 ml et stockés à -20°C pour analyses ultérieures, en trois sous-échantillons. Les acides nucléiques ont été quantifiés par spectrophotométrie à 260 nm (Nanodrop).

1.2.2.4. Quantification par PCR quantitative des communautés bactériennes, fongiques, des *Creanarchaeota*, nitrifiants et dénitrifiants

La 1ère étape a consisté à vérifier l'absence d'inhibition en comparant la quantification d'un plasmide standard (pGEMT) à 0.5×10^5 copies/µl (3 kb) à partir d'une concentration initiale d'ADN de 0.1 ng/µl. Nous avons ensuite réalisé des PCR quantitatives (Applied Biosystems Inc., Foster City, CA) pour amplifier et quantifier, à l'aide d'une courbe de calibration, des

gènes particuliers (et donc des populations particulières) ciblés par des amorces spécifiques en présence d'une molécule fluorescente (Sybr Green), (**Tableau 3.8**).

Tableau 3.8. Description des différentes populations ciblées par méthode moléculaire.

Méthode	**Description**	**Type de populations ciblées**
qPCR-ciblage ADNr 16S	abondance totale des bactéries	Populations microbiennes totales
qPCR-ciblage ADNr 18S	abondance totale des champignons	
qPCR-ciblage *Creanarchea* ADNr 16S	abondance des *Crenarcheota* (phyla des Archées, très présentes dans les sols, contenant les AOA)	
qPCR-ciblage gène amoA des archées (AOA)	abondances des archées capables de réaliser la première étape de nitrification. AOA=ammonia-oxydizing archea	Populations nitrifiantes
qPCR-ciblage gènes amoA des bactéries (AOB)	abondance des bactéries capabes de réaliser la première étape de nitrification. AOB=ammoia-oxydizing bacteria	
qPCR-ciblage gène *nirK*	abondance des populations porteuses du gène *nirK* réalisant la dénitrification (réduction du NO_2^- en NO par la nitrite réductase (NIR) qui porte un cuivre encodé par *nirK*)	Populations dénitrifiantes
qPCR-ciblage gène *nirS*	abondance des populations porteuses du gène *nirS* réalisant la dénitrification (réduction du NO_2^- en NO par la nitrite réductase (NIR) qui porte le cytochrome cd 1 encodé par la *nirS*)	

Nous avons utilisé cette méthode pour quantifier les communautés bactériennes (ADNr16S, Muyzer et al., 1993), les communautés fongiques (ADNr18S régions ITS2 entre ITS3 et ITS4, Manerkar et al., 2008) et les communautés des archées (gène *Crenarchaeota 16S,* Ochsenreiter et al., 2003). Nous avons également ciblé des populations microbiennes impliquées dans le cycle de l'azote, à savoir les communautés nitratantes grâce aux gènes *amoA Bacteria* (Leininger et al., 2006) et *amoA Crenarchaeota* (Tourna et al., 2008) et enfin, les communautés dénitrifiantes grâce aux gènes *nirK* (Henry et al., 2004) et *nirS* (Kandeler et al., 2006). Les quantités des réactifs utilisés pour les mix et les différentes amorces utilisées sont résumées dans les **Tableau 3.9** et **Tableau 3.10**. Deux qPCR 16S ont été effectuées pour vérifier la reproductibilité des résultats, alors que les autres gènes n'ont été analysés qu'une fois (une seule répétition par échantillon). Le détail des thermo cycles utilisés pour chaque gène sont présentés dans les **Figure 3.6** (*nirK/nirS*)**, Figure 3.7** (AOA/AOB), *Creanarchaeota* et ADNr 18S régions ITS2) et **Figure 3.8** (ADNr 16S).

Tableau 3.9. Quantités de réactifs utilisés par qPCR, exprimées en µL. Les valeurs entre parenthèses correspondent aux concentrations des solutions mères.

Mix	Test d'inhibition quantité pour 1 échantillon (µl)	Mix	Gène X étudié quantité pour 1 échantillon (µl)
Sybr Green	7,5	Sybr Green	7,5
pGEMT ($0.5*10^5$)	2,0	H_2O	2,0
SP6 (10µM)	1,5	Forward primer (10µM)	1,5
T7 (10µM)	1,5	Reverse primer (10µM)	1,5
T4 Gp32	0,5	T4 Gp32	0,5

Tableau 3.10. Gènes ciblés et amorces utilisées pour les PCR quantitatives.

Gène amplifié	Forward Primer	Reference	5'-3'	Reverse Primer	Reference	5'-3'
ADNr16S	341F (10µM)	Muyzer 1993	CCTACGGGAGGCAGCAG	534R (10µM)	Muyzer 1993	ATTACCGCGGCTGCTGGCA
nirK	*nirK* 876F (20µM)	Henry 2004	ATYGGCGGVCAYGGCGA	*nirK* 1040R (20µM)	Henry 2004	GCCTCGATCAGRTTRTGGTT
nirS	*nirS* 4QF (20µM)	Kandeler 2006	GTSAACGYSAAGGARACSGG	*nirS* 6QR (20µM)	Kandeler 2006	GASTTCGGRTGSGTCTTSAYGAA
amoA (Bacteria)	AmoA1F (10µM)	Leininger 2006	GGGGTTTCTACTGGTGGT	AmoA2R (10µM)	Leininger 2006	CCCCTCKGSAAAGCCTTCTTC
amoA (Crenarchaea)	crenamoA23F (10µM)	Tourna 2008	ATGGTCTGGCTWAGACG	crenamoA616R (10µM)	Tourna 2008	GCCATCCATCTGTATGTCCA
Crenarchae 16S	crenar 771F (10µM)	Ochsenreiter 2003	ACGGTGAGGGATGAAAGCT	Crenar 975R (10µM)	Ochsenreiter 2003	CGGCGTTGACTCCAATTG
ADNr18S	ITS3F (10µM)	Manerkar 2008	GTAACCCGTTGAACCCCATT	ITS4R (10µM)	Manerkar 2008	CCATCCAATCGGTAGTAGCG

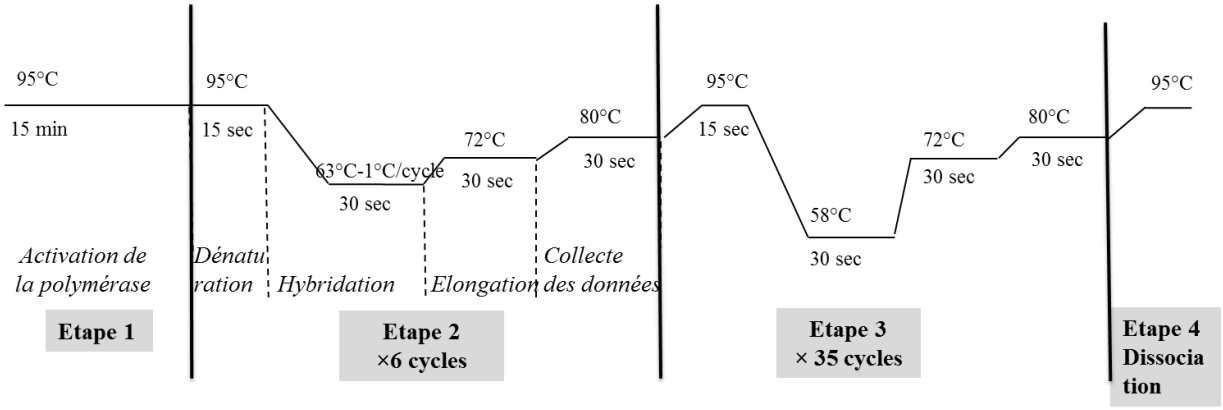


Figure 3.6. Thermo cycles *nirK/nirS*.

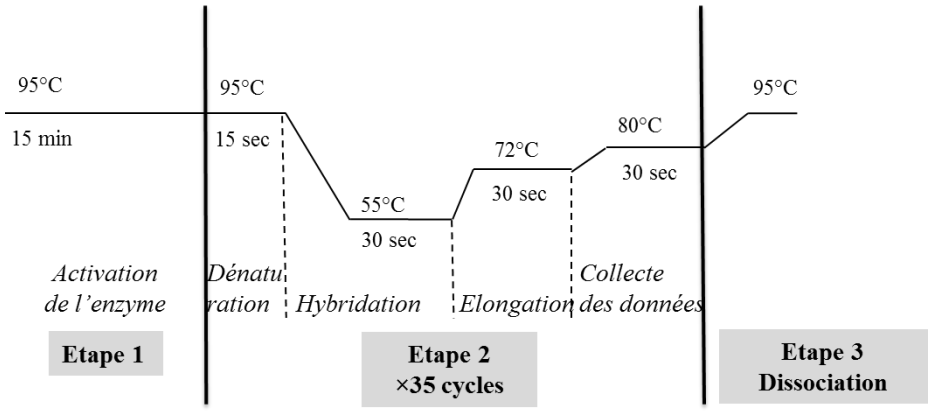


Figure 3.7. Thermo cycles AOA, AOB, ADNr 18Srégions ITS, Creanarcheae.

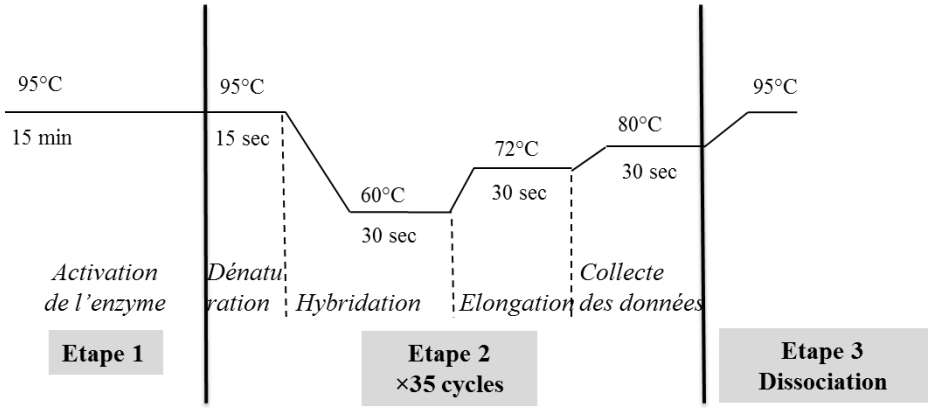


Figure 3.8. Thermo cyclesADNr 16S.

1.3. Analyses des émissions gazeuses :

1.3.1. Volatilisation du NH_3

La volatilisation de l'ammonium (NH_4^+) en ammoniac (NH_3) sur les échantillons de PRO seuls a été mesurée en conditions de laboratoire pendant 3 semaines à l'aide de cellules (Fenn and Kissel, 1973, Le Cadre et al., 2005), (**Figure 3.9).**

A l'aide d'un bilan de masse, on estime lesflux de NH_3. Le flux de NH_3 mesuré est donc le produit de la différence de concentration entre la sortie (CNH_3, out) et de l'entrée (CNH_3, in)

de la cellule et du débit de balaygae (Q), rapporté à l'aire de la surface expérimentale (A), **(Figure 3.9).**

$$Flux\ NH_3 = Q(CNH_3, out - CNH_3, in)/A$$

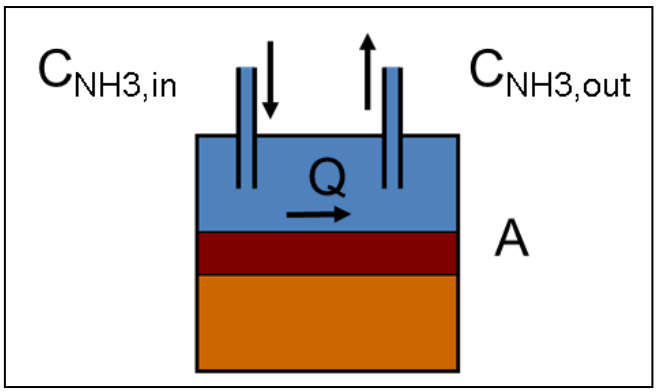


Figure 3.9. Cellule utilisée pour mesurer les émissions de volatilisation de NH_3 par les PRO.

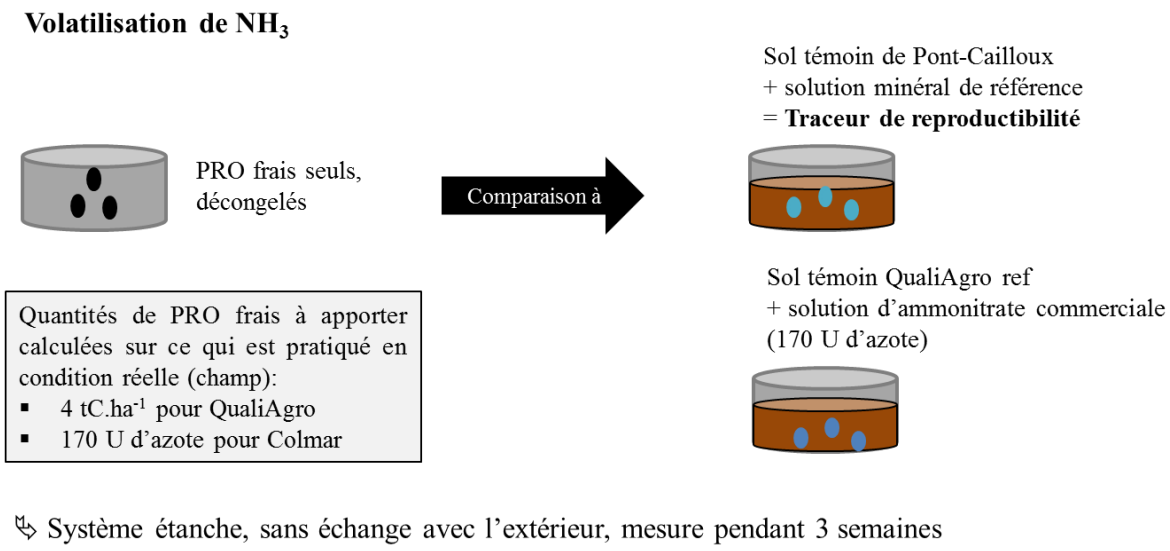


Figure 3.10. Représentation de la mesure de volatilisation de NH_3 effectuée sur les PRO 2013 de Colmar et 2011 de QualiAgro, ainsi sur le sol témoin de Pont-Cailloux avec de la solution minérale préparée au laboratoire qui représente un traceur de reproductibilité des mesures et les PRO de QualiAgro ont pu être mis en relation avec un sol témoin de QualiAgro mélangé avec une solution d'ammonitrate commerciale.

La mesure a été réalisée sur des PRO seuls (sans sol) frais et décongelés (**Figure 3.10**). Un flux d'air pur (dépourvu de NH_3) et dont l'humidité est contrôlée, est injecté dans les microcosmes et l'ammoniac produit à partir des PRO est piégé en sortie de circuit, dans de

l'acide. L'ammoniac piégé dans la solution de H_2SO_4 est ensuite dosé. Trois répétitions par type de PRO ont été réalisées. La mesure a été suivie pendant 3 semaines à intervalles réguliers.

Les doses de PRO apportées dans les cellules calculées en fonction de la surface des cellules (177 cm^2) sont équivalentes aux quantités par hectare appliquées au champ au moment de l'apport de PRO. Les quantités d'azote apportées varient entre Colmar et QualiAgro du fait d'une gestion des PRO différente (170 kg $N.ha^{-1}$ à Colmar et 4 $tC.ha^{-1}$ à QualiAgro) (**Tableau 3.11**).

Tableau 3.11. Quantités de PRO de QualiAgro (2011) et Colmar (2013) utilisées pour mesurer la volatilisation de NH_3 en conditions de laboratoire.

Type de données:		*Théorique*	*Théorique*	*Théorique*	*Expérimental*
	PRO	Dose apportée au champ	N équivalent appliqué	Dose à apporter pour 1 cellule	Dose apportée par cellule
		kg MF.ha^{-1}	kg N.ha^{-1}	g MF/cellule	g MF/cellule
QualiAgro (2011)	OMR_Q	21400	255	37.88	37.28 ± 0.01
	DVB_Q	19300	356	34.16	33.46 ± 0.94
	BIO_Q	15200	300	26.90	26.86 ± 0.01
	FUM_Q	33100	232	58.59	58.88 ± 0.02
Colmar (2013)	BOUE_C	12912	152	22.85	23.11 ± 0.05
	DVB_C	16630	177	29.44	29.02 ± 0.03
	BIO_C	9646	172	17.07	16.99 ± 0.01
	FUM_C	30786	140	54.49	54.07 ± 0.05
	FUMC_C	34429	133	60.94	61.12 ± 0.09

Les expériences ont été réalisé 13 cylindres par 13 cylindres donc plusieurs séries ont été nécessaires pour passer tous les échantillons (3x9=27 donc 3 séries + les témoins). Les témoins de chaque série n'étaient pas comparables, on a donc utilisé le traceur moyen (Sol Pont-Cailloux qui est un contrôle) pour normaliser les données et permettre une comparaison des séries entre-elles. De plus, les échantillons de QualiAgro ont été comparés à une ancienne mesure effectuée sur un sol témoin de QualiAgro auquel une solution d'ammonitrate commerciale a été ajoutée. Des tests antérieurs ont été réalisés sur des échantillons de sols

mélangés à des fumiers et l'ajout de sol n'a pas modifié les résultats de volatilisation comparés aux fumiers seuls.

1.3.2. Emissions de GES N_2O et CO_2

Pour les émissions de N_2O, les mesures ont été suivies à 20°C pendant 63 ou 72 jours dans des microcosmes de sols témoins mélangés aux PRO (frais et décongelés) (**Figure 3.11**). En parallèle, des mesures d'émissions de CO_2 sur les mêmes microcosmes ont été effectuées (résultats en **Annexe 2.1**). Dans des seaux à 20°C préparés et incubés dans les mêmes conditions que les microcosmes pour les analyses gazeuses, un suivi de la minéralisation de l'azote a été réalisé (**Annexe 2.2**). Des mesures ont aussi été réalisées sur des mélanges de sols avec de la poudre Normapur Prolabo d'ammonitrate (80 $g.mol^{-1}$, pureté de 99 %, soit 35%N), témoin fertilisé de référence.

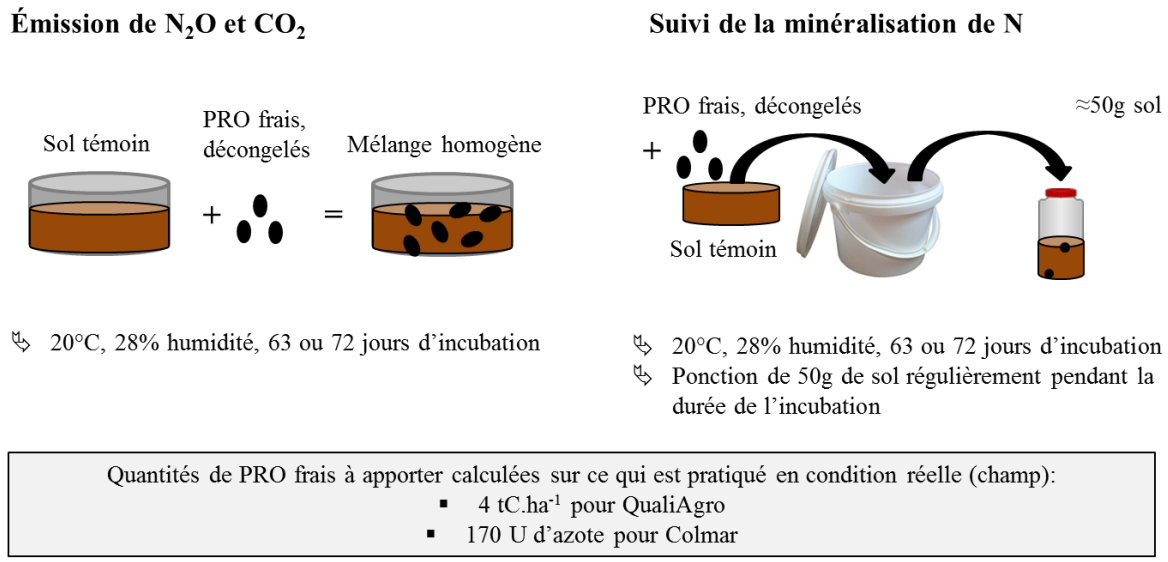


Figure 3.11. Représentation des mesures de N_2O et CO_2 effectuées sur les PRO 2013 de Colmar et 2011 de QualiAgro, ainsi que le suivi de la minéralisation de N réalisée à 20°C (présentée en Annexe 2.2 et 2.2).

Les flux de N_2O et de CO_2 ont été mesurés en conditions de laboratoire, pour les deux sites d'étude. Des cylindres de sols ont été préparés en mélangeant les PRO et les sols témoins humectés pour atteindre la capacité maximale de rétention en eau des sols (28% d'humidité), ce qui correspond à un remplissage de 65% de l'espace poral du sol en moyenne et permet

d'assurer des conditions optimales pour la dénitrification (Grundmann and Rolston, 1987), à raison de 3 répétitions par traitement. Les quantités de PRO apportées en mélange dans les colonnes de sol ont été définies en fonction des conditions expérimentales au champ (4 $tC.ha^{-1}$ pour QualiAgro et 170 $kgN.ha^{-1}$ pour Colmar), (**Tableau 3.12**). Les témoins fertilisés de Colmar et de QualiAgro ont été préparés avec 429 mg de Normapur Prolabo d'ammonitrate.

Les cylindres ont été légèrement tassés (masse volumique équivalente du sol de 1 $g.cm^{-3}$). Ils avaient une taille finale de 15 cm de diamètre et 10 cm de hauteur et contenaient 1.77 kg de sol équivalent sec. Trois répétitions par traitement ont été réalisées (sol témoin de QualiAgro + PRO_Q et sol témoin de Colmar + PRO_C). Les cylindres de sols et de PRO ont été incubés à l'obscurité et à 20°C pendant 63 jours (Colmar) ou 92 jours (QualiAgro) dans des conditions atmosphériques normales en O_2. La durée d'incubation, différente pour les échantillons de Colmar et QualiAgro a été définie en fonction de l'évolution des flux (arrêt de l'expérimentation lorsqu'un plateau d'émissions de N_2O a été atteint). Les teneurs en eau ont été contrôlées régulièrement et maintenues constantes durant toute l'expérimentation par ajout d'eau déminéralisée.

Tableau 3.12. Quantités de sol et de PRO de QualiAgro (2011) et Colmar (2013) utilisées pour préparer les cylindres pour mesurer les flux de N_2O en conditions de laboratoire, correspondant aux doses apportées au champ.

	Quantité de PRO apportée	Ntot apporté par cylindre	Corg apporté par cylindre
	g MF/cylindre	mgN	gC
OMR_Q	1.35	/	3.54
DVB_Q	34.59	/	3.54
BIO_Q	7.07	/	3.54
FUM_Q	7.6	/	3.54
BOUE_C	13.12	150	/
DVB_C	15.1	150	/
BIO_C	11.2	150	/
FUM_C	32.69	150	/
FUMC_C	36.74	150	/

Pour chaque mesure de N_2O, les cylindres sont placés pendant 3 minutes, dans un incubateur hermétique de 10 litres, connecté en entrée et en sortie à un analyseur de gaz (IR spectrometers : CWQC-TILDAS-76-CS, Aerodyne Research, US-MA), (**Figure 3.12**).

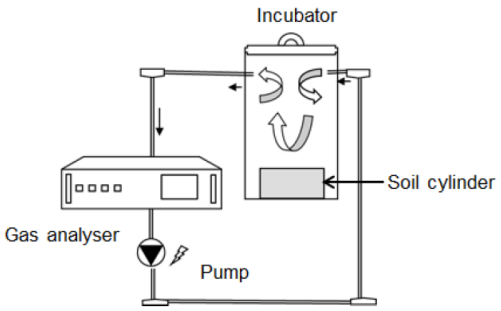


Fig 1: Experimental N_2O and CO_2 measurement device

Figure 3.12. Quantification des émissions de N_2O en conditions contrôlées de laboratoires (Laville et al., 2013 et Askri et al., 2015 thèse).

Pour les mesures du CO_2, les mêmes cylindres ont été placés dans un deuxième incubateur hermétique, de même dimension, pendant 1 minute, connecté en entrée et en sortie à un spectromètre Licor 820 (LicorInc, US-NE). A l'intérieur de l'incubateur, les conditions atmosphériques étaient les mêmes que celles de la chambre d'incubation.

La précision de détection pour une vitesse de balayage de 1 seconde pour le N_2O était de 0.08 ppb et celle du CO_2 de 1 ppm.

Les flux de protoxyde d'azote ont été estimés d'après l'équation suivante (***Eq 1***):

$$F = \frac{V}{A}\frac{dCout}{dt} \quad (\boldsymbol{Eq\ 1})$$

F exprime le flux (ppb.m. s^{-1}), *V* le volume de l'espace libre de l'incubateur (m^3), *A* l'aire du cylindre de sol (m^2) et *dCout/dt* la dérivée du temps de la concentration de sortie (ppb.s^{-1}). Les flux exprimés en ppb.m.s^{-1} ont été convertis en gN.ha^{-1} en prenant en compte la température de l'air durant la mesure du flux et en considérant une pression atmosphérique moyenne de 1013 hPa. Dans notre étude, l'aire du cylindre est de 1.78 dm^2 et la masse de sol légèrement tassé est de 1.78 kg. Les flux peuvent donc être convertis par unité d'aire ou de masse: 1g N

$ha^{-1}.j^{-1}$équivalent à l g Nkg sol.j^{-1}et 1 kgC $ha^{-1}.j^{-1}$équivalent à 1 mgC kg sol.j^{-1}. (Laville et al., 2014).

Les mesures ont été réalisées à 0, 1, 2, 3, 4, 7, 11, 17, 23, 29, 47 et 63 jours pour Colmar et à 0, 1, 2, 3, 4, 7, 11, 16, 21, 38, 49 et 72 jours pour QualiAgro. Les flux cumulés ont été tracés en utilisant une interpolation linéaire entre deux dates de mesure.

A partir des émissions finales de N_2O et de CO_2 en fin d'incubation, nous avons estimé le facteur d'émission (FE) qui correspond à la fraction de N apportée et perdue sous forme de N_2O et la fraction de C perdue sous forme de CO_2. Généralement, les facteurs d'émissions sont évalués sur une année au champ. De ce fait, pour estimer les flux potentiels de N_2O durant une année entière, nous avons simulé les données expérimentales des flux avec un modèle à deux compartiments en utilisant l'équation suivante (***Eq 2***):

$$N2O\ (\%N) = a.(1 - e^{-bt}) + c.(1 - e^{-dt}) \quad (\boldsymbol{Eq\ 2})$$

Où *a* et *c* sont respectivement les fractions rapide et lente du potentiel d'émissions (% N apporté), *b* et *d* les constantes de vitesse respectives des fractions rapide et lente d'émissions (jours^{-1}) et *t* le temps d'incubation (jours). Les paramètres *a, b, c,* et *d* ont été obtenus en minimisant la somme du carré des écarts entre les mesures et en utilisant Excel Solver.

Pour passer des conditions expérimentales aux conditions au champ (de 20°C à 10°C en moyenne), nous avons utilisé une fonction de température (***Eq3***), (Askri et al. 2015, thèse).

$$Temps\ (A) = Temps\ (B) \times e^{0.092(TB-TA)} \quad (\boldsymbol{Eq\ 3})$$

Où *A* correspond à la condition au champ et *B* à la condition au laboratoire, *TA* représente la température au champ (ici 10°C) et *TB* la température au laboratoire (ici 20°C). Dans ces conditions, une année (365 jours) au champ à 10°C équivaut à 146 jours dans des conditions expérimentales à 20°C.

2. Résultats et discussions

2.1. Comparaison des sols témoins des deux sites

Les deux sols témoins des sites de Colmar et QualiAgro ont été comparés pour l'ensemble des paramètres biologiques étudiés, ainsi que leur évolution pendant les incubations.

Deux types de tests statistiques ont été réalisés. L'évolution des différentes mesures au cours du temps (biomasse microbienne, ratios biomasse microbienne/C, biomasse fongique) a été étudiée pour chacun des 2 sites à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis (« SITE »). Les 2 sols témoins ont également été comparés date par date à l'aide d'un test de Mann-Whitney (« DATE »). Enfin, une ACP a été réalisée en considérant les différentes populations microbiennes pour comparer les 2 sols témoins aux différentes dates d'étude.

2.1.1. Biomasse microbienne

La biomasse microbienne du sol témoin est significativement supérieure à Colmar (T_C) (**Tableau 3.14**) par rapport à QualiAgro (T_Q) quelles que soient les dates de mesures, avec une biomasse microbienne initiale 2.5 fois plus élevée à Colmar (**Figure 3.13**): 290 $mg.kg^{-1}$ de sol à Colmar et 110 $mg.kg^{-1}$sol à QualiAgro. Ces teneurs représentent 2.0% du Corg total à Colmar et 1.2% du Corg total à QualiAgro.

L'évolution de la biomasse microbienne au cours des incubations diffère entre les sites : elle tend à diminuer au cours du temps dans le sol témoin de Colmar (T_C) et peu d'évolution est observée pour le sol témoin de QualiAgro (T_Q), (**Tableau 3.13**).

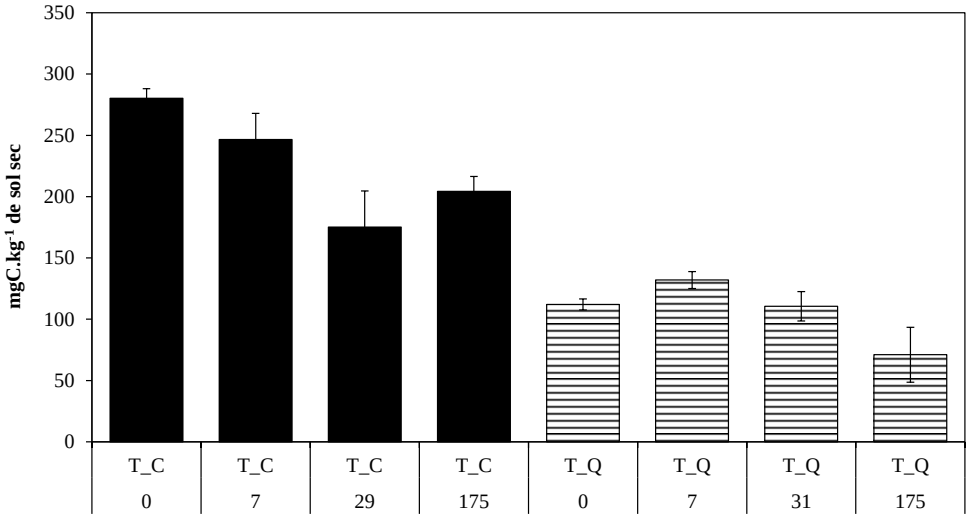


Figure 3.13. Evolution de la biomasse microbienne au cours des incubations des sols témoins de Colmar (en noir) et QualiAgro (en rayé) exprimée en mgC.kg^{-1} sol sec.

Tableau 3.13. Statistiques par « SITE » pour mettre en évidence l'évolution de la biomasse microbienne au cours du temps dans le sol témoin de Colmar ou QualiAgro, test de Kruskal-Wallis (p value<0.05)

Biomasse microbienne				
	0j	7j	29/31j	175j
T_C	b	ab	a	ab
T_Q	ab	b	ab	a

Tableau 3.14. Statistiques par « DATE » pour mettre en évidence les différences de biomasse microbienne entre les sols témoins des 2 sites à une date donnée, test deux à deux de Mann-Whitney (p value<0.05)

p value=0.029 Biomasse microbienne		
	T_C	T_Q
0j	a	b
7j	a	b
29/31j	a	b
175j	a	b

2.1.2. Biomasse fongique

La biomasse fongique du sol témoin de Colmar (T_C) est significativement supérieure à celle mesurée dans le sol témoin de QualiAgro (T_Q) quelle que soit la date de mesure avec des facteurs qui varient de 1.1 (à J29/31) à 1.9 (à J175). Les biomasses fongiques initiales ne dépassent pas 0.46 ± 0.02 µg ergostérol.g^{-1} sol sec à QualiAgro et sont de 0.72 ± 0.05 µg ergostérol.g^{-1} sol sec à Colmar. Dans les 2 sites, la biomasse fongique tend à diminuer significativement au cours des incubations (**Figure 3.14**).

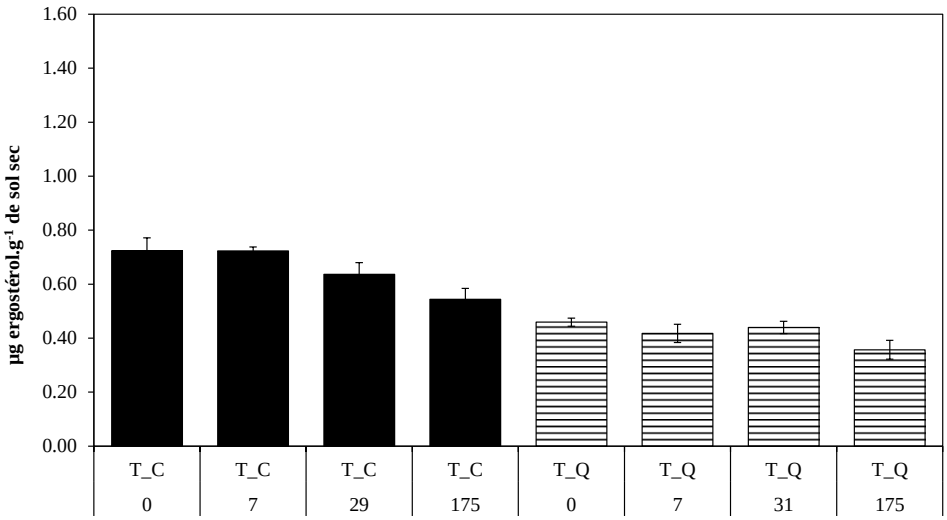


Figure 3.14. Evolution de la biomasse fongique au cours des incubations des sols témoins de Colmar (en noir) et QualiAgro (en rayé), exprimée en µg d'ergostérol.g^{-1} sol sec.

Tableau 3.15. Statistiques par « SITE » pour mettre en évidence l'évolution de la biomasse fongique au cours du temps au sein dans lesol témoin de Colmar et QualiAgro, test de Kruskal-Wallis (p value<0.05). Les lettres différentes signifient qu'il existe des différences significatives.

Biomasse fongique				
	0j	7j	29/31j	175j
T_C	b	b	ab	a
T_Q	b	ab	ab	a

Tableau 3.16. Statistiques par « DATE » pour comparer la biomasse fongique dans les sols témons de Colmar et QualiAgro à une date donnée, test deux à deux de Mann-Whitney, es lettres différentes signifient qu'il existe des différences significatives si la p value<0.05.

p value=0.029 Biomasse fongique		
	T_C	T_Q
0j	a	b
7j	a	b
29/31j	a	b
175j	a	b

2.1.3. Abondances des microorganismes spécifiques

L'ensemble des résultats de quantification d'ADNr 18S et 16S (non présenté à Colmar car problèmes de mesure), des *Crenarcheota*, des gènes représentant les populations de nitrifiants (AOA et AOB) et de dénitrifiants (*nirK* et *nirS*) et leur évolution au cours du temps sont rassemblés dans le **Tableau 3.17**.

Tableau 3.17. Sols témoins de Colmar et QualiAgro: moyenne des nombres de copies de gènes des 3 répétitions de chaque sol en fonction des jours de mesures (0, 7, 29/31) et pour tous les paramètres biologiques mesurés.

En nombre de copies de gènes.g^{-1} sol sec

jours	moyenne	Cren 16S	*nirS*	*nirK*	AOA	AOB	ADNr 16S	ADNr 18S
0		3.77E+08	6.26E+07	3.69E+07	1.88E+06	1.20E+05		3.72E+06
7	T_C	1.36E+08	1.20E+07	1.23E+07	1.78E+06	4.83E+04		1.31E+06
29		6.56E+07	8.21E+06	6.37E+06	5.54E+06	2.13E+05		7.48E+05
0		1.72E+05	3.55E+06	1.66E+06	2.39E+05	1.46E+05	2.65E+08	7.21E+04
7	T_Q	2.81E+05	2.12E+06	4.31E+06	3.83E+05	6.30E+04	3.21E+08	8.89E+04
31		3.75E+05	7.17E+06	4.06E+06	4.52E+05	1.26E+05	2.68E+08	1.33E+05

Ces résultats ont été analysés par le biais d'une ACP (**Figure 3.15)** intégrant pour les 2 sites, les 3 dates de mesure. Cette ACP permet aussi de visualiser l'évolution dans le temps des résultats. L'axe 1 représente 64% de la variabilité et est piloté par les gènes *nirK, nirS,* ADNr 16S des *Crenarcheota* et les champignons (ADNr 18S-régions ITS). L'axe 2 représente 26% de la variabilité totale et est piloté par les abondances des populations nitrifiantes bactériennes (AOB) et archées (AOA).

On observe peu d'évolution des populations microbiennes ciblées dans le sol témoin de QualiAgro. En revanche, les caractéristiques microbiennes du sol témoin de Colmar tendent à diminuer sauf pour les nitrifiants qui augmentent au cours de l'incubation.

Les niveaux des gènes quantifiés à QualiAgro sont très inférieurs à ceux quantifiés à Colmar. Les sols témoins de QualiAgro (T_Q) sont plus pauvres que ceux de Colmar (T_C) et présentent une diversité différente. Les 2 sols sont opposés sur le plan de l'ACP au départ des incubations.

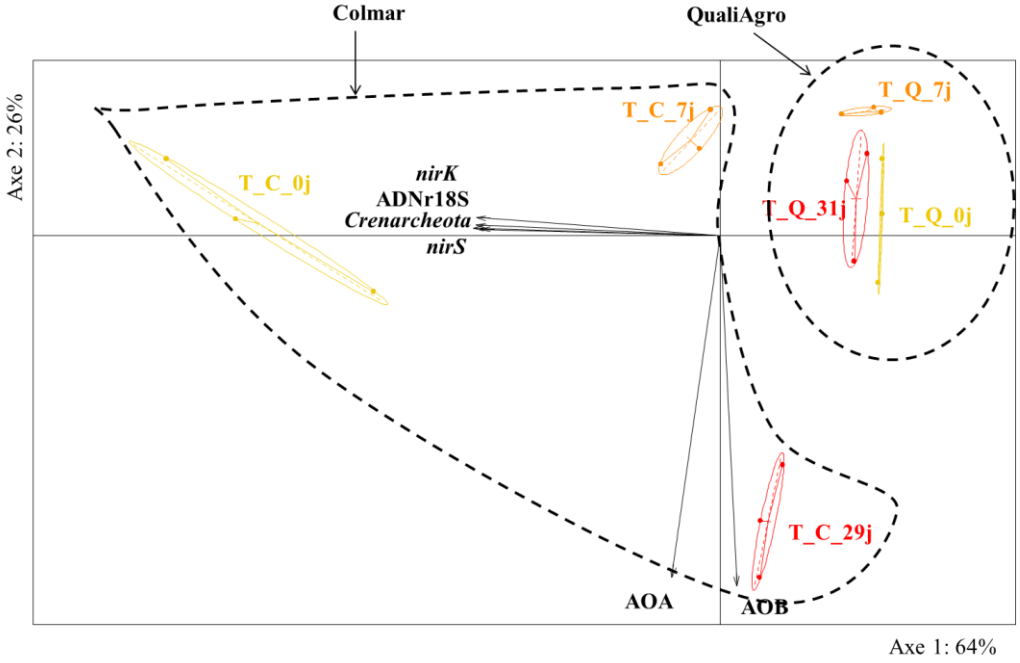


Figure 3.15. Suivi dynamique des populations microbiennes (*Cren 16S, nirS, nirK, amoA* des AOA et des AOB et 18S--régions ITS) dans les sols témoins de Colmar (_C) et QualiAgro (_Q), exprimées en nombre de copies de gènes.g^{-1} sol sec. Les figurés jaune correspondent à J0, les oranges à J7 et les rouge à J29 ou 31. Les témoins de QualiAgro sont notés T_Q alors que ceux de Colmar sont notés T_C.

2.1.4. Minéralisation du C et N organique des sols

Les minéralisations du C et du N dans les sols témoins de Colmar (T_C) sont supérieures à celles des sols témoins de QualiAgro (T_Q), (**Figure 3.16 et Figure 3.17**) mais la minéralisation du C en fin d'incubation représente 7.3 % du C organique du sol à Colmar et 7.2% à QualiAgro. Donc les différences sont simplement dues à des teneurs en Corg différentes.

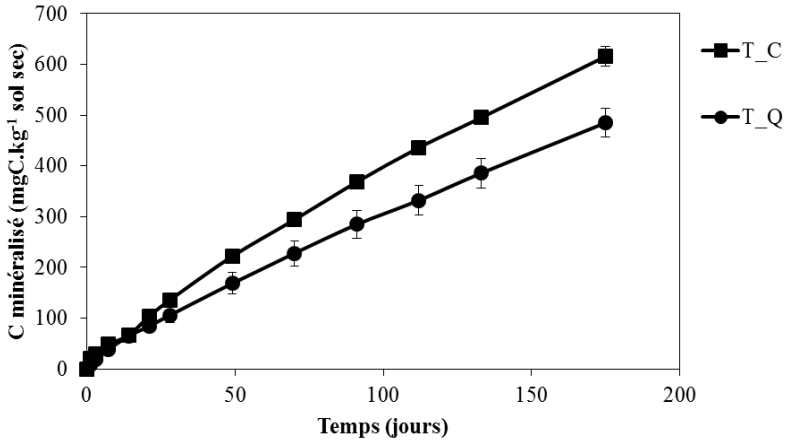


Figure 3.16. Cinétiques de minéralisation du C organique dans les sols témoins de QualiAgro (T_Q) et de Colmar (T_C) (mgC-CO_2.kg^{-1} sol sec).

La minéralisation du Norg peut être considérée comme linéaire pendant la durée des incubations. Là encore la pente est supérieure à Colmar par rapport à QualiAgro. Exprimée par rapport au N organique du sol, la minéralisation en fin d'incubation représente 5.0%Norg à Colmar et 3.1% Norg minéralisé à QualiAgro. Il semble donc que la disponibilité du N à Colmar soit plus élevée. Le site de Colmar a longtemps été fertilisé par des matières organiques avant le début de l'essai. Cet historique explique sans doute en partie cette disponibilité du N supérieure à Colmar par rapport à QualiAgro.

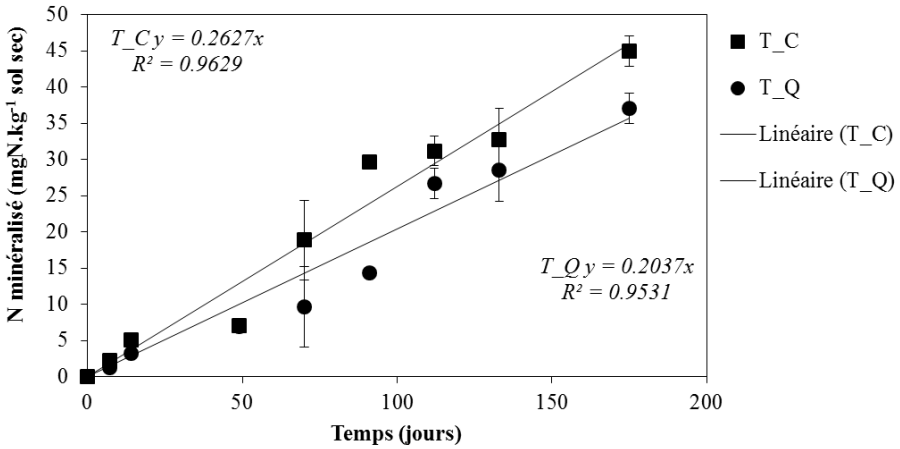


Figure 3.17. Cinétiques de minéralisation de l'azote dans les sols témoins de QualiAgro (T_Q) et de Colmar (T_C) (mgN.kg^{-1} sol sec).

2.1.5. Synthèse

En dehors de tout apport de PRO, le sol de Colmar est caractérisé par des teneurs en C et N organiques supérieures à celles du sol de QualiAgro. Ces différences physico-chimiques expliquent sans doute les abondances et les activités microbiennes initiales supérieures dans ce sol témoin de Colmar (T_C) par rapport au sol témoin de QualiAgro (T_Q). En effet, Bertrand et al. (2007) rapportent l'importance du pH du sol et la teneur en carbonate de calcium sur la respiration du sol. Les argiles favorisent aussi la présence de microorganismes dans les sols par leur capacité à adsorber les substrats carbonés ou azotés (Filip, 1973). Le pouvoir tampon des argiles est aussi favorable aux microorganismes du sol (Stotzky,1973).

2.2. Dynamiques de minéralisation du C des PRO

Les PRO ont des teneurs en C organique différentes. Leur matière organique est aussi caractérisée par des fractions biochimiques différentes (**Tableau 3.4**).

Ces différences peuvent induire des différences de biodégradabilité des PRO qui, à leur tour, vont conditionner les effets sur les populations microbiennes dans les sols. La dynamique de minéralisation du C des PRO a été mesurée au cours d'incubations dans les sols de QualiAgro et Colmar (**Figure 3.18**).

A Colmar, la minéralisation des PRO de 2013 est très proche des cinétiques moyennes sur la période 2001-2013. Alors qu'à QualiAgro, l'OMR_Q et le BIO_Q de 2011 ont des comportements différents des moyennes observées (**cf Chapitre M&M, §1.5 et 2.5**). Le compost OMR_Q a une intensité plus faible de minéralisation (environ -12% Corg) alors que la minéralisation de BIO_Q est supérieure à la moyenne (environ +11% Corg). Le FUM_Q et le DVB_Q ont des cinétiques correspondant à la moyenne (1998-2011).

La minéralisation du C varie selon les caractéristiques des PRO, les PRO les plus dégradables correspondant à ceux qui ont le moins de lignine. Plus un PRO est riche en lignine, moins l'intensité de la minéralisation sera élevée ($R^2=0.65$, $p_value<0.05$). Les ISMO sont quant à eux, négativement corrélés à l'intensité de minéralisation du C ($R^2=0.86$, $p_value<0.05$).

L'indicateur ISMO est donc un bon indicateur de la stabilité du C des PRO et du potentiel d'entretien de la MO du sol par les PRO.

Le compostage stabilise le C organique des PRO avec des intensités de minéralisation beaucoup plus faibles pour DVB_C par rapport à la BOUE_C et pour le fumier composté (FUMC_C) par rapport au fumier initial (FUM_C).

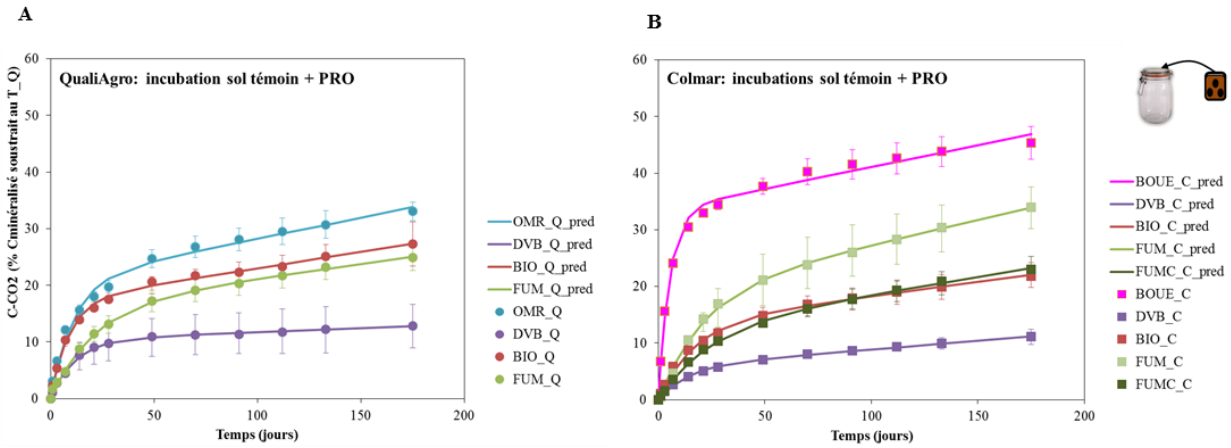


Figure 3.18. Cinétiques de minéralisation du C apporté par les PRO dans les sols A) de QualiAgro et B) Colmar _Q=QualiAgro et _C=Colmar, les figurés « ronds » pour QualiAgro et « carré » pour Colmar correspondent aux valeurs expérimentales. Les courbes sont issues de la modélisation (modèle à 2 compartiments, cf §1.2.1.2).

Les données expérimentales ont été simulées avec un modèle à 2 compartiments $C\text{-}CO_2 = y.(1-e^{-z.t})+w.t$ qui permet d'estimer la fraction de C facilement minéralisable (y) ainsi que les vitesses de minéralisation des compartiments résistants (w) et la constante de vitesse de la fraction organique labile (z) des PRO apportés (Cheneby et al., 1994). Les valeurs obtenues confirment les hypothèses précédentes. Les PRO qui présentent un compartiment labile important se minéralisent davantage car ils sont plus biodégradables. Leur fraction récalcitrante se minéralise également plus rapidement.

Tableau 3.18. Paramètres des cinétiques simulées de la minéralisation du C pour l'ensemble des PRO étudiés. _Q pour QualiAgro et _C pour Colmar.

	Fraction du C labile *(y)* (%Corg)	Constante de la vitesse du compartiment labile *(z)* ($jours^{-1}$)	Vitesse de minéralisation de la fraction résistante *(w)* (% Corg.$jours^{-1}$)	R^2
OMR_Q	20.7	0.09	0.08	0.99
DVB_Q	10.3	0.09	0.02	0.99
BIO_Q	17.2	0.11	0.06	0.99
FUM_Q	16.0	0.05	0.05	0.99
BOUE_C	33.4	0.19	0.08	0.99
DVB_C	5.8	0.07	0.03	0.99
BIO_C	13.2	0.06	0.05	0.99
FUM_C	18.7	0.05	0.09	0.99
FUMC_C	12.4	0.04	0.06	0.99

La taille du compartiment labile (*y*) est maximale pour BOUE_C (33% du Corg) et OMR_Q (21% du Corg) et la plus faible pour les PRO DVB_C (6%Corg), DVB_Q (10%Corg) et FUMC_C (12%Corg) (**Tableau 3.18**). La proportion du compartiment labile *(y)* est significativement et négativement corrélée à la fraction ligneuse ($R^2=0.712$, $p_value<0.05$). Les PRO qui ont les tailles de compartiment labile les plus petites ont également les vitesses de minéralisation des fractions récalcitrantes les plus faibles (corrélation significative, $R^2=0.52$, $p_value<0.05$). En revanche, les compartiments labiles peuvent avoir des gammes de vitesse de minéralisation variées (*z*) comprisesentre 0.073 $jour^{-1}$ et 0.189 $jour^{-1}$. La vitesse la plus élevée est calculée pour BOUE_C. Certains PRO peuvent avoir des proportions de C labile proches (FUM_C et BIO_Q) mais des constantes de vitesse de minéralisation de ce C qui varient (0.048 $jour^{-1}$ pour FUM_C et 0.112 $jour^{-1}$pour BIO_Q).

2.3. Effet des apports de PRO sur les populations microbiennes

2.3.1. Comparaison des méthodes chimiques et moléculaires

Différentes méthodes de mesures, moléculaires ou chimiques, ont été mises en œuvre pour estimer l'abondance des champignons (dosage de l'ergostérol et quantification des ADNr

18S-régions ITS par PCR quantitative) et de la biomasse microbienne totale (biomasse microbienne par fumigation-extraction et quantification des ADNr-16S bactériens), des *Creanarchaeota* (16S) par PCR quantitative dans les 2 sols et après différentes durées d'incubation (3 dates : 0, 7 et 29/31 jours).

La comparaison des résultats obtenus par méthodes moléculaires et chimiques met en évidence une corrélation positive et significative (R^2=0.34, p_value<0.05) pour la biomasse fongique (**Figure 3.19A)** et une absence de corrélation pour la biomasse totale (**Figure 3.19B**). Cependant, on voit clairement se distinguer les deux sites : un groupe de résultats correspondant à QualiAgrose détache de l'autre groupe correspondant aux échantillons de Colmar. La relation ADN-biomasse microbienne a déjà été étudiée par Marstorp et al. (2000). Selon ces auteurs, la concentration en ADN double brin est en général proportionnelle à la concentration de C labile extrait par chloroforme, et les deux méthodes semblent être des mesures équivalentes de la biomasse microbienne du sol. Ceci est en contradiction avec les conclusions de Griffiths et al. (1997), qui n'ont trouvé aucune relation entre la biomasse carbone mesurée par fumigation et l'ADN déterminé sur des sols 34 mois après contamination par des métaux lourds, dans des conditions de laboratoire. Marstorp et al. (2000) expliquent aussi que l'ADN double brin (dsDNA) ne peut pas nécessairement être utilisé pour quantifier et comparer les concentrations de biomasse dans les sols parce que la concentration en ADN des microorganismes diffère entre les espèces microbiennes. En revanche, la biomasse fongique et l'ADNr 18S ont tendance à être mieux corrélés.

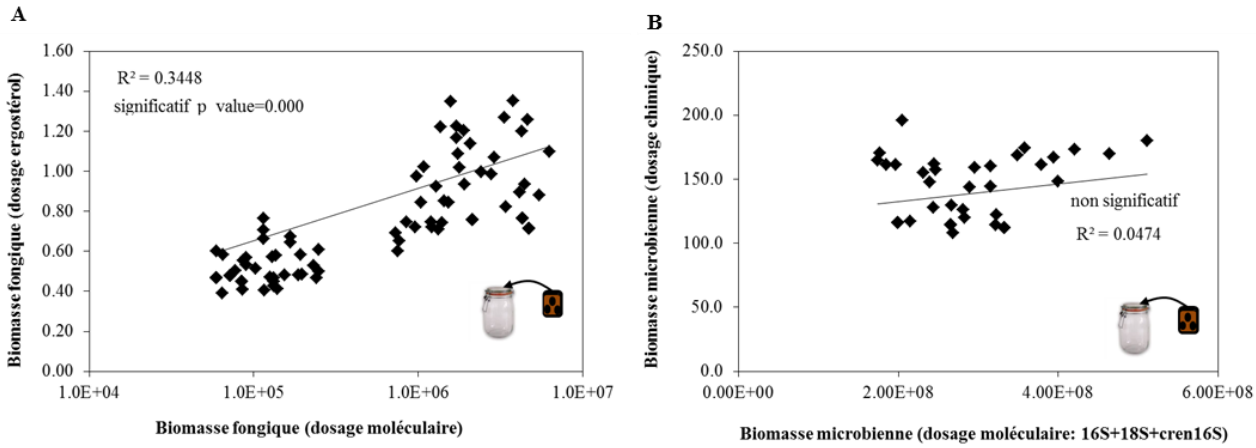


Figure 3.19.A) Comparaison des méthodes de quantification de la biomasse fongique (quantité d'ergostérol *vs* nombre de copies de gènes ADNr 18S-régions ITS), en utilisant la totalité des données mesurées sur Colmar et QualiAgro après 0,7 et 29/31 jours d'incubation. B) Site QualiAgro : comparaison

des méthodes de quantification de la biomasse microbienne (fumigation-extraction et ADNr) aux trois premières dates de suivis de la dynamique biologique (acquises après 0,7 et 31 jours. La biomasse microbienne "moléculaire" a été calculée en faisant la somme du nombre de copies de gènes ADNr 16S, Cren 16S et ADNr 18S-régions ITS par g de sol sec.

Les faibles corrélations observées pourraient s'expliquer par des biais inhérents à chacune des méthodes utilisées. Nous avons choisi la méthode d'extraction d'ADN développée par Ranjard et al. (2001) mais il en existe d'autres. En effet, les méthodes moléculaires nécessitent une étape d'extraction de l'ADN du sol qui peut poser un certain nombre de problèmes. Tout d'abord, il est difficile d'extraire l'intégralité de l'ADN du sol, notamment celui des microorganismes protégés dans des agrégats de sol et l'ADN qui est fortement adsorbé sur les particules du sol. Les étapes de broyage peuvent également altérer la qualité des ADN et les étapes de purification conduire à des pertes importantes.

L'utilisation des régions intergéniques (ITS) de l'ADNr 18S pour les champignons peut conduire à des sous-estimations car ces amorces sont spécifiques de certains champignons (Ranjard et al., 2001) et certains végétaux ou algues (Pitkäranta et al., 2008). Bellemain et al. (2010) ont constaté qu'en ciblant les régions ITS2, les ascomycètes sont plus facilement amplifiés que les basidiomycètes. D'autres amorces permettent d'amplifier une autre région de l'ITS, l'ITS1 mais ciblent préférentiellement des champignons «non-dikarya » (qui ne sont ni des basidiomycètes, ni des ascomycètes).

L'estimation de la biomasse fongique à partir de dosages d'ergostérol peut également être biaisée car l'ergostérol est un stérol qui peut être présent dans d'autres micro-organismes (Volkman, 2003) que les champignons comme les algues (Peeler et al., 1989) ou les protozoaires pathogènes flagellés comme les *Trypanosomatidae* (de Macedo-Silva et al., 2015). En outre, tous les champignons ne contiennent pas d'ergostérol (ex des *Mortierellaceae* qui sont les premiers colonisateurs des litières) mais leur biomasse est probablement négligeable. D'autres champignons comme les Glomeromycètes (champignons mycorhiziens à arbuscule) ne contiennent pas non plus d'ergostérol. Enfin, les teneurs en ergostérol peuvent fortement varier en fonction des diamètres des hyphes ou de l'âge des mycéliums et une fraction d'ergostérol peut persister dans les cellules fongiques mortes (Joergensen and Wichern, 2008).

La méthode de fumigation-extraction qui conduit à la lyse de cellules, n'est pas spécifique des cellules microbiennes et peut donc conduire à une libération de C non microbien avec une

surestimation des résultats alors que la somme des populations bactériennes, fongiques et des *Crenarchaeota* peut conduire à une sous-estimation des résultats (puisqu'il existe par exemple d'autres phyla d'*Archae*). Il est possible que l'efficacité de la méthode d'extraction-fumigation par le chloroforme soit plus faible dans les sols riches en argiles (Dalal, 1998) mais ceci est aussi vrai pour l'extraction des ADN. Badalucco et al. (1997) ont suggéré que l'efficacité de la lyse cellulaire par le chloroforme pourrait être influencée par le chemin de diffusion emprunté à travers les pores du sol.

Ces résultats nous ont donc amenés à considérer les résultats obtenus par les deux méthodes pour discuter des effets des PRO sur l'abondance microbienne même si la plupart des conclusions générales restent les mêmes quelles que soient les méthodes utilisées.

2.3.2. Biomasse microbienne totale

Dans le sol de QualiAgro, les apports de PRO stimulent la biomasse microbienne, stimulation visible à 7 jours et qui peut se maintenir à 31 jours, sans qu'il n'y ait d'augmentation significative. Dans tous les cas, la biomasse microbienne rediminue à la fin des incubations (**Tableau 3.19 et Figure 3.20**). Les PRO les plus efficaces sont le compost OMR_Q et le FUM_Q.

Dans le sol de Colmar, les apports de PRO n'ont pas d'impact significatif sur la biomasse microbienne sauf pour la boue (**Figure 3.21 et Tableau 3.20**).

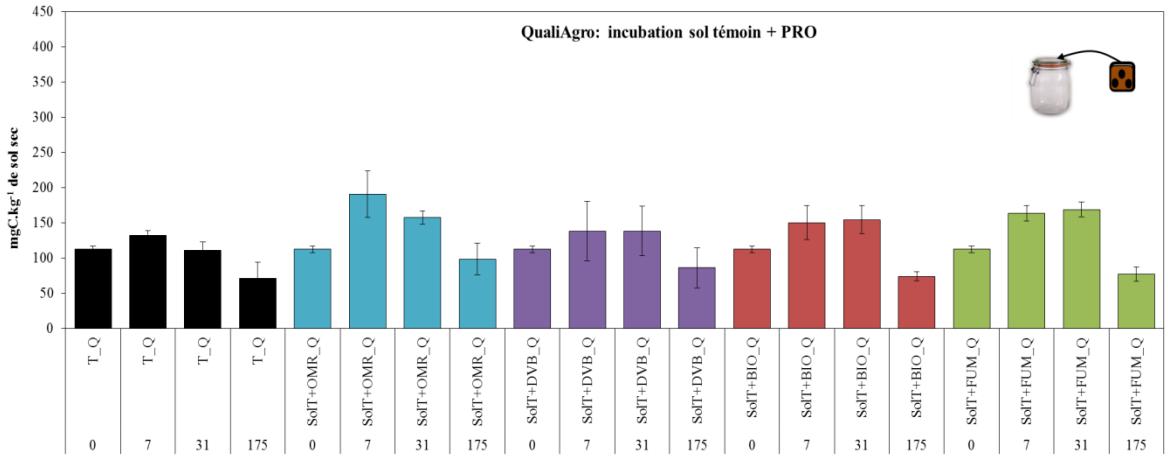


Figure 3.20. Sol QualiAgro : évolution au cours du temps des effets de l'apport de PRO sur la biomasse microbienne.

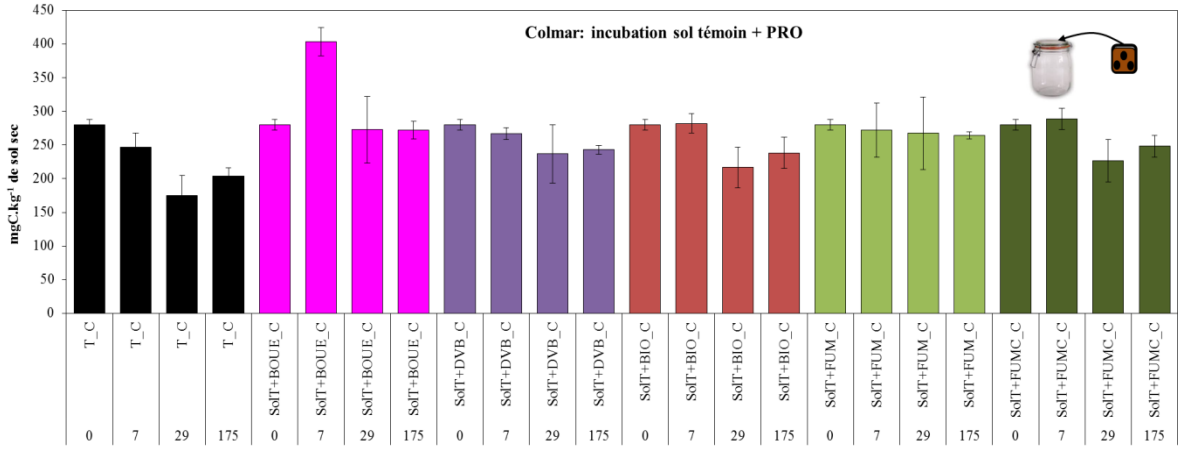


Figure 3.21. Sol Colmar : évolution au cours du tempsdes effets de l'apport de PRO sur la biomasse microbienne.

Tableau 3.19. Comparaison statistique de l'évolution temporelle de la biomasse microbienne par PRO (comparaison par ligne) _Q pour le site de QualiAgro et _C pour le site de Colmar. Test de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

Biomasse microbienne				
	0 j	7 j	29/31 j	175j
OMR_Q	ab	b	ab	a
DVB_Q	a	a	a	a
BIO_Q	ab	b	b	a
FUM_Q	ab	b	b	a
TEM_Q	ab	b	ab	a
BOUE_C	a	b	ab	a
DVB_C	b	ab	ab	a
BIO_C	ab	b	a	ab
FUM_C	a	a	a	a
FUMC_C	ab	b	a	ab
TEM_C	b	ab	a	ab

Tableau 3.20. Comparaison statistique des effets PRO sur la biomasse microbienne à chacune des dates de mesure (comparaison par ligne et pour un site donné) _Q pour le site de QualiAgro et _C pour le site de Colmar. Test de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

Biomasse microbienne											
	OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q	TEM_Q	BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C	TEM_C
0 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
7 j	b	a	ab	ab	a	b	ab	ab	ab	ab	a
29/31 j	ab	ab	ab	b	a	a	a	a	a	a	a
175j	a	a	a	a	a	b	ab	ab	b	ab	a

On remarque que les PRO qui ont le plus stimulé la biomasse microbienne (BOUE_C et OMR_Q) de manière significative aux dates de mesures 7 jours et 29/31 jours sont ceux dont la minéralisation de C est la plus importante (*R^2=0.76 et R^2=0.52, p_value<0.05*, **Figure 3.22**). De manière générale, plus un PRO est biodégradable, plus la minéralisation du C est forte et plus la croissance des microorganismes du sol est stimulée.

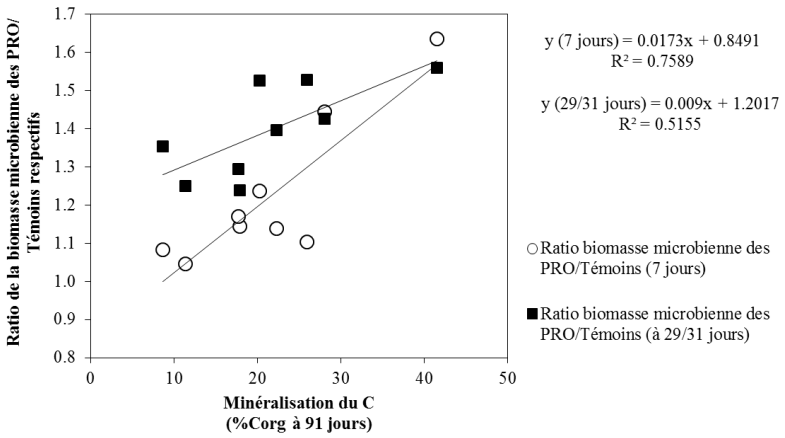


Figure 3.22. Corrélations positives et significatives des ratios de la biomasse microbienne dans les traitements PRO divisés par les témoins respectifs de chaque site aux dates de mesures 7 jours ou 29/31 jours avec la minéralisation du C à 91 jours (en %Corg minéralisé), (matrice de Pearson, corrélations significatives, p_value<0.05).

Ainsi, nos résultats montrent qu'un seul apport de PRO a assez peu d'effets sur la biomasse microbienne même si les effets stimulateurs semblent être un peu plus importants sur le sol de QualiAgro que celui de Colmar. Les effets dépendent en fait de la nature des PRO et en particulier des caractéristiques biochimiques du C et du délai de mesure après l'apport (Bastida et al., 2012; Fernandez et al., 2009). La stimulation préférentielle par le compost OMR_Q qui apparait rapidement après un apport unique a déjà été mise en évidence par Annabi et al. (2007), ceci étant principalement dû à sa composition biochimique et son C facilement dégradable par les microorganismes.

García-Gil et al. (2000) ont également observé qu'un apport unique de compost de déchets municipaux ou de fumier bovin ne stimulait pas ou peu la biomasse microbienne par rapport à une fertilisation chimique. Franco-Otero et al. (2012) ont observé des résultats similaires avec des composts de déchets municipaux, des composts de boue ou des boues séchées. Armenta et

al. (2012) ont quant à eux, observé une augmentation transitoire de la biomasse microbienne après apport de boue de station d'épuration qui disparaissait après 230 jours.

2.3.3. Abondance fongique

Les évolutions des biomasses fongiques estimées à partir du dosage de l'ergostérol et après apport de PRO dans le sol de QualiAgro et Colmar sont présentées sur les **Figure 3.23 et Figure 3.24.**

Globalement, un apport de PRO est à l'origine d'une augmentation transitoire de la biomasse fongique jusqu'à 31 jours (**Tableau 3.21**). Ces augmentations sont plus marquées avec les PRO de Colmar que ceux de QualiAgro. Après 175 jours, les biomasses fongiques sont revenues à leur état initial. Les PRO les plus efficaces sont OMR_Q et FUM_Q pour QualiAgro et BIO_C, FUM_C et FUMC_C pour Colmar. Cette augmentation de la biomasse fongique est corrélée à la richesse en cellulose des PRO de façon significative si on exclut le traitement BOUE_C ($R^2=0.60$, $p_value<0.05$).

Les mêmes résultats ont été observés avec les mesures moléculaires (ADNr 18S-région ITS), qui sont présentées en **Annexes 1.2**.

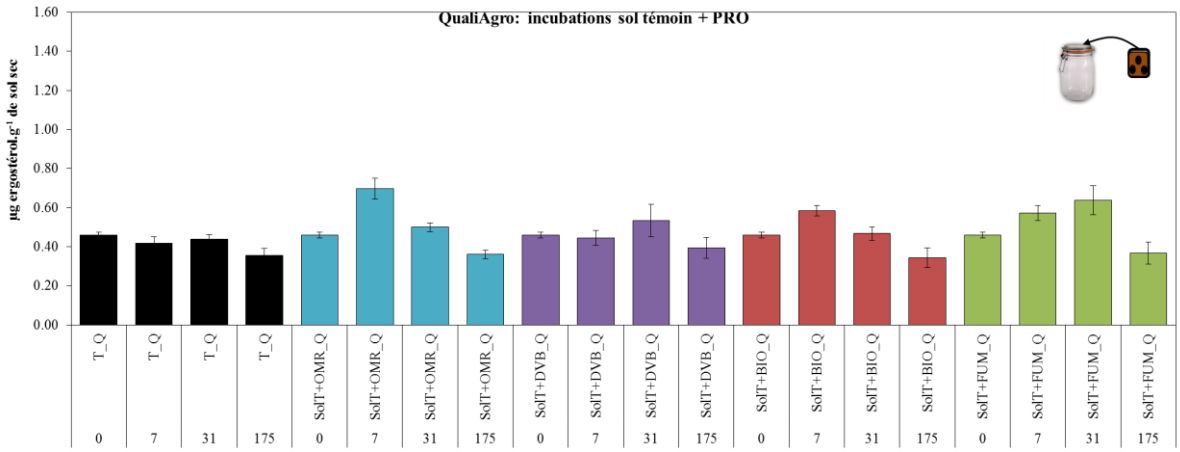


Figure 3.23. Sol QualiAgro : évolution au cours du tempsdes effets des PRO sur de la biomasse fongique (µg ergosterol.g^{-1} sol sec).

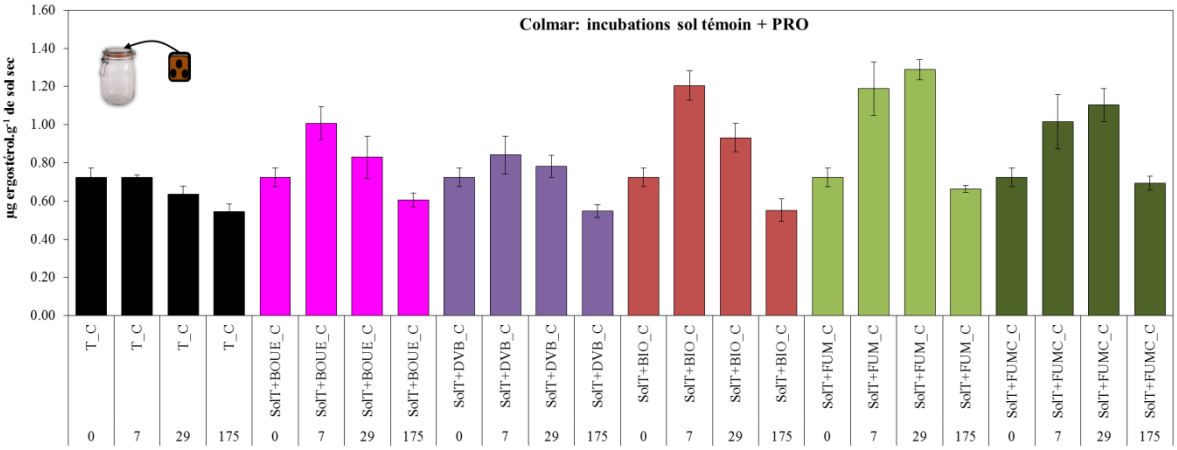


Figure 3.24. Sol Colmar : évolution au cours du tempsdes effets de l'apport de PRO sur la biomasse fongique (µg ergosterol.g^{-1} sol sec).

Tableau 3.21. Comparaison statistique de l'évolution temporelle de la biomasse fongique (ergostérol) par PRO (comparaison par ligne) _Q pour le site de QualiAgro et _C pour le site de Colmar. Test de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

Biomasse fongique				
	0 j	7 j	29/31 j	175j
OMR_Q	ab	b	ab	a
DVB_Q	ab	ab	b	a
BIO_Q	ab	b	ab	a
FUM_Q	ab	b	b	a
TEM_Q	ab	b	ab	a
BOUE_C	ab	b	ab	a
DVB_C	ab	b	ab	a
BIO_C	ab	b	ab	a
FUM_C	ab	ab	b	a
FUMC_C	ab	ab	b	a
TEM_C	b	b	ab	a

Tableau 3.22. Comparaison statistique des effets PRO sur la biomasse fongique (ergostérol) à chacune des dates de mesure (comparaison par ligne et pour un site donné) _Q pour le site de QualiAgro et _C pour le site de Colmar. Test de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

Biomasse fongique											
	OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q	TEM_Q	BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C	TEM_C
0 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
7 j	b	a	a	ab	a	ab	ab	b	b	ab	a
29/31 j	ab	ab	ab	b	a	ab	ab	ab	b	b	a
175j	a	a	a	a	a	ab	ab	ab	ab	b	a

Peu de travaux ont étudié les effets des PRO après un apport unique sur les microorganismes du sol en distinguant champignons et bactéries. De plus, les conditions d'études (doses d'apport, déstructuration ou non du sol, nature des sols, sols prélevés au champ et suivi à la suite d'un apport ou sols mélangés aux PRO…) ainsi que les méthodes utilisées (dénombrements, PCR quantitative, PLFA…) sont souvent très variables (e.g. Perez-Piqueres et al., 2006; Treonis et al., 2010).

Perez-Piqueres et al. (2006) qui ont étudié l'impact d'un apport de différents PRO dans 2 types de sols, ont montré qu'un compost de déchets verts ne modifiait pas les densités bactériennes et fongiques quel que soit le sol alors que des composts de champignonnière pouvaient stimuler les abondances bactériennes et/ou fongiques. Treonis et al. (2010) qui ont testé des PRO se caractérisant par différents C/N ont observé des résultats divers sur les populations bactériennes et fongiques mais dans tous les cas, les rapports bactéries/champignons n'ont pas été affectés significativement.

2.3.4. Abondance des *Crenarcheota*

Dans le sol de QualiAgro, certains PRO sont à l'origine d'une augmentation des *Crenarcheota* (BIO_Q, DVB_Q, FUM_Q) mais cette stimulation n'est significative qu'avec FUM_Q à 7 jours (**Figure 3.25**). Globalement, un apport unique de PRO a eu peu d'impact significatif sur les archées. Indépendamment des effets des PRO, une forte diminution des *Crenarcheota* est observée dans le sol de Colmar (**Tableau 3.23 et Figure 3.25**).

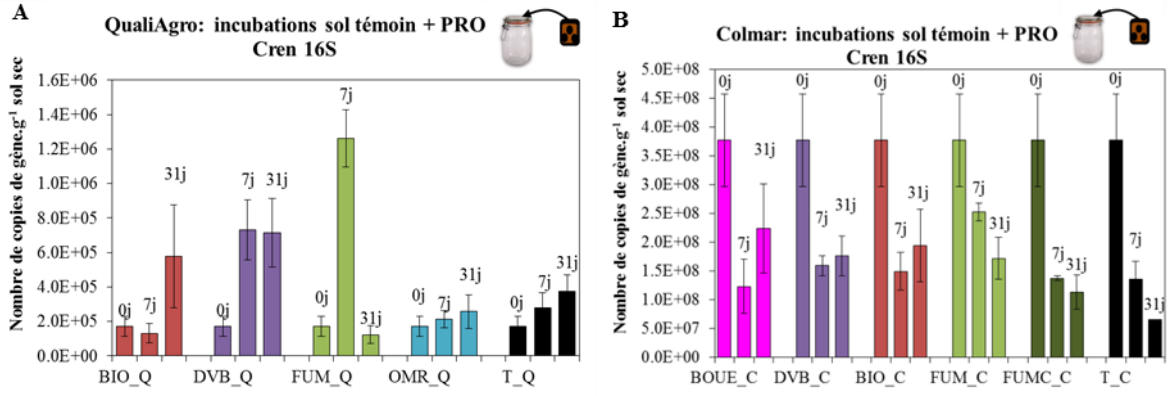


Figure 3.25. Evolution au cours du temps des populations d'archées (Crenarchaea 16S dans les sols témoins de QualiAgro (A) et Colmar (B) amendés ou non en PRO (échelles différentes).

Tableau 3.23. Comparaison statistique de l'évolution temporelle des archées par PRO dans les sols témoins de QualiAgro et Colmar (comparaison par ligne). _Q pour QualiAgro et_C pour Colmar. Tests de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

Crean 16S			
	0 j	7 j	29/31 j
OMR_Q	a	a	a
DVB_Q	a	a	a
BIO_Q	a	a	a
FUM_Q	a	b	a
TEM_Q	a	a	a
BOUE_C	a	a	a
DVB_C	a	a	a
BIO_C	a	a	a
FUM_C	b	ab	a
FUMC_C	a	a	a
TEM_C	b	ab	a

Tableau 3.24. Comparaison statistique des effets PRO sur les archées à chacune des dates de mesure (comparaison par ligne et pour un site donné)_Q pour le site de QualiAgro et _C pour le site de Colmar. Test de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

Crean 16S											
	OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q	TEM_Q	BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C	TEM_C
0 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
7 j	ab	ab	a	b	ab	a	a	a	a	a	a
29/31 j	ab	b	ab	a	ab	a	a	a	a	a	a

2.3.5. Abondance des populations nitrifiantes

Les microorganismes nitrifiants ont été suivis en différenciant les archées nitrifiantes (AOA) et les bactéries nitrifiantes (AOB).

Dans le sol de QualiAgro on n'observe aucun effet significatif sur les populations nitrifiantes après un apport de PRO **(Figure 3.26A, Figure 3.27A, Tableau 3.25 et Tableau 3.26**). On observe néanmoins une tendance à l'augmentation des AOA au cours des incubations avec tous les PRO et une augmentation des AOB uniquement 7 jours après l'apport de DVB_Q (**Tableau 3.26**).

Dans le sol de Colmar, les apportsde BIO_C et FUMC_C augmentent les populations AOA (**Figure 3.27**). La BOUE_C stimule en revanche les AOB après 7 jours alors qu'avec tous les autres PRO, les AOB diminuent au cours du temps (**Figure 3.27**).

Dans tous les cas, lorsque les microorganismes nitrifiants sont stimulés, ils ne le sont que de façon transitoire et fugace.

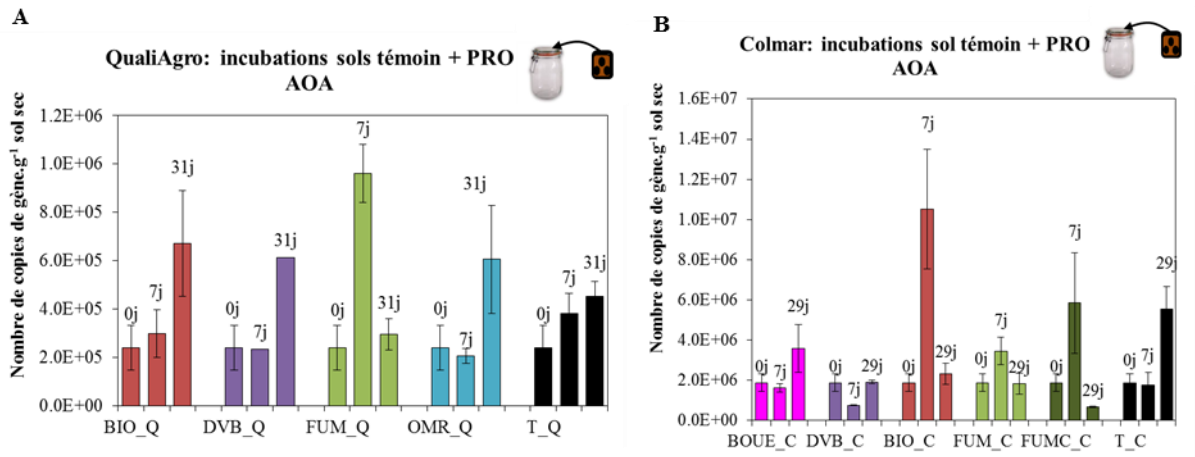


Figure 3.26. Evolution au cours du temps des archées nitrifiantes porteuses du gène *amoA* (AOA) dans les sols témoins de QualiAgro (A) et Colmar (B) amendés ou non en PRO (échelles différentes).

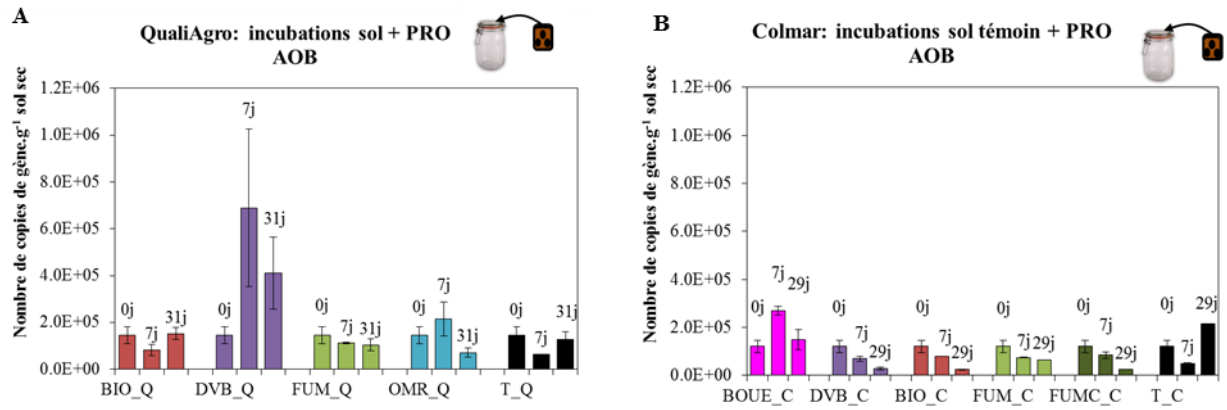


Figure 3.27. Evolution au cours du temps des bactéries nitrifiantes porteuses du gène *amoA* (AOB) dans les sols témoins de QualiAgro (A) et Colmar (B) amendés ou non en PRO.

Tableau 3.25. Comparaison statistique de l'évolution temporelle des microorganismes nitrifiants (AOA et AOB) par PRO dans les sols témoins de QualiAgro et Colmar (comparaison par ligne). _Q pour QualiAgro et_C pour Colmar. Tests de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

AOA				**AOB**			
	0 j	7 j	29/31 j		0 j	7 j	29/31 j
OMR_Q	a	a	a	OMR_Q	a	a	a
DVB_Q	a	a	a	DVB_Q	a	a	a
BIO_Q	a	a	a	BIO_Q	a	a	a
FUM_Q	a	a	a	FUM_Q	a	a	a
TEM_Q	a	a	a	TEM_Q	a	a	a
BOUE_C	a	a	a	BOUE_C	a	b	ab
DVB_C	a	a	a	DVB_C	b	ab	a
BIO_C	a	b	a	BIO_C	b	ab	a
FUM_C	a	a	a	FUM_C	b	ab	a
FUMC_C	ab	b	a	FUMC_C	b	ab	a
TEM_C	a	a	a	TEM_C	ab	a	b

Tableau 3.26. Comparaison statistique des effets PRO sur les AOA et AOB à chacune des dates de mesure (comparaison par ligne et pour un site donné. _C pour le sol de Colmar et _Q pour le sol de QualiAgro. Tests de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

AOA											
	OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q	TEM_Q	BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C	TEM_C
0 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
7 j	a	a	a	a	a	ab	a	b	ab	ab	ab
29/31 j	a	a	a	a	a	ab	ab	ab	ab	a	b

AOB											
	OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q	TEM_Q	BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C	TEM_C
0 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
7 j	ab	b	ab	ab	a	b	ab	ab	ab	ab	a
29/31 j	a	b	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	a	b

On observe également que le sol témoin de Colmar est en moyenne 15 fois plus riche initialement en archées nitrifiantes (AOA) qu'en bactéries nitrifiantes (AOB) alors que dans le sol de QualiAgro, AOA et AOB sont en quantités similaires (facteur 2).

Les ratios AOA/AOB ont tendance à augmenter au cours du temps dans les deux sols d'études, mais de manière beaucoup plus importante à Colmar (**Tableau 3.27**).

Tableau 3.27. Ratios AOA/AOB. _Q pour le sol de QualiAgro et _C pour le sol de Colmar.

Ratio AOA/AOB			
	0 j	7 j	29/31 j
OMR_Q	2	1	10
DVB_Q	2	1	3
BIO_Q	2	4	4
FUM_Q	2	10	4
TEM_Q	2	5	5
BOUE_C	16	6	24
DVB_C	16	11	73
BIO_C	16	132	96
FUM_C	16	46	31
FUMC_C	16	74	29
TEM_C	16	38	26

La stimulation des populations nitrifiantes serait dépendante des activités de minéralisation de l'azote. Hatzenpichler et al. (2008) dans sa mini-revue rappellent que le NH_3 (et non le NH_4^+) est le substrat préférentiel de l'enzyme AMO (ammonia mono oxygenase) (Suzuki et al., 2009), le gène *amoA* code une des 3 sous-unités de cette enzyme. Ce gène est présent chez les archées (AOA) et les bactéries (AOB). Il a été montré par Di et al. (2009), Levičnik-Höfferle et al. (2012) et Schauss et al. (2009) que la minéralisation de l'azote organique en NH_4^+ puis NH_3 si le pH du sol est supérieur à 7 (déprotonation de l'ammonium) favorise la croissance des AOA. De plus, les milieux très riches en NH_4^+ défavorisent la croissance des AOA (inhibition mesurée à des concentrations de NH_4^+de 10-20 mM), alors que les AOB tolèrent des concentrations plus fortes (50 à 1000mM) (Di et al., 2009; Verhamme et al., 2011). L'utilisation de fertilisant minéraux, riches en NH_4^+ou urée (NH_2CONH_2) stimule d'ailleurs préférentiellementles AOB par rapport aux AOA (Di et al., 2009; Jia and Conrad, 2009). Dans une autre étude, Fortuna et al. (2012) n'avaient pas observé d'augmentation des populations d'AOA alors que les AOB étaient fortement impliqués dans la nitrification, au cours des jours suivant l'application de lisier de vaches laitières à fortes doses sur différents sols.

Ces hypothèses semblent vérifiées dans notre étude puisque nous avons quantifié une stimulation plus importante des nitrifiants AOB avec les PRO les plus riches en azote minéral et/ou ceux pour lesquels la minéralisation d'azote est la plus rapide et la plus forte (BOUE_C DVB_Q, T+N). A l'inverse les AOA sont davantage stimulés en fin d'incubation avec les

PRO pour lesquels les cinétiques de minéralisation de l'Norg sont les plus lentes (composts BIO_Q et DVB_Q).

2.3.6. Abondance des populations dénitrifiantes

Deux communautésde dénitrifiants ont été distinguées : les populations *nirK* (réduction du NO_2^- en NO par la nitrite réductase NIR qui porte un cuivre encodé par *nirK*, Glockner et al., 1993) et *nirS* (réduction du NO_2^- en NO par la nitrite réductase NIR qui porte le cytochrome cd1 encodé par *nirS*).

Dans le sol de QualiAgro, les populations dénitrifiantes porteuses du gène *nirS* et *nirK* ne sont pas impactées à la suite d'un apport de PRO sauf avec FUM_Q après 7 jours d'incubation (**Figure 3.28A, Figure 3.29A et Tableau 3.29**).

A Colmar, on observe une diminution significative des populations dénitrifiantes porteuses des gènes *nirK* et *nirS* au cours du temps dans tous les traitements : sol non amendé et sol amendé en PRO, quelle que soit la nature du PRO (**Figure 3.28B et Figure 3.29B et Tableau 3.29**). Le **Tableau 3.29** montre qu'il n'y a aucune différence significative entre traitements. Les résultats différents entre Colmar et QualiAgro pourraient être dus aux caractéristiques des sols puisque les conditions climatiques de prélèvement des sols diffèrent assez peu avec des conditions sèches et assez froides. Les populations au départ des incubations dans les deux sols sont en effet très différentes comme présenté précédemment.

Nos résultats sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus par différents auteurs (Bastida et al., 2009; Henry et al., 2004; Kandeler et al., 2006; Miller et al., 2009, 2008; Tatti et al., 2013) à savoir de 10^7 à 10^8 copies de gènes.g^{-1} sol sec. Nous n'avons pas observé de stimulation significative des populations dénitrifiantes après un apport unique de PRO à la différence de Tatti et al. (2013) avec un apport unique de compost urbain sur des sols ayant reçu précédemment des fertilisants minéraux ou organiques (après 8 ans de mise en place de l'essai).

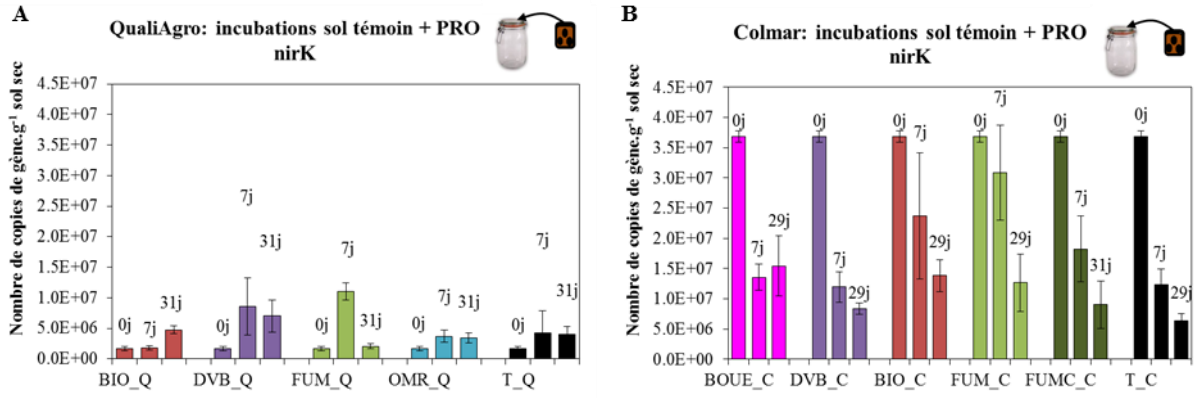


Figure 3.28. Evolution au cours du temps des populations dénitrifiantes porteuses du gène *nirK* dans le sol de QualiAgro (A) et Colmar (B) amendés ou non en PRO.

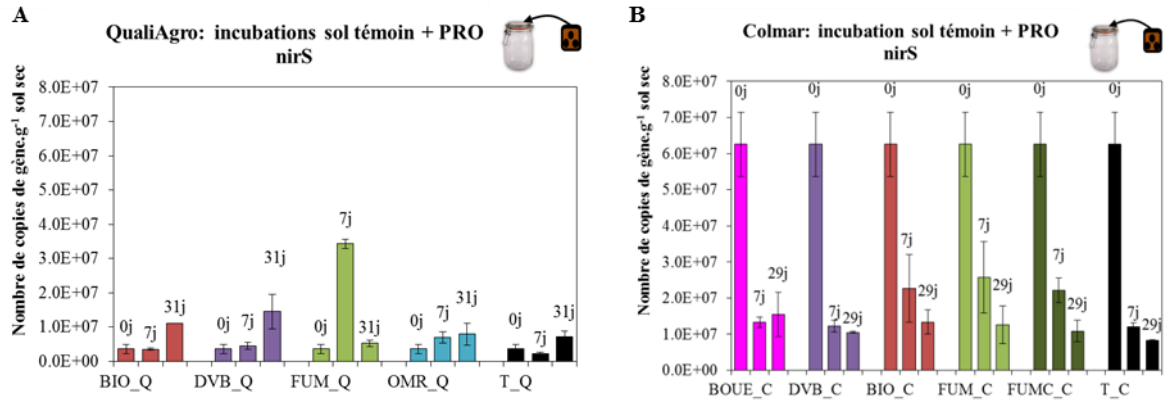


Figure 3.29. Evolution au cours du temps des populations dénitrifiantes porteuses du gène *nirS* dans le sol de QualiAgro (A) et Colmar (B) amendés ou non en PRO

Tableau 3.28. Comparaison statistique de l'évolution temporelle des microorganismes dénitrifiants (*nirK* et *nirS*) par PRO dans les sols de QualiAgro et Colmar (comparaison par ligne). _Q pour le site de QualiAgro et _C pour le site de Colmar. Tests de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

nirK				**nirS**			
	0 j	7 j	29/31 j		0 j	7 j	29/31 j
OMR_Q	a	a	a	OMR_Q	a	a	a
DVB_Q	a	a	a	DVB_Q	a	a	a
BIO_Q	a	a	a	BIO_Q	a	a	a
FUM_Q	a	b	a	FUM_Q	a	b	a
TEM_Q	a	a	a	TEM_Q	a	a	a
BOUE_C	b	a	a	BOUE_C	b	a	a
DVB_C	b	ab	a	DVB_C	b	ab	a
BIO_C	b	a	a	BIO_C	b	a	a
FUM_C	b	b	a	FUM_C	b	ab	a
FUMC_C	b	ab	a	FUMC_C	b	ab	a
TEM_C	b	ab	a	TEM_C	b	a	a

Tableau 3.29. Comparaison statistique des effets PRO sur les *nirK* et *nirS* à chacune des dates de mesure (comparaison par ligne et pour un site donné._Q pour le site de QualiAgro et _C pour le site de Colmar. Tests de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

nirK											
	OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q	TEM_Q	BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C	TEM_C
0 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
7 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
29/31 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a

nirS											
	OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q	TEM_Q	BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C	TEM_C
0 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
7 j	ab	ab	ab	b	a	a	a	a	a	a	a
29/31 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a

Le Tableau 3.30 présente les ratios des abondances des *nirK* par rapport aux *nirS*. Les populations *nirS* sont toujours plus nombreuses que les *nirK*. A Colmar, les ratios varient entre 0.60 et 1.45, alors qu'à QualiAgro, ces ratios sont légèrement inférieurs, allant de 0.32 à 0.88. Si ces ratios augmentent au cours du temps dans le sol de Colmar pour se rapprocher de 1, ils restent stables, voire diminuent à QualiAgro. Des ratios inférieurs à 1 ont aussi été reportés par Kandeler et al. (2006) (1 log d'écart soit 0.02 à 0.04 *nirK/nirS)* ou Tatti et al. (2013) (0.7 à 0.9 *nirK/nirS*).

Tableau 3.30. Ratios *nirK/nirS*. _C pour le site de Colmar et _Q pour le site de QualiAgro.

nirK/nirS			
	0j	7j	29/31j
BOUE_C	0.60	1.05	1.03
DVB_C	0.60	0.97	0.80
BIO_C	0.60	1.04	1.05
FUM_C	0.60	1.45	1.03
FUMC_C	0.60	0.81	0.78
T_C	0.60	1.05	0.78
OMR_Q	0.52	0.53	0.52
DVB_Q	0.52	0.50	0.48
BIO_Q	0.52	0.51	0.50
FUM_Q	0.52	0.32	0.40
T_Q	0.52	0.88	0.55

Les dénitrifiants, pour se multiplier, ont besoin de C assimilable, de nitrates et de conditions favorables à la dénitrification (anoxie…). Les variations des populations dénitrifiantes ne semblent pas liées à la biodégradabilité du C des PRO ni à la présence plus ou moins importantes de N minéralisable dans les PRO. A notre connaissance, peu de travaux se sont intéressés aux effets d'un seul apport de PRO sur les microorganismes dénitrifiants. La plupart des études ont considéré des apports répétés (e.g. Dambreville et al., 2006) ou bien un apport unique mais sur des sols ayant reçu au préalable des fertilisants minéraux (Tatti et al. 2013).

La grande variabilité des résultats obtenus à la suite d'un seul apport de PRO sur les microorganismes du sol, que ce soit dans cette étude mais également de manière plus générale dans la littérature scientifique, est certainement multicritères et peut s'expliquer par la diversité des méthodes utilisées, la diversité des PRO testés et la diversité des conditions expérimentales (doses, sols, dates de prélèvement…). Néanmoins, les abondances microbiennes ne sont pas forcément de bons indicateurs des activités microbiennes et c'est pourquoi nous avons également suivi la minéralisation potentielle de l'azote dans les sols amendés en PRO.

2.4. Dynamique de minéralisation de l'azote des PRO

Les **Figure 3.30A et B** représentent la minéralisation du Norg des PRO dans les solsde QualiAgro et Colmar respectivement.

A QualiAgro, la cinétique de minéralisation du Norg de l'OMR_Q est supérieure à celle observée en moyenne (beaucoup moins d'immobilisation de l'N dans les premiers temps ici, **Cf Chapitre 2, § 1.5**), alors que celle du BIO_Q est inférieure à celle observée en moyenne (observation d'une phase d'immobilisation de l'N ici et absente en moyenne).

A Colmar, la cinétique de minéralisation du N de la BOUE_C 2013 est légèrement supérieure à celle observée en moyenne (2001-2013). Les autres PRO : FUM_Q, FUM_C, FUMC_C, DVB_Q, DVB_C, BIO_C ont des cinétiques proches des cinétiques moyennes (**Cf Chapitre 2 § 2.5**).

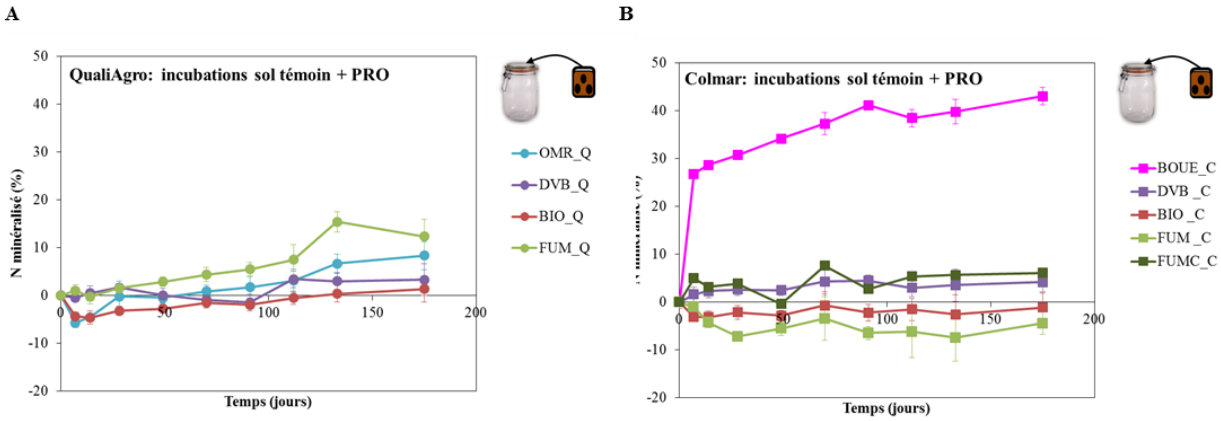


Figure 3.30. Cinétiques de minéralisation du N organique des PRO exprimées en % N organique apporté (après soustraction des quantités de N minéralisé dans les sols témoins respectifs). A) _Q= QualiAgro et B) _C=Colmar.

La fraction du Norg minéralisable dans les 9 PRO étudiés varie de -4.4% à 43%. Ces données sont du même ordre de grandeur que les valeurs obtenues précédemment par Lashermes et al. (2010) pour une grande diversité de PRO, par Morvan et al., 2005 pour des effluents d'élevage et Parnaudeau et al. (2004) pour des boues de station d'épuration. Différents facteurs influencent la minéralisation de l'azote des PRO dans le sol comme le ratio Ctot/Ntot des PRO ou la teneur en N des PRO (Flavel and Murphy, 2006).

D'après l'allure des cinétiques de minéralisation de l'azote, on peut distinguer 3 grandes catégories de PRO :

- les PRO comme la BOUE_C qui est riche en Norg (C/Norg = 8) et pour lesquels la minéralisation du Norg est très rapide et élevée (40% du Norg minéralisés après 175 jours d'incubation pour BOUE_C) (**Figure 3.30A**),
- les PRO comme DVB_C, FUMC_C, DVB_Q et FUM_Q qui présentent une minéralisation nette de l'azote positive mais très faible (entre 3 et 12 % du Norg minéralisé). Le compostage de la boue (DVB_C) diminue fortement le potentiel de minéralisation (5% du Norg minéralisé dans le compost pour 40% du Norg pour la boue initiale),
- enfin, les PRO tels que FUM_C, BIO_C, BIO_Q et OMR_Q qui présentent une phase initiale d'immobilisation de l'azote. Après cette phase d'immobilisation qui peut durer entre 70 et 133 jours (OMR_Q et BIO_Q respectivement), on observe dans un second

temps une minéralisation positive. Les composts de biodéchets (BIO_C et BIO_Q) se caractérisent par une biodégradabilité similaire à celle du fumier composté (FUMC_C) et sont aussi à l'origine d'une organisation du Norg bien que leur C/N soit plus faible que celui du fumier composté (**Figure 3.30A**). Galvez et al. (2012) avaient déjà observé que l'utilisation de compost d'OMR générait une immobilisation de l'azote. Après cette phase d'organisation initiale, ces composts plus biodégradables libèrent de plus grandes quantités d'azote dans l'année qui suit leur application que les composts plus stabilisés (Chalhoub et al. 2013).

Les deux fumiers étudiés ne se comportent pas de la même manière en matière de minéralisation de l'azote. La minéralisation du Norg du fumier de QualiAgro (FUM_Q) est assez lente mais croissante jusqu'à atteindre en fin d'incubation 12% du Norg apporté (**Figure 3.30B**). Pour le fumier de Colmar (FUM_C), qui contient une fraction importante de C soluble et C cellulosique facilement dégradable, et se caractérise par un C/N assez élevé (C/N=16), on constate un phénomène d'organisation du N (5% du Norg après 175 jours). Le compostage du fumier (FUMC_C), en stabilisant le Corg et diminuant le C/N (C/N=15) par rapport au fumier initial, permet de diminuer la phase d'organisation après apport.

Si on met en parallèle la minéralisation maximale (après 175 jours d'incubation) du C et de l'azote des PRO (**Figure 3.31),** on remarque qu'il n'y a pas de corrélation.

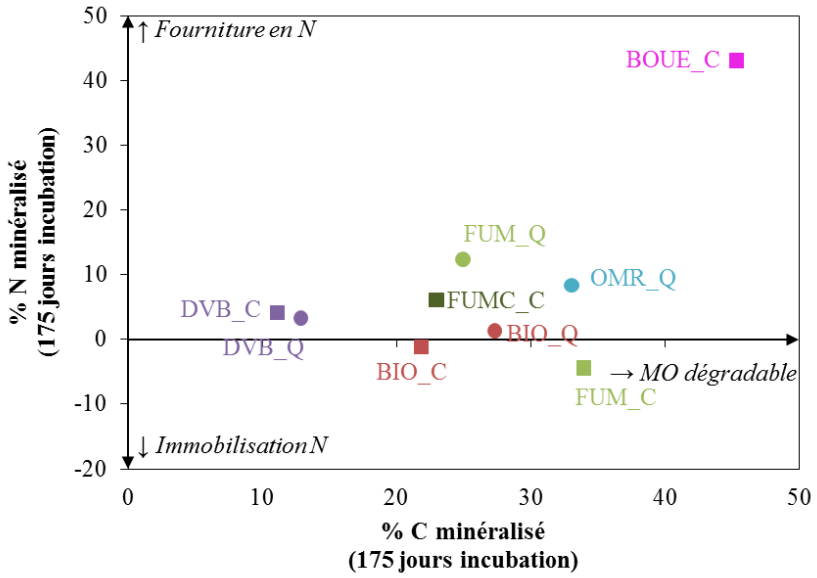


Figure 3.31. Comparaison de la minéralisation C et N des PRO apportés dans des sols témoins après 175 jours d'incubations à 28°C.

Finalement, après 70 jours au laboratoire, ce qui équivaut à environ 1 année en conditions réelles à 10°C de température moyenne, nous pouvons estimer les quantités de Norg potentiellement minéralisables après apport des PRO (**Tableau 3.31**) en utilisant les doses de PRO réellement apportées au champ, les compositions en Norg des PRO et les proportions de Norg minéralisées obtenues au cours des incubations (**Figure 3.30**A **et B**).

Tableau 3.31. Minéralisation potentielle de l'azote organique apporté par les PRO après un apport équivalent à la dose apportée au champ (170kg de N et 4tC par ha pour Colmar et QualiAgro respectivement). _Q pour QualiAgro et _C pour Colmar.

	Dose apportée	Proportion de N organique minéralisées (70 jours labo)	Norg	Supplément de N minéralisé par rapport au sol seul suite à un apport
	kg MS.ha^{-1}	%	g.kg^{-1} MS	kg N.ha^{-1}
OMR_Q	13124	0.9	17.0	2.0
DVB_Q	14145	-0.9	20.7	-2.6
BIO_Q	12290	-1.5	16.9	-3.1
FUM_Q	14585	4.4	21.0	13.4
BOUE_C	2176	37.3	44.0	35.7
DVB_C	8382	4.3	20.0	7.3
BIO_C	7398	-0.7	20.0	-1.0
FUM_C	5511	-3.4	24.0	-4.5
FUMC_C	5319	7.6	26.0	10.5

La minéralisation potentielle de l'Norg au champ 1 an après un apport de PRO est plus importante avec le fumier à QualiAgro (FUM_Q) du fait de la forte quantité de fumier apportée et avec la BOUE_C du fait de sa forte minéralisation du Norg. Un apport de DVB_C et DVB_Q montrent des résultats différents même si leurs compositions sont très proches (Norg minéralisé et teneur en Norg dans les PRO) du fait de la gestion différente du site (à Colmar, les apports sont basés sur 170 kg $N.ha^{-1}$). A Colmar, on distingue le PRO fertilisant, la BOUE_C avec 35.7 kg $N.ha^{-1}$ fournis après un apport (en considérant celui de 2013), desautres PRO amendants avec des quantités de Norg minéralisées qui représentent moins de 10 $kgN.ha^{-1}$ pour des apports totaux de 170 kg $N.ha^{-1}$. Un apport de BIO_C et FUM_C peut même être à l'origine d'une immobilisation de N.

Lorsqu'on prend en compte en plus l'azote minéral directement apporté par les PRO, on atteint au maximum et en fonction de la gestion du site 75 kg $N.ha^{-1}$ à QualiAgro avec le DVB_Q et 73 kg $N.ha^{-1}$ à Colmar avec la BOUE_C (**Tableau 3.32 et Figure 3.32**). On se rapproche donc des besoins des plantes sans atteindre les 180-200 $kg.ha^{-1}$ recommandés pour blé, maïs ou orge. La majorité du N minéral disponible provient des teneurs initiales en N minéral des PRO sauf pour le FUM_Q, la BOUE_C et le FUMC_C. La connaissance de cette disponibilité du N des PRO permet ensuite d'ajuster la fertilisation minérale complémentaire aux besoins en azote des plantes. L'utilisation par les plantes de ce N disponible dépend également de la synchronisation entre présence du N minéral dans le sol et besoin des plantes.

Tableau 3.32. Azote minéral potentiellement disponible à la suite d'un apport unique de PRO (Norg potentiellement minéralisable + Nminéral apporté par les PRO), en fonction de la dose initiale apportée au champ (170 kg de N pour Colmar et 4tC/ha pour QualiAgro). _Q pour QualiAgro et _C pour Colmar.

	Nmin contenu dans les PRO	Dose apportée	Nmin apporté par les PRO lors de l'apport	Supplément N par rapport au sol seul suite à un apport (Nminéralisé)	Nmin global disponible après un apport unique (Nminéralisé+Nmin apporté)
	$g.kg^{-1}$ MS	$kg\ MS.ha^{-1}$	$kgN.ha^{-1}$	$kg\ N.ha^{-1}$	$kgN.ha^{-1}$
OMR_Q	2.3	13124	30.2	2.0	32.1
DVB_Q	5.5	14145	77.8	-2.6	75.2
BIO_Q	1.6	12290	19.7	-3.1	16.6
FUM_Q	0.4	14585	5.8	13.4	19.2
BOUE_C	17.3	2176	37.6	35.7	73.4
DVB_C	2.4	8382	20.1	7.3	23.0
BIO_C	1.1	7398	8.1	-1.0	7.1
FUM_C	1.1	5511	6.1	-4.5	1.0
FUMC_C	0.6	5319	3.2	10.5	14.0

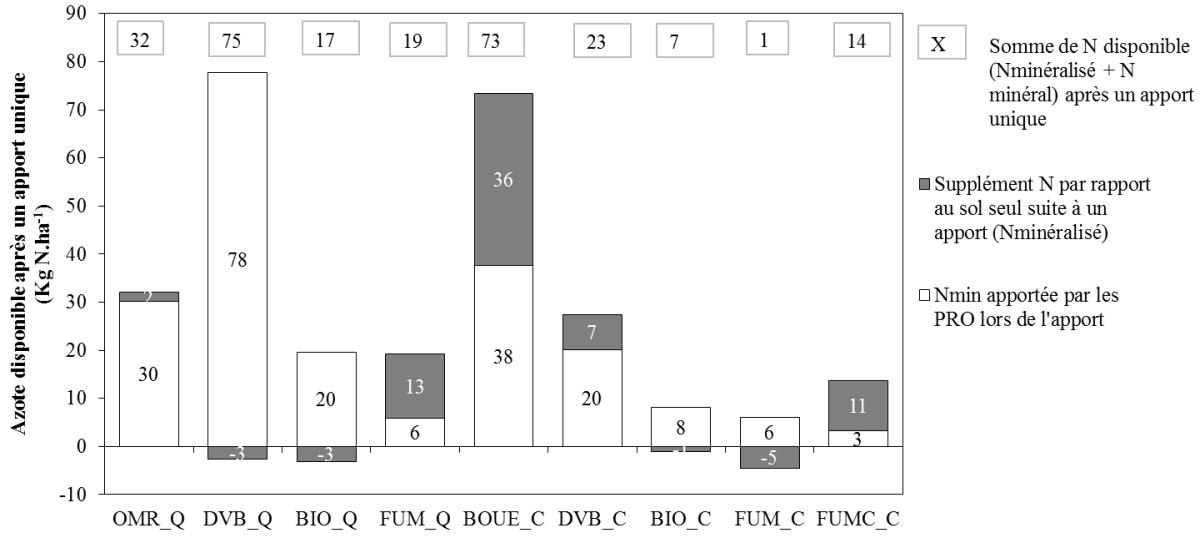


Figure 3.32. Azote potentiellement disponible à la suite d'un apport unique de PRO en fonction de la dose initiale apportée au champ (170kg N pour Colmar et 4tC/ha pour QualiAgro). _Q pour QualiAgro et _C pour Colmar.

Sur les sites QualiAgro et Colmar, la teneur totale en azote des PRO étudiés est comprise entre 4 et 20 kg d'azote par tonne de matière fraîche. En considérant les teneurs initiales en N minéral et l'Norg potentiellement minéralisable, l'azote qui sera disponible dans l'année suivant l'apport correspond entre 5 et 60% de l'azote total des PRO (**Figure 3.33**). Plus précisément, pour une tonne brute de boue apportée, 7 kg de N seront disponibles pour la récolte. La BOUE_C se distingue des autres types de PRO par sa minéralisation rapide après l'apport au sol. On qualifie la BOUE_C de fertilisant alors que les autres PRO ont plutôt des propriétés amendantes. Le compostage diminue la disponibilité en azote pour les plantes, comme le prouve le compost de boue de Colmar (DVB_C) qui fournit seulement 1.3 kg de N pour une tonne de matière brute.

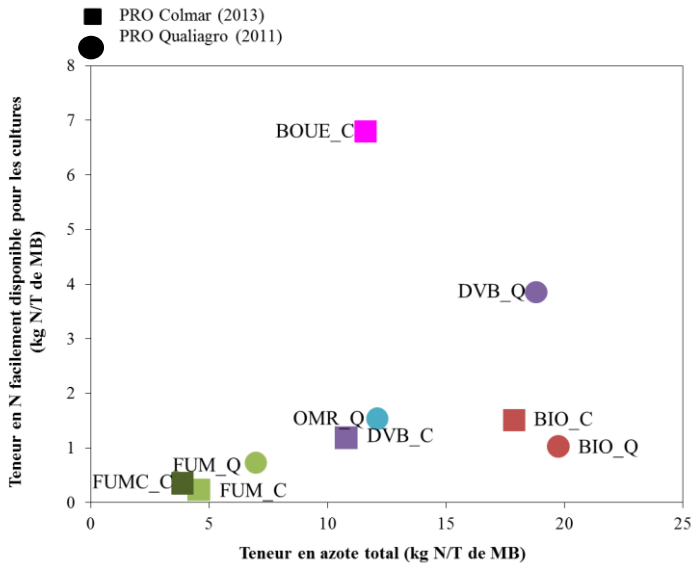


Figure 3.33. Relation entre la teneur en N total et l'azote rapidement disponible pour la culture (correspondant à la fraction minéralisée après 70 jours et à la quantité d'azote minéral initial) pour les PRO des deux sites: _Q= QualiAgro et _C=Colmar, les figurés « carré » représente les PRO de Colmar (2013) et les figurés « ronds » représentent les PRO de QualiAgro (2011).

Après un apport unique, les effets sur les quantités d'azote disponible sont donc faibles ou quasi nuls sauf pour DVB_Q et BOUE_C. C'est pourquoi il est important d'évaluer ce qui se passe à plus long terme après des apports répétés de PRO. Ce point est l'objet du chapitre suivant (**Chapitre 4**).

2.5. Volatilisation d'ammoniac (NH_3) : perte potentielle d'azote lors d'un apport de PRO

Les PRO apportent de l'azote minéral disponible pour les cultures etune partie de cet azote sous forme NH_4^+ peut être perdue par volatilisation au moment de l'apport. Le processus de volatilisation de l'ammoniac est un processus physico-chimique, très rapide et piloté principalement par les conditions environnementales (température extérieure, vent, teneur en eau du sol et pH du sol). Les flux pendant les premières heures après les applications des PRO sont responsables de la majeure partie des pertes d'azote vers l'atmosphère si les conditions favorables sont réunies.

La volatilisation du NH_3 a été étudiée en conditions contrôlées de laboratoire s'affranchissant des fluctuations de température ou de flux d'air qui ont un fort impact (Le Cadre et al., 2005).

Les mesures ont été faites en absence de sol afin de déterminer les potentiels de volatilisation liés aux PRO seuls.

Nous présentons les résultats site par site, les doses apportées lors de l'expérience étant conformes aux doses d'apport au champ soit 170 kgN.ha^{-1} à Colmar et 4t C.ha^{-1} à QualiAgro (**Figure 3.34**, **Figure 3.35** et **Tableau 3.33)**. Pour comparer les PRO entre eux, les quantités volatilisées sont exprimées en quantités d'azote à l'hectare, en pourcentage d'azote total appliqué et en pourcentage d'ammonium (N-NH_4) contenu dans les PRO (**Tableau 3.33**).

La volatilisation est rapide et intense dans les premiers jours (entre 0 et 4 jours), puis les vitesses diminuent avant d'atteindre un plateau (**Figure 3.34** et **Figure 3.35**). En moyenne, les pertes après 1 jour représentent 30% du N-NH_4 apporté par les PRO.

La cinétique de volatilisation du NH_3 dans le sol de Pont-Cailloux doit être considérée comme un traceur de la reproductibilité entre les expérimentations. Les cinétiques de volatilisation dans le sol de Pont-Cailloux dans les 2 séries d'expérimentations sont similaires, ce qui permet ainsi les comparaisons des ordres de grandeurs entre les deux sites (en se rappelant que les doses apportées sont différentes). Les pertes d'azote par volatilisation sont en général beaucoup plus fortes avec les PRO que pour une solution d'ammonitrate de référence (sol de QualiAgro + solution d'ammonitrate commercial pour une dose équivalente à 170 kg N/ha) comme celà est attendu (Génermont, 1996 ; Le Cadre et al. 2005, EMEP/AHA, 2013), (**Figure 3.34)**.

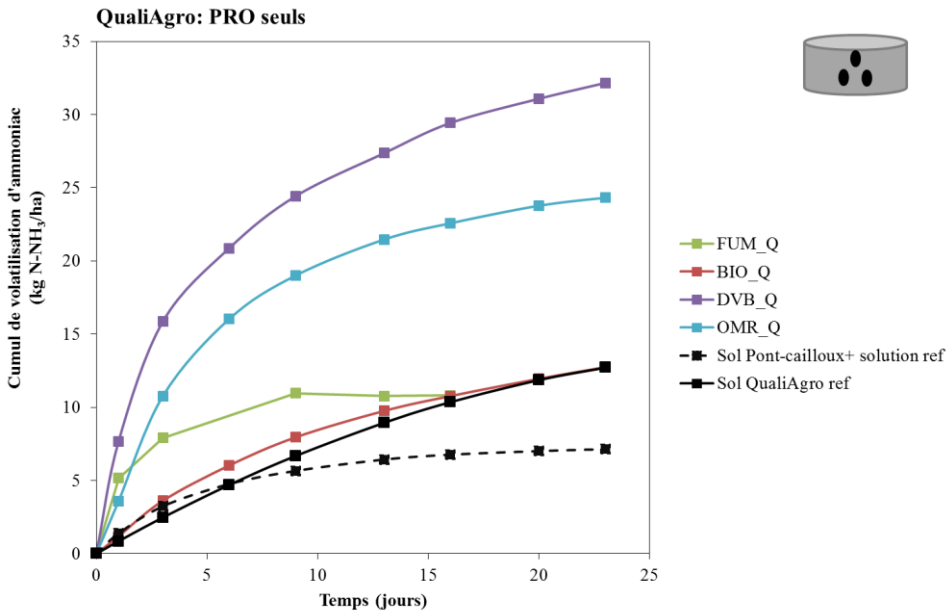


Figure 3.34. Site QualiAgro : volatilisation d'ammoniac (N-NH_3.ha^{-1}) à partir des PRO apportés à des doses équivalentes à 4tC.ha^{-1}soit 232 à 363 kg de N/ha. La solution de référence QualiAgro ref est apportée à 170 kg N/ha.

Pour le site QualiAgro, DVB_Q et OMR_Q présentent une volatilisation très supérieure à celle de FUM_Q et BIO_Q avec des pertes correspondant à plusieurs dizaines de kg de N-NH_3 par hectare (24-32 kg N-NH_3.ha^{-1} contre 11-13 kg N-NH_3.ha^{-1} respectivement en fin d'incubation).

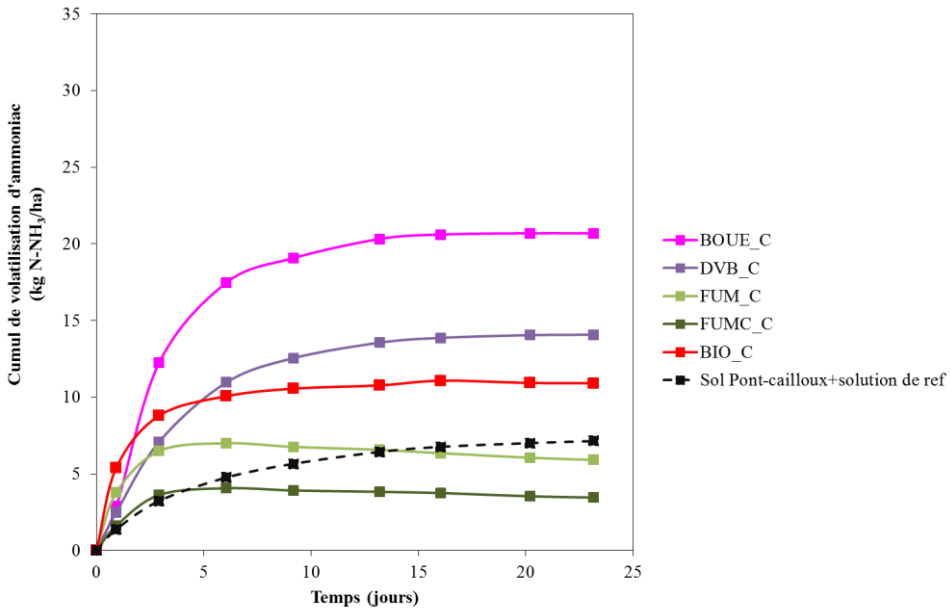


Figure 3.35. Site Colmar : volatilisation d'ammoniac des PRO apportés à des doses équivalentes à 170 kgN.ha^{-1} (N-NH_3.ha^{-1}).

A Colmar, pour une dose apportée de 170 kg $N.ha^{-1}$, le PRO qui émet le plus d'azote ammoniacal est la BOUE_C suivie de son compost (DVB_C) et du BIO_C (**Figure 3.35**), ce qui représente 21, 14 et 11 kg $N\text{-}NH_3$ par hectare respectivement. Les émissions d'ammoniac par le fumier (FUM_C) et son compost (FUMC_C) sont plus faibles.

Les résultats ont également été exprimés en % du N total et du % de $N\text{-}NH_4^+$ apporté pour pouvoir comparer les PRO des 2 sites entre eux (**Tableau 3.33**).

Tableau 3.33. Emissions de NH_3 totales (après 3 semaines d'incubation à 15°C) et après 1 jour dans les différents PRO exprimées en quantité de $N\text{-}NH_3.ha^{-1}$, en % N tot appliqué et en % $N\text{-}NH_4$. _C pour les PRO de Colmar, _Q pour les PRO de QualiAgro.

	N équivalent appliqué ($kgN.ha^{-1}$)	Emission totale cumulée ($kg\ N\text{-}NH3.ha^{-1}$)	Emission totale cumulée (% Ntot appliqué)	Emission totale cumulée (% N-NH4)	Perte cumulée à 1 jour ($kg\ N\text{-}NH3.ha^{-1}$)	Perte à 1 jour (% Ntot appliqué)	Perte à 1 jour (% N-NH4)
OMR_Q	255	24	11%	81%	4	2%	12%
DVB_Q	356	32	12%	44%	8	3%	10%
BIO_Q	300	13	5%	65%	1	0%	6%
FUM_Q	323	11	5%	184%	5	2%	88%
BOUE_C	152	21	13%	55%	3	2%	8%
DVB_C	177	14	8%	101%	2	1%	18%
BIO_C	172	11	6%	134%	5	3%	66%
FUM_C	140	6	4%	98%	4	3%	62%
FUMC_C	133	3	3%	133%	2	1%	62%
QualiAgro ref	170	12	7%	28%	1	1%	4%

Quel que soit le traitement testé, la volatilisation ne dépasse pas 13% de l'azote total apporté et est maximale pour BOUE_C, DVB_Q et OMR_Q. En revanche, les quantités volatilisées représentent une grande proportion de l'azote présent initialement sous forme NH_4^+ dans les PRO, voire même des proportions supérieures à la quantité apportée de $N\text{-}NH_4^+$ (entre 55 et 184%) qui s'expliquent en partie par une minéralisation rapide de l'Norg qui a lieu au cours de la mesure. Les pertes à 1 jour sont particulièrement importantes pour les traitements FUM_Q, BIO_C, FUM_C et FUMC_C.

De nombreux auteurs se sont intéressés à la volatilisation de l'ammoniac après apport de PRO (Miola et al., 2014; Mkhabela et al., 2006) ou d'engrais (Chen et al., 2015) mais en utilisant la plupart du temps des tunnels en plein champ. Il manque cependant des mesures sur les PRO urbains (Parnaudeau et al., 2009) car la plupart du temps, ce sont les effluents d'élevage qui ont été étudiés. Edouard et al. (2015) qui ont étudié la volatilisation d'ammoniac de fumiers de bovins laitiers (cellules en laboratoire), ont montré qu'elle était relativement faible après épandage avec des pertes de moins de 2 kg de $N\text{-}NH_4^+.ha^{-1}$, représentant 12 à 34% de l'azote ammoniacal apporté par les fumiers, les différences étant principalement attribuées à l'alimentation des animaux (maïs et herbe respectivement).

Miola et al. (2014) ont mesuré des émissions variant de 2.7 à 7.0 g $N\text{-}NH_3.m^{-2}$, soit 13.6 à 35.0% du Ntot apporté et 51 à 84% de la somme de l'azote ammoniacal, de l'urée, et de l'acide urique apporté pour 7 différents fumiers de volaille. Ils ont également montré que 20% de ces pertes étaient mesurées dans les 4.5 heures suivant l'application. Avec le même dispositif que celui que nous avons utilisé, des valeurs comprises entre 16 et 110 % du $N\text{-}NH_4^+$ appliqué, avec une moyenne de 70% (±20) du $N\text{-}NH_4^+$ appliqué ont été mesurées pour des lisiers porcins avec des conditions de conduite et de stockage différentes (Génermont et al. 2015).

Dans notre cas, on a observé une corrélation linéaire positive et significative entre la quantité de N apportée par les PRO (en $kgN.ha^{-1}$) et la volatilisation de $N\text{-}NH_3$ par hectare ($R^2=0.49$, $p_value<0.05$), ainsi qu'une corrélation positive entre le $N\text{-}NH_4^+$ apporté ($kgN\text{-}NH_4^+.ha^{-1}$ apporté) et la volatilisation de $N\text{-}NH_3$ par hectare ($R^2=0.56$, $p_value<0.05$). Les PRO les plus pauvres en N total et en $N\text{-}NH_4^+$ sont ceux pour lesquels la volatilisation exprimée en $\%N\text{-}NH_4^+$ dépasse largement les 100% (FUM_Q, FUMC_C, BIO_C). Et inversement, les pourcentages les plus faibles de volatilisation en % $N\text{-}NH_4^+$ correspondent aux PRO qui ont les teneurs les plus élevées.

Le protocole expérimental utilisé nous a permis de mesurer la volatilisation à partir des PRO seuls (sans sol) et de montrer que la volatilisation était directement liée à la teneur en azote ammoniacal des PRO. Néanmoins, après apport au sol, il existe d'autres facteurs de contrôle des émissions de NH_3 et notamment :

- le pH du PRO, la volatilisation de NH_3 étant favorisée à pH basique (Sommer et al., 2003). Dans notre étude (sans sol), les différences de pH entre les PRO sont faibles mais permettent néanmoins d'expliquer les différences observées. Nous avons en effet mis en évidence des corrélations significatives entre la volatilisation d'ammoniac de l'ensemble des échantillons testés exprimée en % de $N\text{-}NH_4^+$, en % N appliqué ou en kg $NH_3.ha^{-1}$et le pH des PRO ($R^2=0.620$, $p_value<0.05$, $R^2=0.590$, $p_value<0.05$ et $R^2=0.56$, $p_value<0.05$ respectivement).
- les propriétés physico-chimiques du complexe sol-PRO et notamment la CEC (dépendante des teneurs et natures des argiles et matières organiques) qui impacte l'adsorption du NH_4^+ et contrôle donc les équilibres $NH_4^+ \rightarrow NH_3$.

En conclusion, nous avons observé des émissions ammoniacales par les PRO qui peuvent représenter jusqu'à plusieurs dizaines de kilogrammes de $N\text{-}NH_3$ par hectare. Du fait des effets sanitaires (toxicité) et environnementaux (constituant des pluies acides) de l'ammoniac, il est nécessaire de limiter au maximum ces émissions. Dans le cadre d'épandages de PRO, ces émissions peuvent être réduites par exemple en enfouissant rapidement voire immédiatement les PRO après leur apport (en général l'enfouissement a lieu dans les 24h suivant l'apport) ou en adaptant les apports aux conditions météorologiques (la volatilisation augmentant avec la température, la vitesse des vents…).

2.6. Emissions de N_2O : impact sur le changement climatique

Le secteur agricole est le troisième poste le plus émetteur de GES (GIEC, 2006) (14% des émissions par secteur). Les sols agricoles sont à l'origine de 72% des émissions de N_2O en France, ce gaz étant un puissant gaz à effet de serre (PRG sur 100 ans du N_2O est de 310), (CITEPA, 2009). Les apports réguliers de PRO peuvent générer des augmentations de stocks de C dans les sols (Houot et al., 2014; Peltre et al., 2012). Ces augmentations de stocks de C peuvent contribuer à l'atténuation du changement climatique à la condition que ces augmentations de stocks ne soient pas compensées par des émissions excédentaires de GES. Il est donc important d'évaluer le potentiel d'émission de N_2O après apport de PRO. Le GIEC propose un facteur d'émission de N_2O équivalent pour les engrais et les PRO égal à 1%Ntot qu'il semble nécessaire d'affiner en fonction de la nature des PRO.

Le N_2O est produit lorsque la dénitrification est incomplète. La dénitrification dans les sols nécessite la présence de microorganismes dénitrifiants, de C (puisque les microorganismes dénitrifiants sont hétérotrophes), de nitrates (substrat de la dénitrification) et de conditions anoxiques. Ces conditions anoxiques peuvent notamment être favorisées dans les sols engorgés, les sols très tassés. Des émissions de N_2O élevées sont d'ailleurs généralement observées dans des sols argileux : facteur d'émission de N_2O pour du fumier de 1.19% Ntot appliqué (Gregorich et al., 2005; Rochette, 2008); facteur d'émissions variables allant de 0.5 à 3% Ntot en fonction de différents pays d'Europe et de 3 types d'engrais apportés : fumier,

engrais minéral ou un témoin zéro (Leip et al., 2011). Les flux de N_2O sont beaucoup plus faibles que ceux de NH_3 perdus par volatilisation.

Nous avons choisi de présenter les résultats site par site car les doses apportées lors des expériences ne sont pas raisonnées sur le même mode de raisonnement (170 kg.ha^{-1} d'azote pour Colmar et 4t C.ha^{-1} pour QualiAgro). Les résultats sont présentés (**Figure 3.37 et Figure 3.36)**. Sur ces graphiques, sont présentés simultanément les flux de N_2O mesurés expérimentalement (points) et les résultats des flux modélisés (traits pleins).

Après 63 à 72 jours d'incubation, les émissions de N_2O représentent moins de 2% du Ntotapporté pour tous les traitements (**Figure 3.37 et Figure 3.36)**.

A QualiAgro, un pic d'émissions de N_2O est observé dans les sols témoins amendés avec OMR_Q et BIO_Q le premier jour, puis les émissions sont linéaires et très faibles, atteignant après 72 jours d'incubations à 20°C 0.35% et 0.24% du N total apporté, respectivement (**Figure 3.36).** Les émissions de N_2O en présence de fumier FUM_Q et deDVB_Q sont faibles et très proches des émissions liées à une fertilisation minérale classique (SolT+N_Q) au moins en fin d'incubation (**Figure 3.36**).

A Colmar, les cinétiques d'émissions de N_2O se différencient entre traitements : les émissions de N_2O sont très rapides et très intenses après l'apport puis ralentissent avant d'atteindre un plateau. Après 63 jours, les émissions de N_2O représentent 1.6% du N apporté pour la boue et seulement 0.25% pour le N apporté sous forme d'engrais minéral (**Figure 3.37A**). Avec le compost de boue (DVB_C) et le Fumier (FUM_C) (**Figure 3.37A**), les émissions initiales sont également très rapides et intenses tout en restant inférieures à celles obtenues avec le témoin fertilisé ou la boue, et sont suivies d'une phase plus lente mais sans qu'un plateau ne soit atteint après 63 jours. En fin d'incubation, les émissions sont de 0.16 et 0.18% avec DVB_C et FUM_C respectivement. Des PRO comme BIO_C ou FUMC_C sont à l'origine d'émissions de N_2O plus progressives qui représentent 0.26 et 0.17% respectivement après 63 jours.

Pour la BOUE_C, la nitrification rapide du NH_4 très présent (17 g.kg^{-1} MS), et la minéralisation intense du N organique expliquent sans doute les émissions plus fortes dans ce traitement (**Figure 3.30 et Figure 3.37B**). Le compostage de la boue (SolT+DVB_C) réduit largement les émissions de N_2O par rapport à la forme non compostée.

Les pics d'émissions de N_2O correspondent aux pics d'émissions de CO_2 et ont lieu dans les 10 premiers jours, comme ont pu le montrer précédemment Paul et al. (1993); Cayuela et al. (2010), Galvez et al. (2012) et Chantigny et al. (2013).

Après apport de PRO (boue exceptée), les cinétiques d'émissions sont plutôt linéaires en dehors du pic initial qui pourrait être attribué à la nitrification du NH_4 initial. Elles sont sans doute liées à la dynamique de minéralisation du N organique sans qu'on puisse relier les résultats expérimentaux entre eux (**Figure 3.30A et B**).

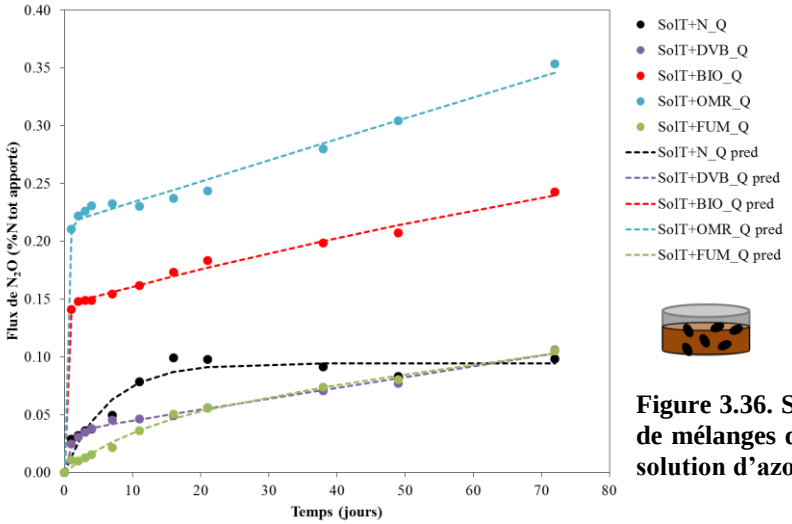


Figure 3.36. Site QualiAgro : cinétiques d'émissions de N_2O en conditions contrôlées de laboratoire à partir de mélanges de sol témoin et des PRO (DVB_Q, BIO_Q, OMR_Q, FUMC_Q et sol T en mélange avec une solution d'azote) (conditions de doses apportées au champ).

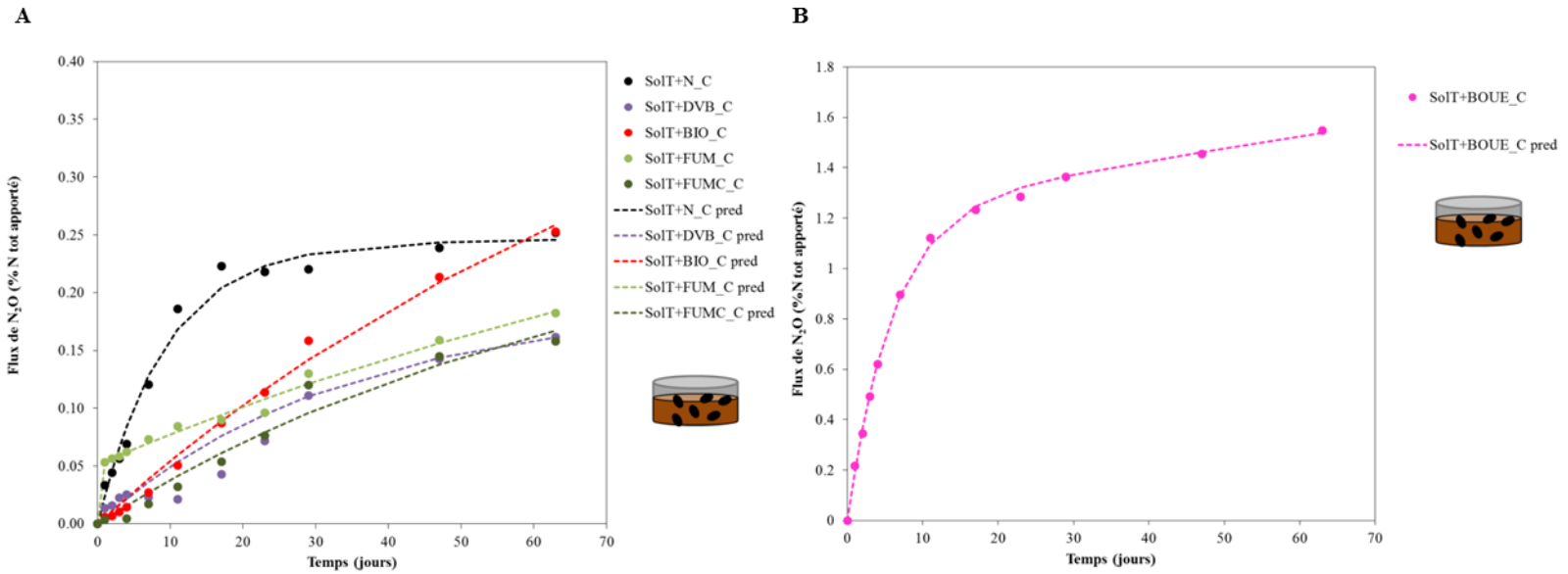


Figure 3.37. Site Colmar : cinétiques d'émissions de N_2O en conditions contrôlées de laboratoire à partir de mélanges de sol témoin et des PRO A) DVB_C, BIO_C, FUM_C, FUMC_C et sol T en mélange avec une solution d'azote) (conditions de doses apportées au champ, B) BOUE_C (conditions de doses apportées au champ).

Les facteurs d'émissions du N_2O sont généralement exprimés en pourcentage de N apporté au bout de 1 an en conditions réelles au champ. Nous avons utilisé une fonction de température (**Eq3, Cf § 2.4.2**) pour définir combien de jours dans des conditions de laboratoire (à la température particulière de 20°C) correspondent à un an en conditions réelles (en prenant une température moyenne de 10° C pendant un an). Ainsi un an au champ correspond à 146 jours à 20°C au laboratoire. Les paramètres du modèle $N2O\ (\%N) = a.(1 - e^{-bt}) + c.(1 - e^{-dt})$ où *a* et *c* sont respectivement les fractions rapide et lente du potentiel d'émissions (% N apporté), *b* et *d* les constantes de vitesse respectives des fractions rapide et lente d'émissions (jours^{-1}) et *t* le temps d'incubation (jours), utilisé pour déterminer ces facteurs d'émissions au bout de un an au champ sont présentés dans le **Tableau 3.34**.

Tableau 3.34. Paramètres de l'équation 2 (§1.3.2, modèle à deux compartiments, *Eq. 2*) des émissions de N_2O et facteurs d'émissions équivalents à 1 an au champ (soit 146 jours au laboratoire à 20°C).

	a (%N tot)	*b* (jour^{-1})	*c* (%N tot)	*d* (jour^{-1})	R^2	Facteur d'emission pour 1 an (%N tot)
SolT+N_Q	0.09	0.16	0.00	0.00	0.94	0.09
SolT+DVB_Q	0.04	0.98	1.19	0.00	0.99	0.17
SolT+BIO_Q	0.14	3.32	0.26	0.01	1.00	0.30
SolT+OMR_Q	0.22	3.52	6.02	0.00	1.00	0.48
SolT+FUM_Q	0.04	0.10	0.42	0.00	0.99	0.16
SolT+N_C	0.24	0.11	0.01	0.01	0.99	0.25
SolT+DVB_C	0.19	0.03	0.00	0.00	0.93	0.19
SolT+BIO_C	0.51	0.01	0.01	0.02	0.99	0.41
SolT+BOUE_C	3.64	0.00	1.23	0.17	1.00	1.90
SolT+FUM_C	0.05	11.00	0.33	0.01	0.99	0.28
SolT+FUMC_C	0.28	0.01	0.00	0.00	0.97	0.25

Il est tout d'abord intéressant de noter que les deux sols témoins de Colmar et QualiAgro qui reçoivent la même dose du même engrais minéral (poudre Normapur Prolabo d'ammonitrate, n'ont pas les mêmes facteurs d'émission au bout de 1 an (0.25% pour Colmar et 0.09% pour QualiAgro), ce qui met en évidence l'importance de la nature du sol et notamment la teneur en C et les abondances de populations dénitrifiantes supérieures dans le sol témoin de Colmar.

De plus, les facteurs d'émissions de N_2O (**Tableau 3.34**) sont dans la majorité des cas inférieurs à 1%, valeur recommandée par le GIEC, sauf avec la BOUE_C où il peut atteindre 1.9%. On peut faire un classement croissant des facteurs d'émission pour les PRO étudiés :

T+N_Q<FUM_Q<DVB_Q<BIO_Q<OMR_Q

DVB_C<T+N_C=FUMC_C<FUM_C< BIO_C<BOUE_C.

Comme précédemment observé par Vallejo et al. (2006), les PRO bruts comme la BOUE_C sont à l'origine d'émissions beaucoup plus fortes que les PRO compostés ou les fumiers. Gregorich et al. (2005) avaient également observé que les PRO épandus sous forme solide avaient tendance à diminuer les émissions de N_2O comparés à des PRO liquides ou des engrais minéraux liquides. Loro et al. (1997) ont démontré que les fumiers favorisaient une dénitrification qui durait dans le temps avec des émissions plus faibles que les lisiers où la dénitrification était rapide et avec des flux plus importants, les émissions étant en effet favorisées par l'apport supplémentaire de carbone facilement disponible et d'azote présent dans le lisier.

L'intensité de la minéralisation du C des PRO est positivement et significativement corrélée aux facteurs d'émissions de N_2O ($R^2=0.76$, $p_value<0.05$) (**Figure 3.38**). Plus l'intensité de minéralisation du C d'un PRO est élevée, plus les activités microbiennes sont favorisées et notamment la dénitrification comme précédemment observé par Parnaudeau et al. (2009). Aucune corrélation n'a cependant été mise en évidence avec les abondances potentielles des populations dénitrifiantes mesurées. Il faudrait à l'avenir coupler ces mesures à des mesures d'activité de dénitrification potentielle, plus informatives que les abondances potentielles. Ces résultats mettent en évidence le lien fort existant entre cycles du C et N. Nous n'avons pas pu mettre en évidence de corrélation des émissions de N_2O avec le Nminéral, Ntotal, Norg apportés dans les microcosmes ou encore avec la minéralisation de N (pente à 28 jours, minéralisation de N mesurée à la fin des incubations), alors que Parnaudeau et al. (2009) ont montré que les émissions étaient liées à la minéralisation du Norg apporté par les PRO dans son étude au champ.

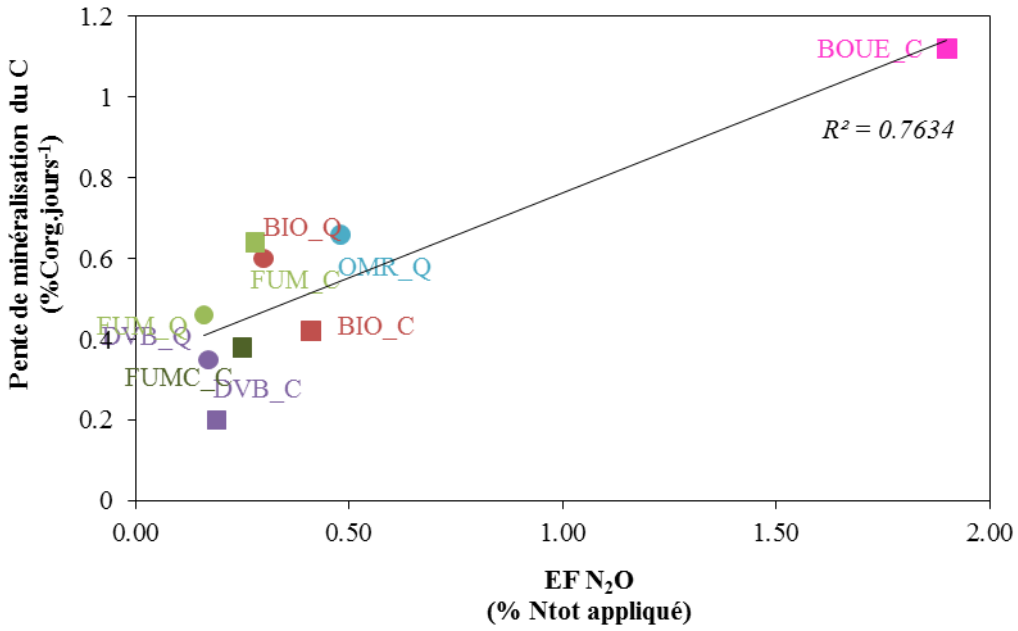


Figure 3.38. Corrélation significative entre l'intensité de minéralisation du C en fin d'incubation (28°C) et les facteurs d'émissions de N_2O.

Les facteurs d'émissions du N_2O semblent donc varier en fonction des caractéristiques des PRO alors que le GIEC 2006 considère un seul facteur d'émission de 1% du N apporté quelle que soit la nature de l'azote apporté (minéral ou organique).

Ces facteurs d'émissions sont néanmoins cohérents avec les travaux de Paul et al. (1993) qui ont mesuré des facteurs d'émission de N_2O en conditions de laboratoire de 0.025 à 0.85 % N apporté pour différents fumiers (solides, liquides, compostés, de bovins ou de porcs). D'autres travaux ont déterminé des facteurs d'émission de N_2O au champ : entre -0.4% et 2.5% du N apporté par des fumiers et des boues, valeurs inférieures à celles obtenues pour des engrais minéraux atteignant 4.2% du N apporté (Chantigny et al., 2013), entre 0.3% et 1.8% du N apporté dans un sol sableux et entre 2.0% et 4.1% du N apporté dans un sol limono-argileux pour les PRO étudiés qui étaient des fumiers de volailles, des fumiers bovins ou du lisier de porc (Pelster et al., 2012).

A la suite d'une synthèse bibliographique, Gac et al. (2007) ont proposé un facteur d'émissions de N_2O moyen de 0.9 % du Ntot apporté pour des fumiers bovins. Ce chiffre est très supérieur à nos données (0.28 % Ntot apporté pour FUM_C et 0.16 % Ntot apporté pour FUM_Q).

Enfin, en conditions de plein champ, des travaux ont montré que les émissions consécutives à la fertilisation organique était un phénomène rapide qui retournait à des niveaux basaux en moins d'un mois (Perala et al., 2006 sur du lisier de porc) ou moins de 3 mois (Chantigny et al., 2013; Lessard et al., 1996).

Pour conclure, on peut également observer que même si les facteurs d'émission de N_2O sont le plus souvent supérieurs à ceux obtenus avec une fertilisation minérale, il existe des exceptions (DVB_C). Un épandage de PRO peut donc être à l'origine d'une augmentation de la dénitrification dans les sols et des émissions de N_2O associées par rapport à une fertilisation minérale. Ceci est expliqué par l'apport de C et N sous forme organique et/ou minérale (et éventuellement de microorganismes dénitrifiants) et la stimulation potentielle de la croissance des dénitrifiants indigènes du sol. En revanche, les apports de PRO peuvent également avoir des effets bénéfiques indirects sur les risques d'émission de N_2O. L'amélioration de la structure du sol après apport de PRO (Annabi et al., 2011, 2007), peut limiter les conditions anoxiques propices à la dénitrification en améliorant la porosité et par conséquent l'aération du sol.

2.7. Approche du bilan C annuel au champ

Comme évoqué précédemment, les apports de PRO peuvent permettre d'augmenter les stocks de C dans les sols. Mais les effets bénéfiques de ce stockage peuvent être compensés par des émissions de GES accrues. Nous avons donc utilisé les résultats du comportement des PRO en conditions contrôlées de laboratoire pour approcher le bilan C (bilan entre le stockage de C et les émissions de GES après apport de PRO) au champ. Les données suivantes ont été considérées :

- la minéralisation du carbone suivie pendant 6 mois à 28°C sur les mélanges de sol témoin et de PRO (**Cf § 3.2**).
- les facteurs d'émissions de N_2O mesurésà 20°C sur des cylindres de sol témoin et de PRO.

Les flux ont été ramenés à des durées équivalentes à un an au champ à partir de fonctions de température telle que présentées précédemment. A 28°C au laboratoire, 1 an au champ (à une équivalence de 10°C) correspond à 70 jours au laboratoire.

Les flux ont été calculés pour une quantité initiale de 100 g de C des différents PRO. Tous les flux ont été exprimés sur la base d'une même unité : le gramme équivalent CO_2 pour 100 g de C apportés au sol (**Figure 3.39**)

Pour faire les conversions, les calculs suivants ont été faits :

- 1 g de C équivaut à 3.67 g de CO_2
- 1 g de N équivaut à 1.57 g de N_2O,
- 1 g de N_2O possède un pouvoir de réchauffement global (sur 100 ans) de 310 g équivalent CO_2,
- donc 1 g de N équivaut à 1.57 × 310 soit 486.7 g équivalent CO_2 (**Figure 3.39**).

A partir de ces données, nous avons pu estimer :

- les stocks de C restant dans le sol en faisant la différence entre le C apporté et la fraction minéralisée ;
- les émissions de N_2O équivalentes à ce qui se passerait après un an au champ en utilisant les facteurs d'émission.

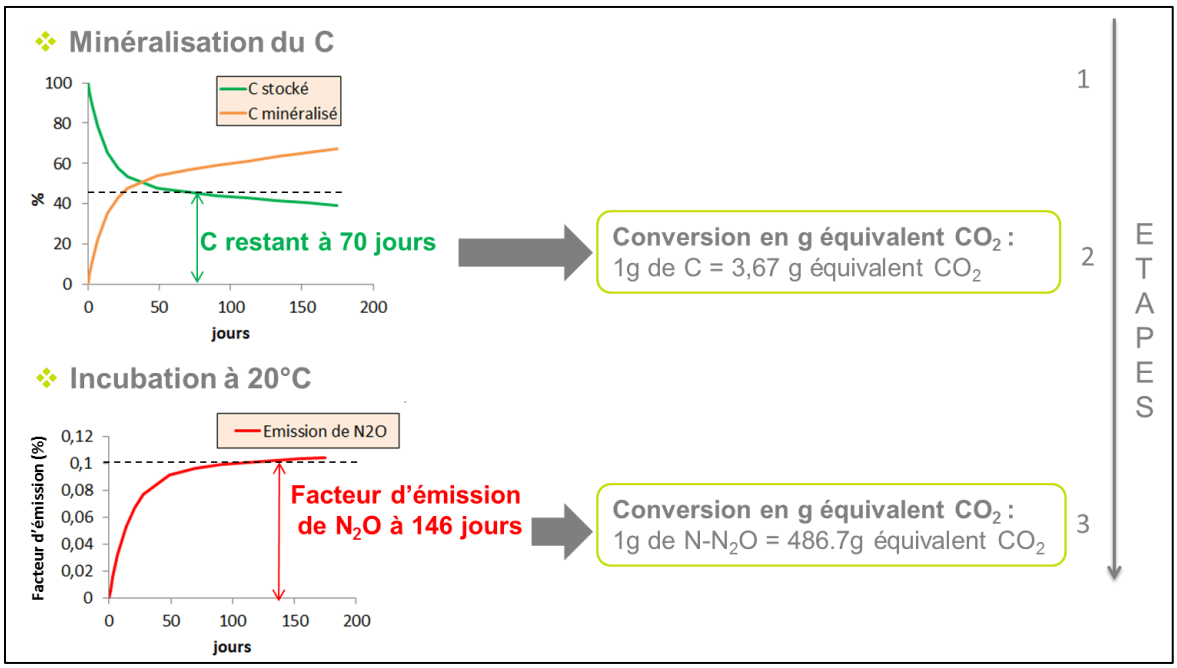


Figure 3.39. Démarche utilisée pour calculer les stocks de C et les émissions de GES après un apport de PRO, en g équivalent CO_2.

La **Figure 3.40** représente le stockage de C en fonction des émissions de N_2O pour chaque PRO des deux sites d'études. Si le PRO est placé au-dessous de la médiane 1: 1, le stockage de C est plus important que les émissions de N_2O et inversement.

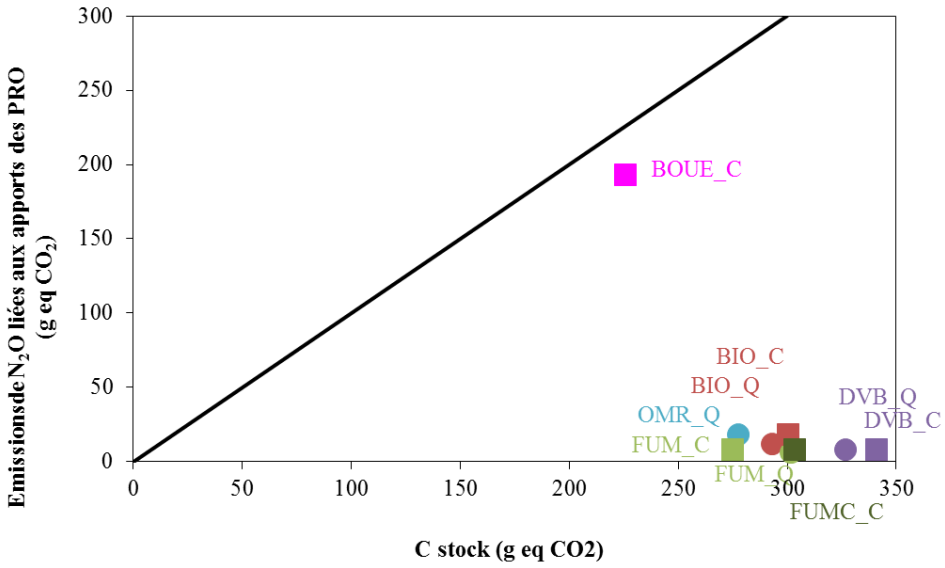


Figure 3.40. Emissions de N_2O et stockage de C mesurés pour 100 g C de PRO ajouté dans les sols de Colmar et QualiAgro. Les résultats sont exprimés en g équivalent CO_2 pour 100 g de C PRO apporté.

Pour 100 g de C apporté, le C restant varie entre 250 et 350 g CO_2eq, et les émissions de N_2O sont très faibles, moins de 100 g CO_2eq. Seule la boue montre des émissions de N_2O presque 2 fois plus élevées (188 g de CO_2eq pour 100 g de C ajouté), (**Figure 3.40**).

Ensuite, nous avons voulu ajouter une étape supplémentaire à ce bilan, en tenant compte aussi de la disponibilité du N des PRO. La BOUE est le PRO ayant la disponibilité la plus forte ; nous avons ramené la disponibilité du N à cette même valeur dans tous les autres traitements en ajoutant des engrais minéraux. Le bilan est alors fait pour 100 g de C apporté et 13.9 g N disponible (disponibilité du N pour 100 g de C de la boue).

Concernant ces apports de N minéral, nous avons pris en compte l'énergie nécessaire à la fabrication des engrais utilisés et le facteur d'émission de N_2O mesuré après apport dans les sols :

- La fabrication de 1 kg de solution azotée émet 1.05 kg équivalent CO_2 (Nemecek et al., 2007). Les quantités d'engrais sous forme de solution azotée ajoutées pour atteindre la disponibilitédu N de la BOUE ont étécalculées en considérant que 1 kg de solution d'engrais azotée contient 0.335 kg N (ammonitrate 33.5%).
- Les émissions de N_2O liées à l'apport d'engrais minéral ont été calculées en utilisant les facteurs d'émissions mesurés expérimentalement : 0.09% N pour l'engrais minéral à QualiAgro et 0.25% N pour Colmar.

Enfin, les émissions liées à la fabrication et à l'apport des engrais complémentaires sont ajoutées aux émissions calculées précédemment (**Figure 3.41**).

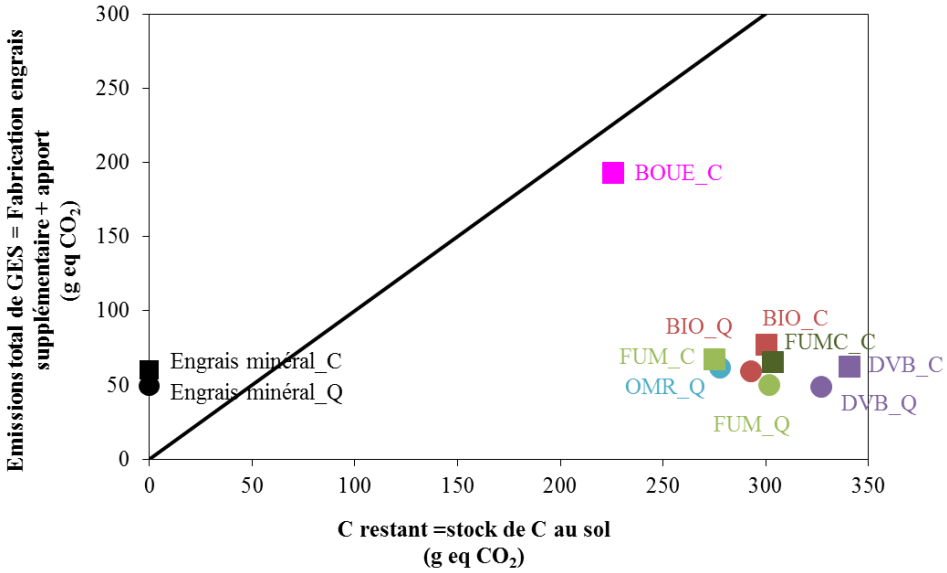


Figure 3.41. Emissions de N_2O et stockage de C mesurés pour 100 g C de PRO ajouté dans les sols de Colmar et QualiAgropour une disponibilité du N équivalente à celle dans le traitement BOUE soit 13.9 g N. Les résultats sont exprimés en g équivalent CO_2 pour 100 g de C PRO apporté.

Finalement, lorsqu'on considère 100 g de C apporté par les PRO et pour une quantité identique de N disponible (en prenant comme repère la disponibilité maximale apportée par la BOUE, soit 13.9 g de N), les traitements composts et fumiers complétés par des engrais minéraux auraient toujours un bilan plus intéressant en permettant un stockage de C plus important que les autres traitements, en particulier la BOUE malgré son comportement fertilisant. On observe un léger déplacement vers plus d'émissions de GES entre la première étape (**Figure 3.40**) et la deuxième étape de calcul (**Figure 3.41**), les émissions de GES supplémentaires étant liées à la fabrication et aux émissions de GES au moment de l'apport des engrais complémentaire pour atteindre la même disponibilité azotée. Les engrais minéraux de Colmar et QualiAgro sont placés de l'autre côté de la médiane 1 :1 et ne stockent pas de C. Le total des émissions en équivalent CO_2 sont similaires avec les engrais minéraux et les PRO (à l'exception de la BOUE).

Les bilans détaillés sont présentés dans le **Tableau 3.35** et la **Figure 3.42.**

Tableau 3.35. Postes calculés pour les émissions de GES et le stockage de C (g équivalent CO_2).

Pour 100 g de C apporté àquantité d'engrais N disponible équivalente à la BOUE	Dose apportée pour atteindre la disponi-bilité en N équivalente à la BOUE (gN)	Emissions liées à l'application d'engrais complémentaire (g eq CO_2)	Emissions liées aux PRO (g eq CO_2)	Emissions liées à la fabrication d'engrais complémentaire (g eq CO_2)	Stockage de C (g eq CO_2)	Total des émissions de GES = BILAN (g eq CO_2)
OMR_Q	12.4	5	18	39	-278	-216
DVB_Q	11.5	5	8	36	-327	-278
BIO_Q	13.2	6	12	41	-293	-234
FUM_Q	12.4	5	6	39	-302	-251
Engrais minéral_Q	13.9	6	0	43	0	49
BOUE_C	0	0	193	0	-226	-33
DVB_C	12.5	15	8	39	-341	-279
BIO_C	13.6	16	18	42	-300	-223
FUM_C	13.6	17	8	43	-275	-208
FUMC_C	13.3	16	8	42	-303	-238
Engrais minéral_C	13.9	17	0	43	0	60

Le poste « fabrication » des engrais a plus d'impact que ceux liés aux émissions GES au moment de l'apport des engrais. Le stockage de C permet de rendre les bilans globaux (somme des émissions) négatifs, y compris pour la BOUE_C, alors que les engrais minéraux ont des bilans légèrement positifs de l'ordre de quelques dizaines de g équivalent CO_2 pour une même quantité de N apporté et pour 100 g de C apporté de PRO. Cependant ce stockage est considéré comme étant le C restant 1 an après l'apport des PRO alors que dans les études environnementales, on considère plutôt le C restant après 20 ans au minimum, voir même 100 ans. Dans ce cas, l'impact positif du stockage de C dans le bilan serait diminué.

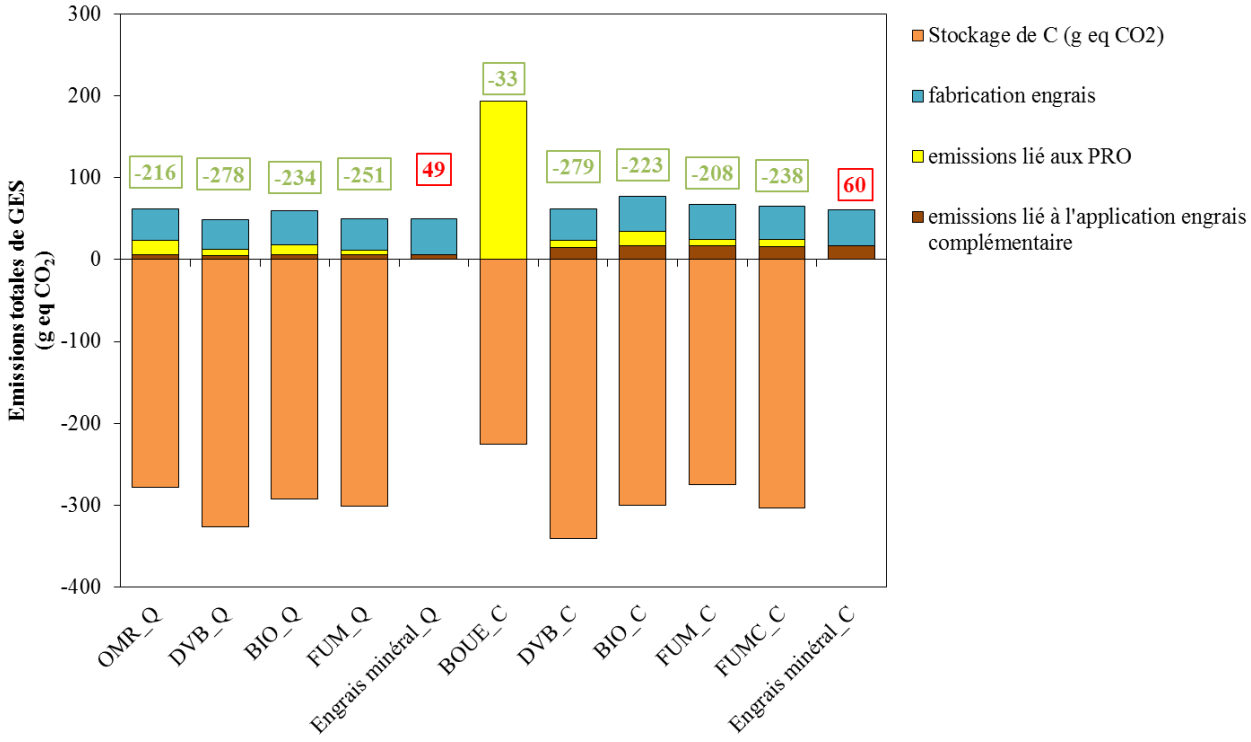


Figure 3.42. Bilan des émissions de GES à dose d'engrais équivalente à la BOUE pour 100 g de C apporté.

3. Conclusion

Ces premiers résultats montrent qu'un apport unique de PRO a des effets modérés mais non négligeables sur la microflore du sol et ses activités, mais peut avoir indépendamment des effets sur les microorganismes du sol, des impacts sur la disponibilité de l'azote, le stockage du C, les émissions de N_2O et NH_3, donc les flux de transformation du C et du N d'intérêt au plan agronomique et environnemental. L'ensemble des résultats obtenus dans ce chapitre sont synthétisé dans le **Tableau 3.36**.

Les effets varient en fonction des caractéristiques des PRO, en particulier de leur biodégradabilité liée à leur composition biochimique (richesse en cellulose, en fraction soluble). Les composts et fumiers ont globalement un comportement assez similaire avec des dynamiques de minéralisation plus lentes, alors que la boue brute de Colmar se distingue complètement des autres PRO avec une minéralisation intense et rapide. Outre la BOUE, le compost OMR_Q et les FUM se minéralisent plus rapidement que les composts DVB et BIO_C. Le compost BIO_Q se minéralise plus rapidement que lors des apports précédents à QualiAgro.

Les PRO les plus biodégradables au regard du C stimulent davantage les microorganismes du sol et leurs activités. La capacité amendante des PRO, donc leur capacité à augmenter les stocks de MO dans les sols varie de manière inverse à leur biodégradabilité, donc à leur capacité à stimuler les microorganismes du sol. Les vitesses de minéralisation du N des PRO et leur teneur en N minéral conditionnent leur disponibilité azotée pour les plantes.

On peut classer les PRO selon leur capacité à :

- stimuler la croissance des microorganismes totaux et spécifiques du sol : OMR_Q, FUM_Q, FUM_C, BIO_C et FUMC_C. Ce sont les PRO les plus facilement minéralisables
- fournir du N disponible mais les risques de pertes d'azote par volatilisation seront plus importants : BOUE_C, DVB_Q et DVB_C
- augmenter la MO du sol sans impacter les abondances microbiennes ou la disponibilité azotée : BIO_Q

Les émissions de N_2O qui auraient pu être associées aux teneurs en N des PRO, sont davantage liées à la vitesse de minéralisation du C. Les émissions potentielles de GES sont faibles pour tous les traitements exceptés pour la BOUE_C qui atteint un facteur d'émission de N_2O de 1.9% N tot apporté (flux évalué pour un an à la température moyenne au champ). L'approche du bilan C des épandages de PRO basé sur les résultats de mesures au laboratoire montre des bilans positifs pour l'ensemble des PRO (stockage C *vs* émissions N_2O), calculés pour un même apport de C et une même disponibilité en N liée à la disponibilité du N du PRO complémentée si besoin par du N minéral. Le bilan le moins intéressant est calculé pour la BOUE en raison de l'émission forte de N_2O et de la potentialité de stockage plus faible.

Dans ce chapitre, les effets des PRO ont été étudiés en conditions de laboratoire. Pour mieux évaluer leurs effets au champ dans des conditions réelles d'épandages, nous avons mesuré les impacts d'apports répétés de PRO sur les populations microbiennes et les dynamiques du C et du N dans les 2 essais de longue durée étudiés. Les mesures ont été faites à 2 moments par rapport aux épandages : juste avant un épandage pour évaluer les effets résiduels des apports répétés précédents et juste après un épandage pour évaluer l'effet court terme d'un apport supplémentaire au champ. Ces résultats font l'objet du chapitre suivant.

Tableau 3.36. Synthèse des principaux résultats observés. Les cases en grisées correspondent à une absence de résultats significatifs.

	QualiAgro	Colmar	QualiAgro-Colmar
Caractéristiques des traitements	Sols de Novembre 2012 (froid 5.6°C, sec), pH 6.7 OMR: riche en cellulose, biodégradable, ISMO moyen, faible en contamimants DVB: riche en Nmin, stable, ISMO le + fort, concentration les plus élevées en contaminants (sous limites réglemantaires) BIO: ct3 élevé FUM: Corg faible par rapport à ceux utilisés depuis 1998	Sols d'avril 2013 (froid 4°C, sec), pH 8.4, riche en carbonates et plus riche en C que celui de QualiAgro BOUE: riche en N organique et minéral, riche en composés solubles, ISMO faible, + riche en ETM (sous les limites réglementaires) DVB: stable, ISMO le + fort BIO: ct3 élevé FUM: même proportion cellulose/lignine/soluble, + riche en Mg FUMC: même caractéristiques que le FUM mais proportion plus forte de lignine	T_Q≠T_C DVB_Q=DVB_C BIO_Q=BIO_C BIO_Q et BIO_C<aux valeurs moyennes FUM_Q≠FUM_C
Minéralisation du C	OMR>BIO>FUM>DVB	BOUE>FUM>FUMC=BIO>DVB	Dépend des caractéristiques des PRO
Biomasse microbienne	OMR=FUM les plus efficaces mais augmentation transitoire	Augmentation transitoire avec la BOUE. Pas d'évolution pour les autres PRO	Colmar>QualiAgro
Biomasse fongique	OMR=FUM les plus efficaces mais augmentation transitoire	BIO=FUM=FUMC les plus efficaces mais augmentation transitoire	Colmar>QualiAgro
Crenarcheota	BIO=DVB=FUM les plus efficaces mais non significatif	Pas d'éffet significatif	2 log entre QualiAgo et Colmar
AOA	Pas d'effet significatif	BIO=FUMC les plus efficaces à 7 jours	1 log entre QualiAgro et Colmar
AOB	DVB le plus efficace à 7 jours	BOUE le plus efficace à 7 jours	QualiAgro>Colmar
nirK	FUM le plus efficace à 7 jours	Pas d'effet significatif	Colmar>QualiAgro, niveau des sols témoins très ≠
nirS	FUM le plus efficace à 7 jours	Pas d'effet significatif	Colmar>QualiAgro, niveau des sols témoins très ≠
Minéralisation de l'N	FUM>DVB>OMR>BIO	BOUE>>FUMC>DVB>BIO>FUM	Dépend des caractéristiques des PRO
Disponibilité azote	DVB>OMR>FUM>BIO	BOUE>>DVB>FUMC>BIO>FUM	Dépend des caractéristiques des PRO et des doses apportées
Volatilisation de NH3	DVB>OMR>FUM>BIO	BOUE>DVB>BIO>FUM>FUMC	Dépend des caractéristiques des PRO
Emission de N2O	OMR>BIO>DVB>FUM>T+N	BOUE>>BIO>FUM>FUMC>T+N>DVB	Dépend des caractéristiques des PRO
Approche du bilan C annuel	DVB_Q=DVB_C>BIO_C=BIO_Q>FUM_Q>FUMC_C>OMR_Q>FUM_C>BOUE_C>Engrais minéral_Q>Engrais minéral_C		

CHAPITRE 4 : EFFETS D'APPORTS REPETES DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES

1. Introduction

Les apports de PRO au champ, de par l'apport de MO, sont susceptibles de stimuler l'abondance, la diversité et les activités des microorganismes du sol, d'augmenter la disponibilité des nutriments, notamment de l'azote, d'augmenter les stocks de carbone dans les sols, tous ces effets dépendant des caractéristiques physico-chimiques et biochimiques des PRO (cf **Chapitre 3**). Ils dépendent aussi des conditions de leurs apports.

Certains de ces effets peuvent être tangibles dès le premier apport de PRO, ceci dépendant en particulier de la vitesse de biodégradation de la matière organique des PRO après apport. C'est le cas par exemple des PRO ayant un effet fertilisant azoté direct (lié à leur teneur en N minéral) et présentant une forte disponibilité du N dans l'année suivant l'apport au champ. Pour d'autres PRO, les effets ne s'observeront qu'après plusieurs apports. C'est le cas des PRO amendants apportés en vue d'augmenter les stocks de MO dans les sols. Pour étudier les dynamiques de ces effets, il est nécessaire de faire des suivis au fur et à mesure des apports successifs de PRO au champ. Les essais expérimentaux de longue durée trouvent là leur plein intérêt.

Les effets fertilisants azotés directs des PRO sont liés à la richesse en N minéral des PRO apportés au sol (directement assimilable par les plantes) et à la fraction de Norg facilement minéralisable des PRO. Les effets directs seront faibles pour des PRO amendants dont la MO est stabilisée et se minéralise lentement. Dans l'étude de Amlinger et al. (2003), un apport unique au champ de composts de biodéchets ou de déchets verts ne montre qu'une faible disponibilité d'azote allant jusqu'à 15% de Ntot des composts l'année de l'apport puis 2 à 8% du Ntot les années suivantes. On parle d'arrières-effets de l'apport lorsque la minéralisation organique peut se poursuivre les années suivant l'année de l'apport. Par ailleurs, les apports répétés des PRO, en augmentant la MO du sol, augmentent la disponibilité azotée *via* la minéralisation de la MO du sol. Peltre et al. (2012) ont observé que l'efficacité des PRO à augmenter la MO du sol était plus ou moins marquée toujours en fonction du degré de stabilité de la MO des PRO. Ainsi Chalhoub et al. (2013) ont montré que des apports réguliers de composts (équivalents à 200 kg de Norg) permettaient d'augmenter les teneurs en MO du sol de 14 à 30% expliquant l'augmentation de la fourniture en N du sol de 15 à 35% après 10 ans d'application.

L'intensité et la persistance des effets des PRO sur la microflore du sol et les activités des microorganismes vont dépendre de la quantité et de la fréquence des apports, des caractéristiques des PRO liées à leur origine et aux traitements qu'ils subissent avant d'être épandus sur les sols (Nannipieri et al., 2003), des conditions pédoclimatiques (Sparling, 1997) et des cultures mises en place (Sparling, 1997 ; Dalal, 1998).

Les effets des apports sur les populations microbiennes d'un sol peuvent être observés juste après l'épandage mais être fugaces (Eo et al., 2012) ou persister à plus long terme (Chakraborty et al., 2011; García-Gil et al., 2000). D'autres auteurs tels que Debosz et al. (2002) ont comparé les effets dus à un apport unique (équivalent aux expérimentations faites dans le **Chapitre 3**) de boues de STEP (C/N=9, mais riche en $N\text{-}NH_4^+$) et de composts d'ordures ménagères (C/N=10 et plus riche en C, avec un potentiel d'augmentation du Corg du sol de 0.20 contre 0.07 avec la boue) à des apports répétés (essais au champ, comme dans ce chapitre). Les effets sur les populations microbiennes (C et N de la biomasse microbienne, activité β-glucosidase...) étaient positifs mais modérés et seulement visibles les premières semaines suivant l'apport unique de PRO. Pour les effets au champ, ils ont montré que trois années d'apports consécutifs de PRO avaient eu des effets positifs sur les stocks de C et la disponibilité en N mais que les effets sur les paramètres microbiologiques (PLFA, biomasse microbienne, activité enzymatiques) étaient nuls, certainement dûs au caractère transitoire de cette stimulation.

Dans le chapitre précédent, nous avons étudié les effets d'un apport unique de PRO sur les abondances des microorganismes en lien avec la biodégradabilité de leur C organique, sur la disponibilité en N immédiatement après apport et les émissions gazeuses (NH_3 et N_2O). Nous avons montré que les sols de Colmar et QualiAgro avaient des caractéristiques physico-chimiques et des teneurs en matière organique différentes, qui expliquaient des différences d'activités microbiennes en dehors de tout apport de PRO. Nous avons aussi observé que le PRO fertilisant (la BOUE) se distinguait nettement des autres PRO plus amendants avec des minéralisations de C et N plus fortes, des pertes potentielles de N plus importantes, que ce soit par volatilisation ou émissions de N_2O. Néanmoins, un apport unique de PRO n'a pas permis de mettre en évidence des différences significatives d'abondances de microorganismes excepté si ce n'est quelques effets fugaces (7 jours après l'apport) en présence de PRO dégradables (OMR_Q, BOUE_C, FUM_C). Le degré de stabilité des PRO expliquerait la stimulation des microorganismes et particulièrement les champignons (effet maximum avec

BOUE_C et OMR_Q). La richesse en cellulose des PRO favorise aussi le développement des champignons. Le C restant dans les sols était nettement supérieur en présence des PRO stables et amendants, surtout avec les co-composts de boue DVB_C et DVB_Q. Les émissions gazeuses mesurées (N_2O et NH_3) étaient relativement faibles sauf pour la BOUE_C. Les émissions de N_2O mesurées en laboratoire sur les PRO correspondaient à des facteurs d'émissions identiques ou supérieurs à ceux de l'engrais minéral, mais toujours inférieurs à 1% (sauf pour la BOUE_C), facteur d'émission préconisé par le GIEC pour toutes les sources fertilisantes de N.

Les objectifs de ce **chapitre 4** sont cette fois-ci d'évaluer l'impact d'apports répétés de PRO au champ en comparaison à une fertilisation minérale (**Figure 4.1).**

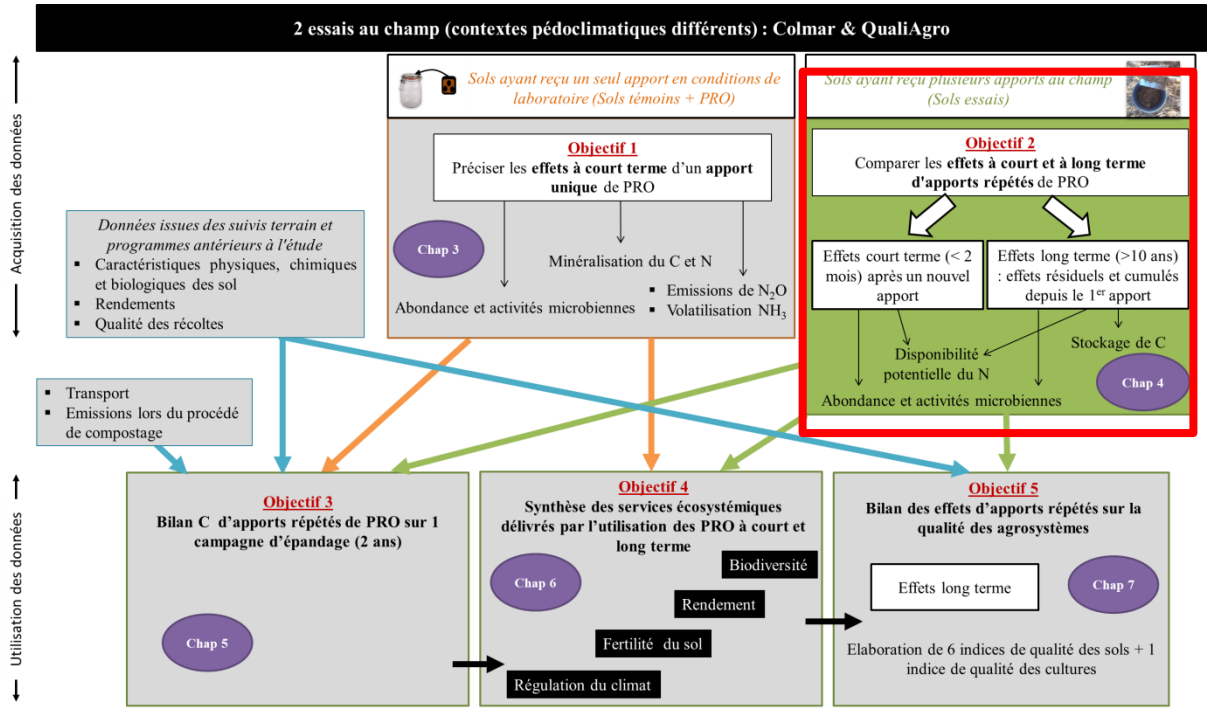


Figure 4.1. Localisation du chapitre 4 dans le schéma global des objectifs de la thèse.

Les 2 essais au champ de Colmar et QualiAgro ont été utilisés. Nous avons étudié les effets d'apports répétés en prélevant des sols 21 et 23 mois après le dernier épandage (6 épandages à Colmar, 7 épandages à QualiAgro) et les effets à plus court terme d'un épandage supplémentaire en prélevant à nouveau des sols 3 semaines et 1.5 mois après un nouvel épandage dans les 2 sites (**Figure 4.2**).

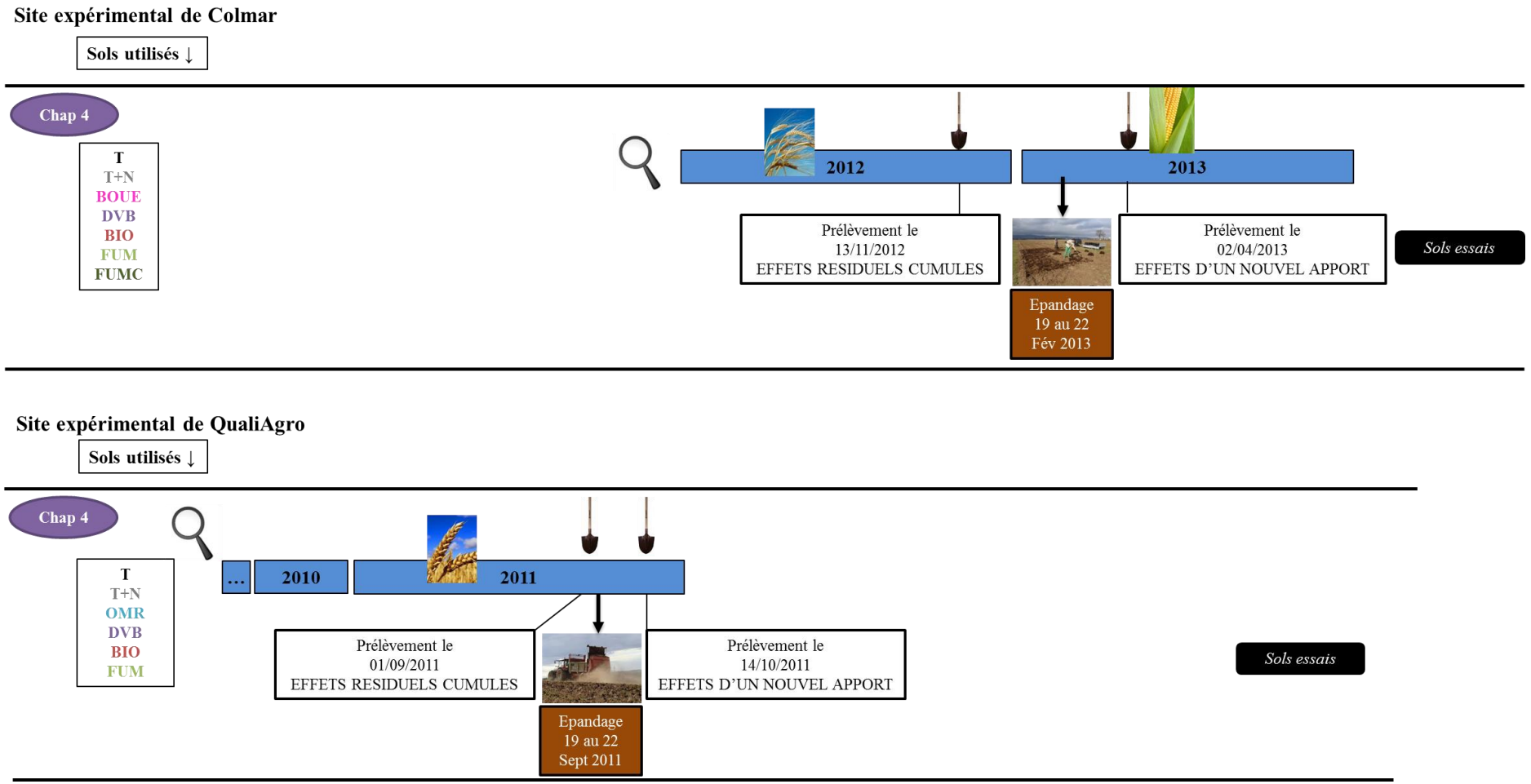


Figure 4.2. Prélèvements de sol utilisés dans ce Chapitre 4 sur les sites de Colmar et QualiAgro.

Plus spécifiquement, nous nous sommes intéressés à :

- L'effet « site » en comparant les résultats obtenus sur les sites de Colmar et QualiAgro qui intègrent les différences pédoclimatiques et de gestion des sites expérimentaux (basées sur des flux de C ou N différents apportés *via* les PRO et ayant conduit à des différenciations plus ou moins importantes des teneurs en C et N des sols).
- L'effet « temps » (comparaison des parcelles témoins aux différentes dates de prélèvements) intégrant la gestion technique des cultures (enfouissement ou non des résidus de récolte) et les effets des conditions pédoclimatiques
- L'impact de la fertilisation minérale (parcelles témoins fertilisées *vs* parcelles témoins non fertilisées),
- L'impact d'apports répétés de PRO (parcelles amendées *vs*parcelles témoins et/ou témoins fertilisés)
- L'impact de la nature des PRO

En ce qui concerne les cultures, nous avons comparé :

- L'impact des apports répétés de PRO sur les rendements (comparaison parcelles amendées *vs* parcelles témoins fertilisées)
- Les coefficients apparents d'utilisation du N des PRO par les cultures

2. Prélèvements de sol et analyses

2.1. Site QualiAgro

Surle site QualiAgro, les échantillons de sols ont étéprélevés dans la couche labourée (0-29 cm) des parcelles avec complémentation minérale faible ou nulle (-N) et dans les parcelles témoins fertilisées avec N minéral (T+N), le 1er septembre 2011, soit 23 mois après le 7ème épandage (effets à long terme ou effets résiduels des apports répétés) et le 14 octobre 2011, soit 3 semaines après le 8ème épandage (effets à court terme d'un apport supplémentaire), soit au total 24 échantillons de sol par date de prélèvement (**Figure 4.2**).

Les conditions climatiques lors des prélèvements étaient différentes entre les deux dates. Au moment du premier prélèvement, le 1er septembre 2011, la température moyenne était de 16 à 18°C, valeur normale pour cette période de l'année, et un important événement pluvieux avait

eu lieu le 26 août 2011 (16.5 mm d'eau) représentant plus de la moitié des pluies cumulées mesurées sur la dernière décade d'août (soit 27 mm d'eau, **Figure 4.3).** Sinon tous les jours précédents les prélèvements étaient secs (**Figure 4.4**). Lors du second prélèvement, le 14 octobre 2011, la température était de 10°C, ayant été plutôt autour de 14°C les jours précédents. La période était sèche au moment du prélèvement avec un dernier gros événement pluvieux le 17 septembre 2011 avec 10 mm d'eau et 21 mm d'eau cumulés sur la deuxième décade de septembre (**Figure 4.3**). Pour l'ensemble des deux prélèvements, les températures étaient des températures normales de saison (**Figure 4.3**).

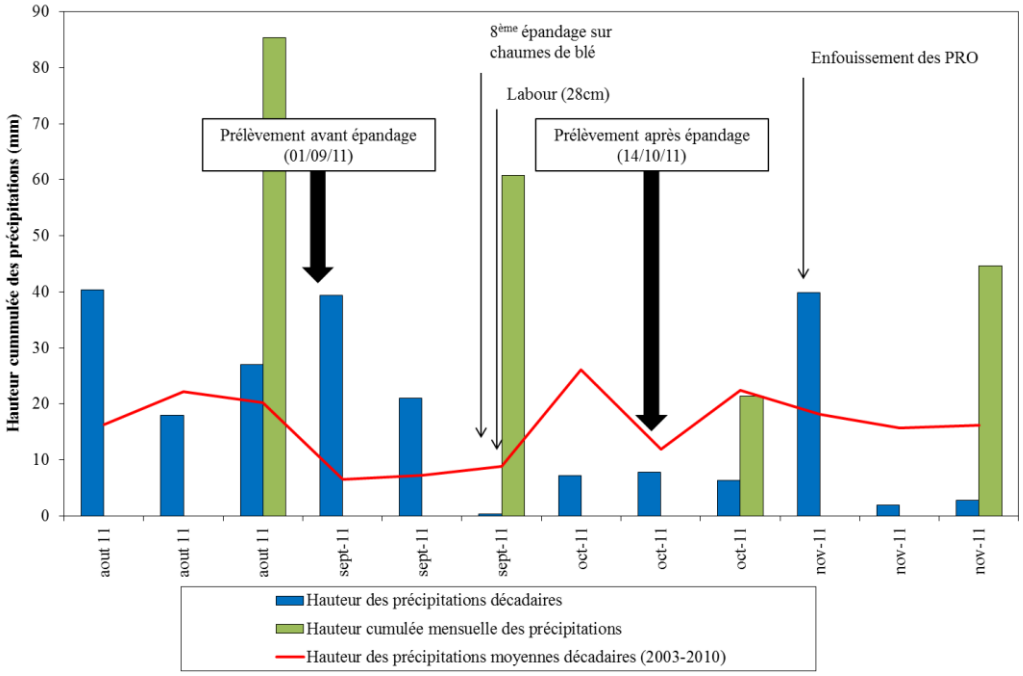


Figure 4.3. Site QualiAgro : hauteurs cumulées des précipitations moyennes décadaires entre aout et novembre 2011, comparées aux moyennes décadaires et aux moyennes mensuelles cumulées entre 2003 et 2010.

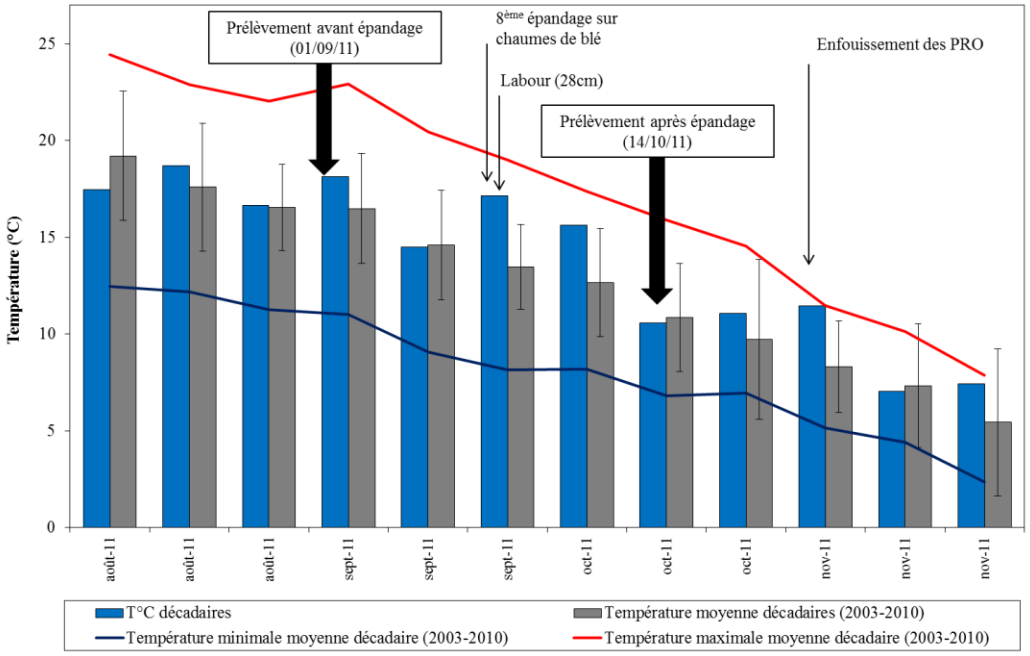


Figure 4.4. Site QualiAgro : températures moyennes décadaires entre aout et novembre 2011, comparées aux températures moyennes et aux températures moyennes minimales et maximales entre 2003 et 2010.

2.2. Site de Colmar

Les prélèvements de sols sur le site de Colmar ont été réalisés dans la couche labourée (0-28 cm) dans les parcelles ne recevant pas d'azote minéral complémentaire et la parcelle témoin fertiliséele 13/11/2012, soit 21 mois après le 6ème épandage pour l'étude des effets résiduels à long terme, et le 02/04/2013, soit 1 mois et demi après le 7ème épandage pour l'étude des effets à court terme d'un nouvel apport, ce qui représente au total 28 échantillons de sols par date de prélèvement (**Figure 4.2**).

La température au moment du prélèvement de novembre 2012 était identique aux moyennes décadaires alors que la température au moment du prélèvement d'avril 2013 était proche des minimales mensuelles, inférieures aux moyennes décadaires (**Figure 4.5**). Les températures étaient similaires au moment des 2 prélèvements (aux alentours de 5 et 6°C). La température était légèrement inférieure les jours précédents le prélèvement de Novembre et inversement en Mars. Les précipitations cumulées 10 jours avant le prélèvement avant épandage étaient très faibles (1.5 mm d'eau sur la première décade de novembre), de même pour la dernière décade de mars (6.5 mm d'eau sur la dernière décade de mars), (**Figure 4.6**).

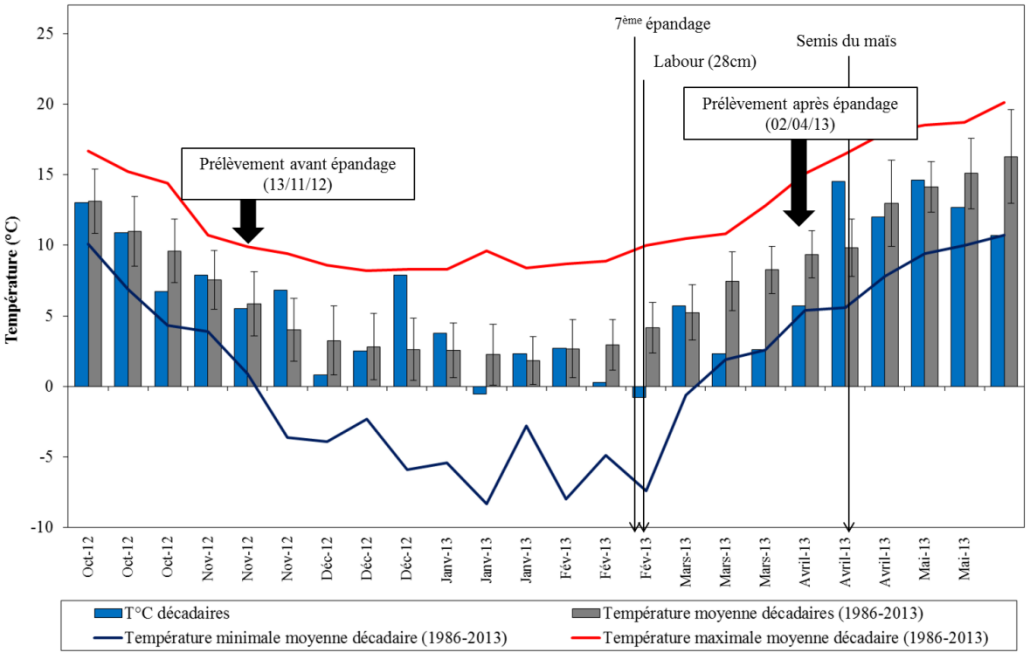


Figure 4.5. Site de Colmar : températures moyennes décadaires entre octobre 2012 et mai 2013, comparées aux températures moyennes et aux températures moyennes minimales et maximales entre 1986 et 2013.

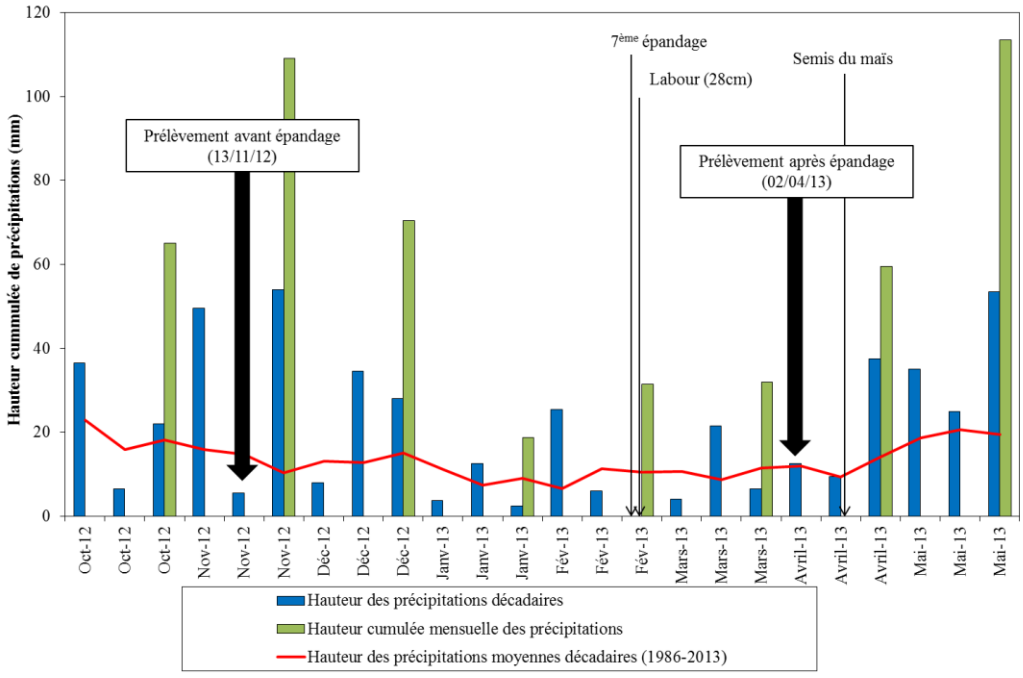


Figure 4.6. Site de Colmar : hauteurs des précipitations moyennes décadaires entre octobre 2012 et mai 2013, comparées aux moyennes et aux moyennes mensuelles cumulées entre 1986 et 2013.

2.3. Analyses et mesures

Après prélèvement, les sols ont été préparés pour conservation jusqu'à analyse. La préparation et la conservation des échantillons ont été détaillées dans le **Chapitre 2**.

L'ensemble des mesures et données acquises et/ou utilisées dans ce chapitre est résumé dans le **Tableau 4.1.** Toutes les mesures ont étéfaites sur les 2 sites et aux 2 dates de prélèvement à l'exception des populations bactériennes (16S) et de nitrification potentielle qui n'ont été quantifiées que pour le site QualiAgro.

Tableau 4.1. Analyses effectuées sur les sites de QualiAgro et Colmar (sols et cultures) pour les différentes dates de prélèvements

Catégories	Paramètres	Site de QualiAgro		Site de Colmar	
		01/09/2011	14/10/2011	13/11/2012	02/04/2013
Analyses physico-chimiques des sols	Carbone organique	X	X	X	X
	Teneur en azote total	X	X	X	X
	Teneur en azote minéral	X	X	X	X
	Stock C et N	X		X	
Analyses microbiologiques des sols	Biomasse microbienne (fumigation-extraction)	X	X	X	X
	Biomasse fongique (dosage ergostérol)	X	X	X	X
	Champignons (ADNr 18S régions ITS)	X	X	X	X
	Bactéries (ADNr 16S)	X	X		
	Ratio ADNr 18S/ADNr 16S	X	X		
	ADNr 16S creanarchae	X	X	X	X
	Population de bactéries nitrifiantes AOB (ADNr *amoA*)	X	X	X	X
	Population d'archées nitrifiantes AOA (ADNr *amoA*)	X	X	X	X
	Microorganismes dénitrifiants (ADNr *nirK*)	X	X	X	X
	Microorganismes dénitrifiants (ADNr *nirS*)	X	X	X	X
Activités potentielles	Minéralisation de C	X	X	X	X
	Minéralisation du N	X	X	X	X
	Nitrification potentielle	X	X		
Analyses sur les cultures	Rendements des cultures	De 1999 à 2012		De 2000 à 2013	
	Coefficient apparent d'utilisation des engrais (CAU)				

2.3.1. Suivi de la minéralisation du C et du N organique dans les sols au cours d'incubations en conditions contrôlées de laboratoire

Des incubations des sols prélevés ont été réalisées en conditions contrôlées de laboratoire. Pour suivre la minéralisation du C dans les échantillons de sol, 25g de sol (équivalent secs) tamisés à 5 mm ont été incubés dans des bocaux hermétiquespendant 6 mois à 28°C, à raison de 1 échantillon par parcelle (4 répétitions par traitement). Les sols ont été incubés à humidité constante équivalente à celle mesurée à pF 2.5 (24% pour QualiAgro et 20.1% pour Colmar) en présence de piluliers d'eau (10ml) dans les microcosmes. Le C-CO_2 minéralisé au cours des incubations a été piégé dans 10 ml de soude 0.5N. Les pièges de soude ont été remplacés après 3, 7, 14, 21, 28, 49, 70, 91, 112, 133 et 175 jours d'incubation (AFNOR, 2002, 1997; NF ISO 14239 et NF ISO 16072). A chaque date, le bocal a étéaéré et l'humidité ajustée si nécessaire. De plus, 3 bocaux sans sol ont été incubés dans les mêmes conditions en parallèle pour tenir compte dans les calculs finaux de la carbonatation initiale de la soude utilisée et du CO_2 atmosphérique.

Pour suivre la minéralisation de l'azote, des incubations similaires ont été réalisées dans des flacons différents à raison d'une répétition par parcelle prélevée (4 répétitions par traitement) et par date de mesure à effectuer, celle-ci étant destructive. L'azote minéralisé a été mesuré après 0, 7, 14, 28, 49, 70, 91, 112, 133 et 175 jours d'incubation, soit 10 points de mesures. A chaque date, les flacons non sacrifiés ont été aérés et l'humidité a été ajustée si nécessaire à la teneur en eau équivalente à pF 2,5.

Les dosages du CO_2 et extractions et dosage de l'azote minéralisé sont présentés dans le **Chapitre 3**.

2.3.2. Caractérisations microbiennes

Des analyses microbiennes ont été réalisées sur les sols ayant reçu des apports répétés de PRO (sols essais). Les analyses microbiologiques ont été effectuées sur les 2 prélèvements de sols à raison d'une mesure par parcelle :

- biomasse microbienne (fumigation-extraction) et fongique (ergostérol),

- abondance des bactéries (16S), champignons (18S),
- abondance des *Crenarchaeota*,
- abondance des microorganismes nitrifiants (AOA et AOB) et dénitrifiants (*nirK* et *nirS*).

Les méthodes de mesures sont décrites dans le **chapitre 3**.

2.3.3. Nitrification potentielle

La nitrification potentielle a été mesuréeen suivant le protocole décrit par Petersen et al. (2012) sur les échantillons de sols prélevés au champ de QualiAgro seulement. Cette mesure a été réalisée par Olivier Crouzet (Ecosys à Versailles).

1.5g de sol frais a étéintroduit dans 60 mL d'un milieu enrichi avec $(NH_4)_2SO_4$ en solution. Les milieux ont été incubés à 25°C sous agitation (100 rpm) pendant 46h. Deux prélèvements de 2 mL ont étéeffectués pour des mesures de nitrification après 3 h et 46 h. Les tubes Eppendorf de 2 ml ont étécentrifugés (10 000g) pendant 5min à 4°C. Les surnageants ont étérécupérés à l'aide d'une seringue et filtrés (filtre PES 0.45µm) avant d'être congeléspour une quantification ultérieure.

Les nitrates ont été dosés par une technique d'électrophorèse capillaire (Beckman Coulter, France). Le potentiel de nitrification exprimé en µg $NO_3^-.g^{-1}$ sol frais.h^{-1}est alors obtenu par le calcul suivant :

$$Nitrification\ potentielle = \frac{[NO3-]f - [NO3-]i}{Tf - Ti} \times Vs \div Ms$$

Avec pour *f* final = 46h et *i* pour initial = 3h, T pour temps, Vs pour volume de la solution et Ms pour masse de sol frais.

3. Impact des apports de PRO sur les teneurs et les stocks de C et N dans les horizons de labour des sols

3.1. Site QualiAgro

3.1.1. Teneurs en C et N

Les teneurs en C en N des sols de QualiAgro sont présentées dans le **Tableau 4.2** pour les deux dates de prélèvement**.** Les comparaisons ont été effectuéesentre les deux dates (**Tableau 4.2**), mais aussi entre traitements en fonction des dates de prélèvements (**Tableau 4.3**).

Les 7 apports de PRO entre 1998 et 2011 ont enrichi significativement les sols en C et N organique par rapport aux parcelles témoins (**Tableau 4.2**), les traitements les plus efficaces étant DVB et BIO. L'apport supplémentaire de PRO en Septembre 2011 augmente significativement les teneurs en C et N organiques des sols uniquement dans ces mêmes traitements BIO et DVB. En revanche, les apports ne modifient pas les rapports C/N dans les sols.

Tableau 4.2. Site QualiAgro : teneurs en C et N organique, C/N des sols prélevés le 01/09/2011 (23 mois après le 7ème épandage) et le 14/10/2011 (3 semaines après le 8ème épandage). Les lettres différentes signifient qu'il y a une différence significative entre les traitements au sein de chacune des dates d'échantillonnages (Test ANOVA, post hoc Newman-Keuls, p<0.001). Avec Corg= carbone organique, Ntot= azote total et C/N= ratio entre carbone organique et azote total.

		T	TN	OMR	DVB	BIO	FUM
Corg	01/09/2011	9.35 ± 0.54 d	10.44 ± 0.28 c	12.50 ± 0.69 b	15.31 ± 0.51 a	15.19 ± 0.61 a	14.36 ± 0.86 a
g.kg-1	14/10/2011	9.30 ± 0.41 d	10.25 ± 0.11 c	13.73 ± 0.78 b	16.95 ± 0.72 a	16.52 ± 0.21 a	14.80 ± 1.19 a
Ntot	01/09/2011	0.89 ± 0.07 d	0.96 ± 0.02 d	1.14 ± 0.06 c	1.47 ± 0.07 a	1.42 ± 0.08 a	1.29 ± 0.07 b
g.kg-1	14/10/2011	0.88 ± 0.04 d	0.97 ± 0.01 d	1.27 ± 0.06 c	1.68 ± 0.06 a	1.54 ± 0.02 a	1.33 ± 0.08 b
C/N	01/09/2011	10.49 ± 0.20 a	10.82 ± 0.14 a	10.93 ± 0.46 a	10.42 ± 0.29 a	10.74 ± 0.20 a	11.12 ± 0.42 a
	14/10/2011	10.59 ± 0.11 ab	10.61 ± 0.09 ab	10.81 ± 0.24 ab	10.12 ± 0.11 a	10.73 ± 0.16 ab	11.16 ± 0.20 b

Tableau 4.3. Site QualiAgro: résultats statistiques permettant la comparaison des différents paramètres mesurés aux 2 dates de prélèvement pour chacun des traitements. Les lettres différentes signifient qu'il y a une différence significative entre deux dates d'échantillonnage (Test de student, p<0.05) pour les principales caractéristiques (Corg, Ntot, C/N) des sols prélevés le 01/09/2011 (23 mois après le 7ème épandage) et le 14/10/2011 (3 semaines après le 8ème épandage). Avec Corg= carbone organique, Ntot= azote total et C/N= ratio entre carbone organique et azote total.

	Corg g.kg^{-1}		Ntot g.kg^{-1}		C/N	
	01/09/2011	14/10/2011	01/09/2011	14/10/2011	01/09/2011	14/10/2011
T	a	a	a	a	a	a
TN	a	a	a	a	a	a
OMR	a	a	a	a	a	a
DVB	a	b	a	b	a	a
BIO	a	b	a	b	a	a
FUM	a	a	a	a	a	a

3.1.2. Stocks de C et N

Les stocks de C et d'N ont été calculés comme suit :

Stock = masse volumique × volume de sol × teneur mesurée

Le volume de sol a été calculé en prenant 0.29 m de profondeur sur 10000 m² (soit 2900 m^3). La masse volumique du sol à QualiAgro est estimée à 1.32.

Tous les PRO sont à l'origine d'une augmentation significative des stocks de C et N total dans les sols en comparaison avec le traitement témoin avec ou sans complémentation minérale (T ou TN). Après 7 apports, les stocks de C dans les sols varient entre 36 et 59 t $C.ha^{-1}$(**Figure 4.7 gauche**). L'augmentation des stocks de C dépend des caractéristiques de la MO des PRO. Les composts DVB et BIO qui contiennent la MO la plus stable sont les PRO les plus efficaces, le compost OMR qui a la MO la plus labile est le moins efficace (cf **chapitre 3**).

Après 7 apports, on observe un enrichissement des sols en N, le DVB et el BIO sont les PRO les plus efficaces (**Figure 4.7 droite**). Les PRO qui favorisent une augmentation des stocks de C dans les sols sont également ceux qui augmentent les stocks de N des sols.

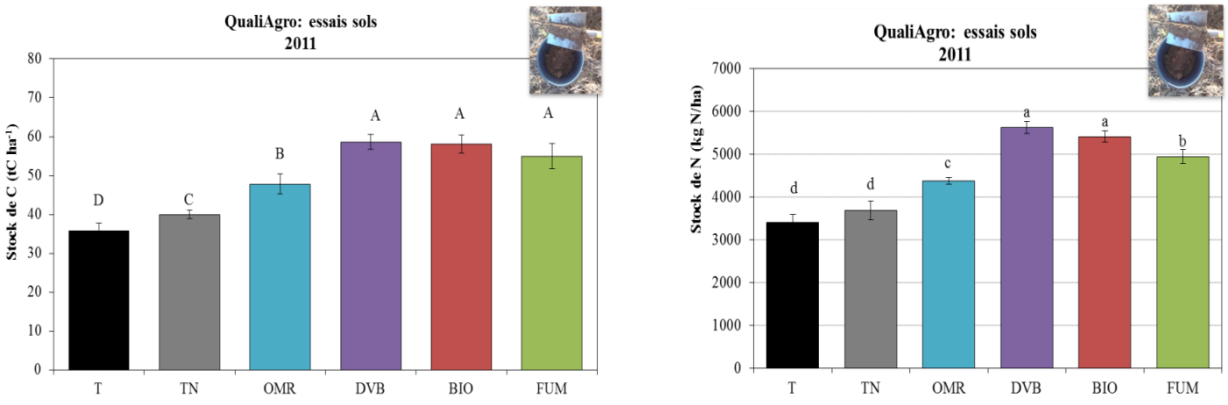


Figure 4.7. Site QualiAgro : Prélèvement du 1er Septembre 2011 après 7 épandages. (Gauche) Stocks de C organique dans les sols amendés et témoins. Les lettres différentes indiquent des différences significatives entre traitements (Test ANOVA, post-hoc Newman-Keuls, p<0.001). (Droite) Stock de N total dans les sols (test ANOVA post hoc Newman-Keuls, p<0.05).

Les stocks de N minéral avant et après le 8ème épandage ont été estimés à partir des teneurs en N minéral dans les sols prélevés aux 2 dates et sont présentés sur la **Figure 4.8.** Trois semaines après les apports de PRO, les stocks de N minéral augmentent dans tous les traitements, de façon plus marquée pour le compost BIO_Q, le fumier FUM_Q et surtout le compost DVB_Q. Ces augmentations correspondent aux apports de N minéral via les PRO

mais aussi à la minéralisation rapide du Norg dans ces PRO.En revanche, pour le compost OMR_Q, on n'observe pas ou très peu d'augmentation du N minéral ; ceci est sans doute à mettre en lien avec la phase d'organisation du N minéral immédiatement après apport avec ce compost.

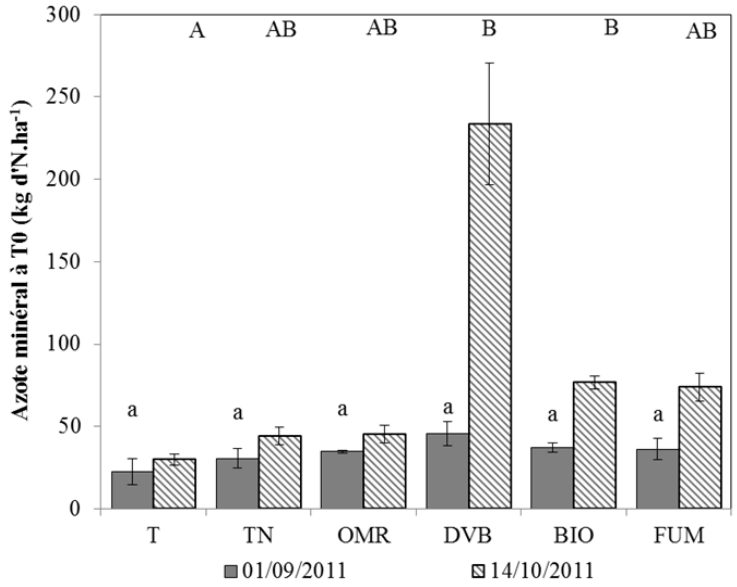


Figure 4.8. Site QualiAgro : stocks d'azote minéraldans les sols avant le 8ème épandage (01/09/2011) et 3 semaines après le 8ème épandage (14/10/2011), test de Kruskal-Wallis en considérant les 2 dates de prélèvements, p<0.05, les lettres communes correspondent à des différences non significatives.

3.1.3. Flux de C et N *via* les PRO et résidus de culture

A QualiAgro, les apports de PRO visent à apporter la même quantité de C, soit 4 t Corg.ha^{-1},ce qui équivaut à environ 20 à 30 t de matière fraîche par hectare et représente deux à trois fois les pratiques courantes des agriculteurs, (**Tableau 4.4**). Après 7 apports, 29 à 35 t de C et 1.9 et 3.2 t N.ha^{-1}ont été apportées par les PRO dans les différents traitements organiques (**Tableau 4.5**), la variabilité des quantités de N s'expliquant par la gestion du site basée sur les flux de carbone apportés.

Le 8ème épandage de PRO en 2011 apporte entre 2.9 t Corg.ha^{-1} pour le fumier (FUM_Q) et 3.6 t Corg.ha^{-1} pour les composts de biodéchets (BIO_Q) et les co-composts de déchets verts et de boue (DVB_Q) (**Tableau 4.4**). Les flux de C apportés par le fumier (FUM_Q) sont nettement inférieurs aux flux moyens apportés depuis le début de l'expérimentation. Les 2 composts BIO_Q et DVB_Q sont ceux dont la MO est la plus stable et ce sont les seuls pour lesquels l'effet du dernier apport sur les teneurs en C dans le sol est significatif.

Les flux de N correspondant à QualiAgro sont compris entre 232 et 363 kg N.ha^{-1} en fonction de la teneur initiale des PRO en Ntot (**Tableau 4.4**). Le DVB de 2011 et le BIO de 2011 sont légèrement en dessous des flux de N apportés en moyenne.

Tableau 4.4. Flux de C et de N des PRO de QualiAgro apportés en 2011 (kg Corg/ha ou kg N/ha) et moyenne des flux C et N depuis 1998.

Année de l'apport	Flux C (kg Corg/ha)				Flux N (kg N/ha)			
	OMR_Q	**DVB_Q**	**BIO_Q**	**FUM_Q**	**OMR_Q**	**DVB_Q**	**BIO_Q**	**FUM_Q**
2011	3264	3697	3630	2902	255	363	300	232
Moyenne	*3745*	*4350*	*3926*	*4058*	*242*	*408*	*336*	*292*
Ecart-type	*950*	*977*	*689*	*774*	*68*	*48*	*57*	*77*

A QualiAgro, les résidus de blé sont exportés et seuls les résidus de maïs sont restitués au sol et participent au flux de C apporté au sol (**Figure 4.9)** à hauteur de 23 t C.ha^{-1} dans les parcelles témoins et 28-30 t C.ha^{-1} dans les parcelles amendées avec des PRO entre 1999 et 2011. Les flux de C associés aux apports de PRO représentent plus de 50% du C dans le sol.

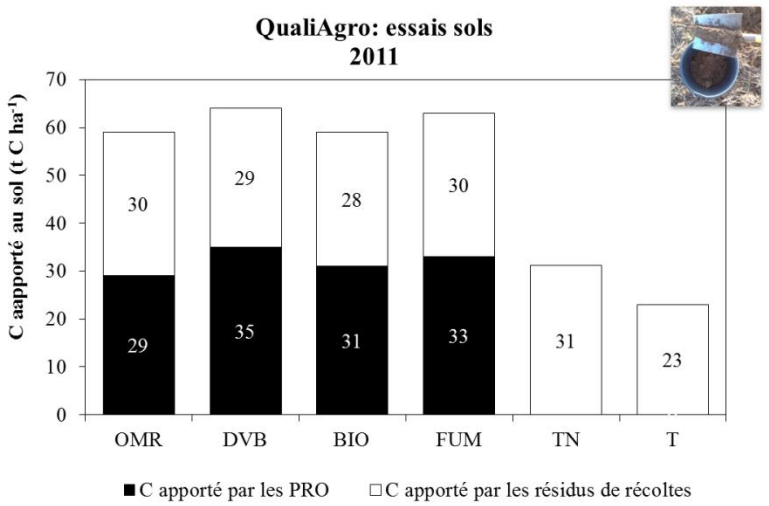


Figure 4.9. Flux de C entrant dans les sols de QualiAgro (PRO jusqu'à septembre 2011 et résidus de récolte)

Les flux de C via les racines dans les 30 premiers centimètres du sol n'ont pas été ajoutés à ce calcul. On peut considérer que leur quantité est peu différente entre parcelles amendées ou recevant du N minéral, les rendements étant peu différents (Peltre et al., 2012). En considérant que les flux de C entrant via les résidus de récolte et les racines sont similaires pour les traitements amendés et témoin fertilisé (**Figure 4.9**), nous avons estiméles rendements en C et N du sol des C et N ajoutés par les PRO après 7 apports en faisant le rapport entre

l'augmentation des stocks de C et N dans les traitements organiques par rapport au traitement témoin fertilisé (TN) et les quantités totales de C et N apportées par les PRO (détail du calcul sous le **Tableau 4.5**). On retrouve logiquement des rendements plus importants pour les 2 composts les plus stables (DVB_Q et BIO_Q). Ces rendements varient de 28 à 58% du C et entre 36 et 65% du N apportés via les PRO, respectivement. Les rendements sont du même ordre de grandeur et les PRO se classent de la même façon pour le C et pour le N. Il existe sans doute un lien avec le compostage plus ou moins poussé des PRO utilisés sur le site QualiAgro. Plus la matière organique du PRO aura été stabiliséeau cours du compostage, plus son efficacité dans le stockage de carbone dans le sol sera importante.

Tableau 4.5. Pourcentage de C et de N des PRO stockés dans les sols des parcelles (–N) par rapport au C et N total apporté par les PRO suite à 7 applications de PRO sur le site de QualiAgro.

	$\Delta Stock C_{PRO}$/Témoin fertilisé	C ajouté depuis T0 (7 apports)	Rendement en C	$\Delta Stock N_{PRO}$/Témoin fertilisé	N apporté depuis T0 (7 apports)	Rendement en N
	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(d)
	t C.ha^{-1}	t C.ha^{-1}	%	kgN.ha^{-1}	kgN.ha^{-1}	% N apporté
OMR	8	29	28	686	1915	36
DVB	19	35	54	1940	3219	60
BIO	18	31	58	1727	2646	65
FUM	15	33	45	1255	2435	52

(a) ΔstockC ou N/témoins fertilisé (TN) = Stock de C_{org}ou N dans les parcelles amendées avant le dernier épandage (P01/09/2011) – Stock de C_{org}ou N dans les parcelles témoins fertilisés(TN) avant le dernier épandage (P01/09/2011)

(b) Stocks de C ou Nestimés pour une masse de sol calculée avec une densité apparente de 1,32 et une profondeur de 29 cm

(c) Rendement en C du sol (%C apporté) = (ΔstockC par rapport au témoin fertilisé (TN))/(C apporté par les 7 amendements de PRO)×100

(d) Rendement en N (% N apporté) = [((ΔstockN par rapport au témoin fertilisé (TN))/Ntot apporté par les 7 amendements de PRO]×100

3.2. Site de Colmar

3.2.1. Teneurs en C et N

De la même manière à Colmar, les caractéristiques des sols (carbone organique, azote total et C/N) aux 2 dates de prélèvement sont présentées dans le **Tableau 4.6** ainsi que les statistiques entre traitements pour une date donnée. Les statistiques au sein d'une parcelle et les effets entre prélèvements et d'un nouvel apport sont présentées dans le **Tableau 4.7**.

Tableau 4.6. Site de Colmar : teneurs en C et N organique et C/N des sols prélevésle 13/11/2012 (23 mois après le 6ème épandage) et le 02/04/2013 (1 mois et demi après le 7ème épandage). Test de Kruskal-Wallis (p<0.05) par date de prélèvements. Les mêmes lettres correspondent à des différences non significatives entre traitements pour une date donnée.

		T		TN		BOUE		DVB		BIO		FUM		FUMC	
Corg	13/10/2012	13.65 ± 0.77	a	13.53 ± 0.15	a	14.03 ± 0.83	a	14.88 ± 0.55	a	14.68 ± 0.35	a	14.93 ± 0.48	a	14.95 ± 0.35	a
g.kg^{-1}	02/04/2013	13.85 ± 0.57	a	13.80 ± 0.45	a	14.53 ± 0.47	a	15.65 ± 1.15	a	15.65 ± 0.87	a	13.83 ± 1.98	a	14.48 ± 1.06	a
Ntot	13/10/2012	1.21 ± 0.04	a	1.24 ± 0.03	a	1.27 ± 0.06	a	1.34 ± 0.06	a	1.30 ± 0.04	a	1.29 ± 0.04	a	1.26 ± 0.11	a
g.kg^{-1}	02/04/2013	1.19 ± 0.04	a	1.20 ± 0.04	a	1.27 ± 0.04	a	1.37 ± 0.09	a	1.23 ± 0.08	a	1.23 ± 0.11	a	1.25 ± 0.06	a
C/N	13/10/2012	11.30 ± 0.28	bc	10.91 ± 0.26	c	11.08 ± 0.17	bc	11.10 ± 0.13	bc	11.31 ± 0.22	bc	11.55 ± 0.20	ab	11.85 ± 0.22	a
	02/04/2013	11.66 ± 0.19	a	11.50 ± 0.06	a	11.46 ± 0.19	a	11.46 ± 0.22	a	11.20 ± 0.15	a	11.19 ± 0.59	a	11.59 ± 0.33	a

Tableau 4.7. Site de Colmar : résultats statistiques permettant la comparaison des différents paramètres mesurés aux 2 dates de prélèvement pour chacun des traitements. Les lettres différentes signifient qu'il y a une différence significative entre deux dates d'échantillonnages (Test de student, p<0.05) pour les principales caractéristiques (Corg, Ntot, C/N) des sols prélevés le 13/11/2012 (23 mois après le 6ème épandage) et le 02/04/2013 (1 mois et demi après le 7ème épandage). Avec Corg= carbone organique, Ntot= azote total et C/N= ratio entre carbone organique et azote total.

	Corg g.kg^{-1}		Ntot g.kg^{-1}		C/N	
	13/11/2012	02/04/2013	13/11/2012	02/04/2013	13/11/2012	02/04/2013
T	a	a	a	a	a	a
TN	a	a	a	a	a	a
BOUE	a	a	a	a	a	a
DVB	a	b	a	a	a	a
BIO	a	b	a	a	a	a
FUM	b	a	a	a	a	a
FUMC	a	a	a	a	a	a

Globalement, après 6 épandages, les apports répétés de PRO n'ont pas modifié significativement les teneurs en C et N organiques des sols sur le site de Colmar (date du 13/11/2012). 1.5 mois après un nouvel épandage (02/04/2013), aucune différence significative n'apparait entre les parcelles amendées en PRO et les parcelles témoins, même si les teneurs en Corg sont apparemment significativement supérieures dans les traitements DVB et BIO par rapport au premier prélèvement (**Tableau 4.7**). Les rapports C/N ne se différencient pas non plus entre traitements.

Les doses d'apports sont trop faibles sur le site de Colmar pour qu'on puisse observer un effet des apports (entre 9 646 kg MB/ha et 34 429 kg MB/ha qui correspondent à des flux de C compris entre 0.8 et 2.2 t Corg.ha^{-1}).

3.2.2. Stocks de C et N

On a considéré un volume de sol correspondant à 0.28 m de profondeur pour une surface de 10000 m² (soit 2800 m^3), la masse volumique du sol à Colmar est estimée à 1.30.

A Colmar, les stocks de C et N dans la couche labourée (0-28 cm) ne sont pas significativement différents dans les parcelles témoins et amendées 12 ans après la mise en place de l'essai (**Figure 4.10**).

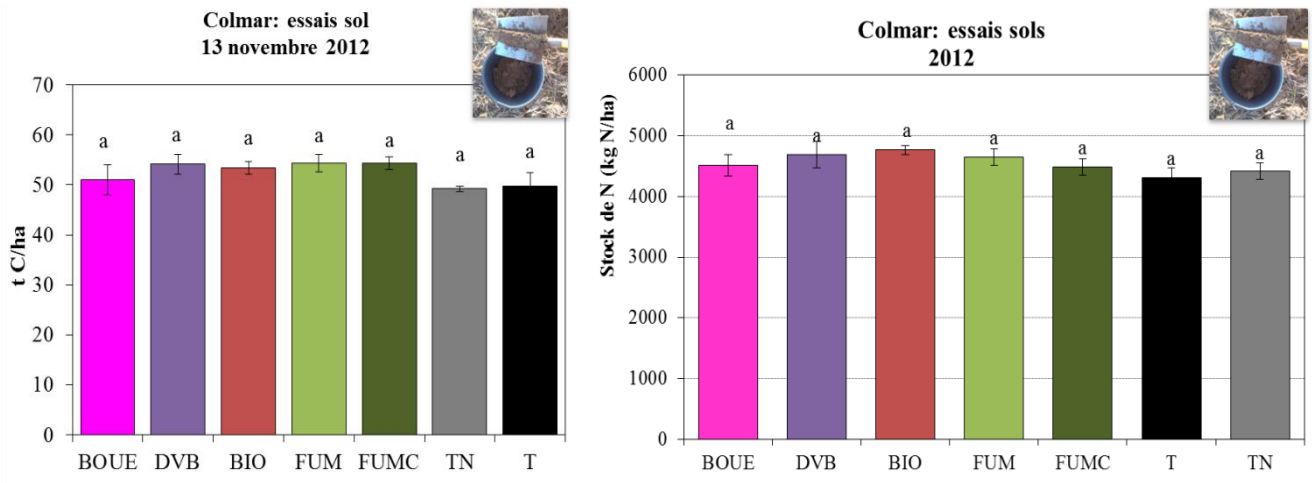


Figure 4.10. Site de Colmar : (gauche) Stocks de carbone organique dans les sols après 6 amendements en novembre 2012, (test Kruskal-Wallis), (droite) Stock de Ntot du sol, test ANOVA post hoc Newman-Keuls.

1.5 mois après le nouvel apport (**Figure 4.11**), les stocks de N minéral sont significativement supérieurs dans l'horizon supérieur dans les parcelles recevant de la BOUE par rapport aux témoins sans fertilisation (T). Cette augmentation des stocks de N minéral dans le sol est sans doute liée au N minéral apporté par la boue (**Tableau 4.6**) et à la minéralisation précoce du N organique de la boue. Les autres PRO apportent moins de N minéral que la BOUE et les cinétiques de minéralisation de N mesurées ne montrent pas de différences entre les traitements et les parcelles témoins fertilisés (TN).

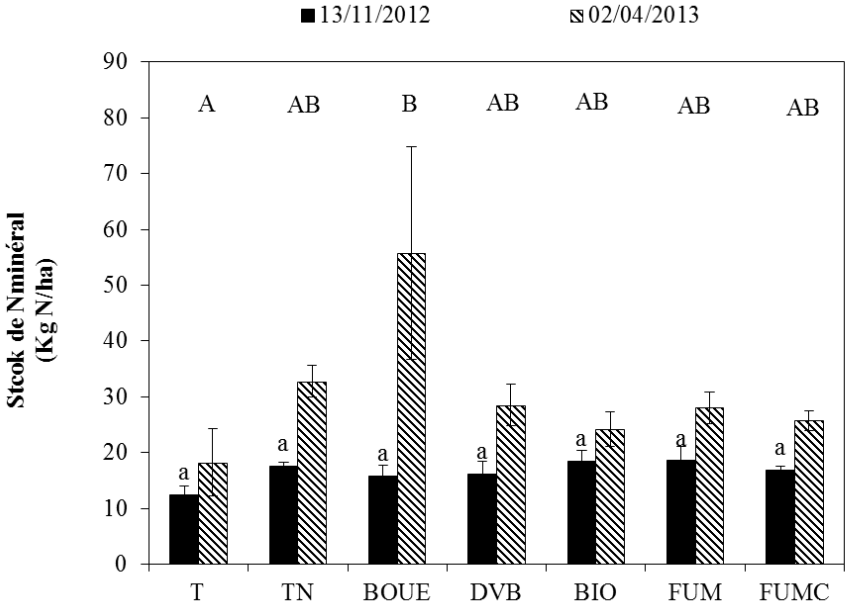


Figure 4.11. Site de Colmar : stocks d'azote minéral dans les horizons de labour avant le 7ème épandage (13/11/2012) et un 1.5 mois après le 7ème épandage (02/04/2013), test de Kruskal-Wallis en considérant les 2 dates de prélèvement p<0.05, les lettres communes correspondent à des différences non significatives.

3.2.3. Flux de C et N via les PRO et résidus de culture

A Colmar, les quantités de PRO apportées sont basées sur les quantités d'azote qui doivent être inférieures à 170 kg $N.ha^{-1}$comme défini par la directive « Nitrates ».

Les flux de N apportés en 2013 étaient compris entre 133 et 173 kg $N.ha^{-1}$ (**Tableau 4.8**). En moyenne depuis le début de l'expérimentation, les doses sont identiques à celles apportées en 2013.

Les flux équivalent en Corg correspondent à des valeurs comprises entre 0.8 pour la BOUE_C et 2.2 t $Corg.ha^{-1}$ pour FUM_C en 2013 (**Tableau 4.8**). Les quantités de C apportées par les PRO sur le site de Colmar sont doncdeux à trois fois moins importantes que sur le site

QualiAgro. Une grande variabilité (coefficient de variation de 33%) est observée dans le cas du DVB_C si on regarde les valeurs moyennes en Corg apportées depuis le début de l'essai. En 2013, les flux apportés étaient proches des flux moyens apportés depuis 13 ans.

Tableau 4.8. Site de Colmar : flux de C et N des PRO apportés en 2013 (en kg Corg/ha et kg N/ha) et flux moyens apportés depuis le début de l'expérimentation.

Année de l'apport	Flux C (kg Corg/ha)					Flux N (kg N/ha)				
	BOUE_C	**DVB_C**	**BIO_C**	**FUM_C**	**FUMC_C**	**BOUE_C**	**DVB_C**	**BIO_C**	**FUM_C**	**FUMC_C**
2013	844	1995	2101	2219	1973	149	180	173	140	133
Moyenne	*970*	*2160*	*2011*	*2714*	*2141*	*161*	*178*	*161*	*185*	*154*
Ecart-type	*100*	*709*	*296*	*406*	*306*	*23*	*38*	*16*	*53*	*17*

Comme à QualiAgro, une partie du C provient des résidus de récoltes qu'il faut prendre en considération. Le C apporté par les PRO correspond à la somme du C apporté lors des différents épandages (ici on a considéré 7 épandages). Le C provenant des résidus de récoltes a été estimé à partir des mesures de résidus de cultures restitués jusqu'au dernier épandage considéré, c'est à dire jusqu'à la culture d'orge de printemps 2012. Comme pour le site QualiAgro, les racines n'ont pas été prises en compte.

Sur le site de Colmar, les principales sources de C apportées au sol proviennent des résidus végétaux (70-100%) (**Figure 4.12**), car les quantités de C apportées dans le sol par les PRO ne représentent que 0.8 à 2.2 t C.ha^{-1} par application dans les parcelles amendées. Les flux de C dans les traitements témoins avec ou sans N mais sans apport de PRO sont importants et représentent de 2 à 7 fois les flux de C apportés par les PRO.

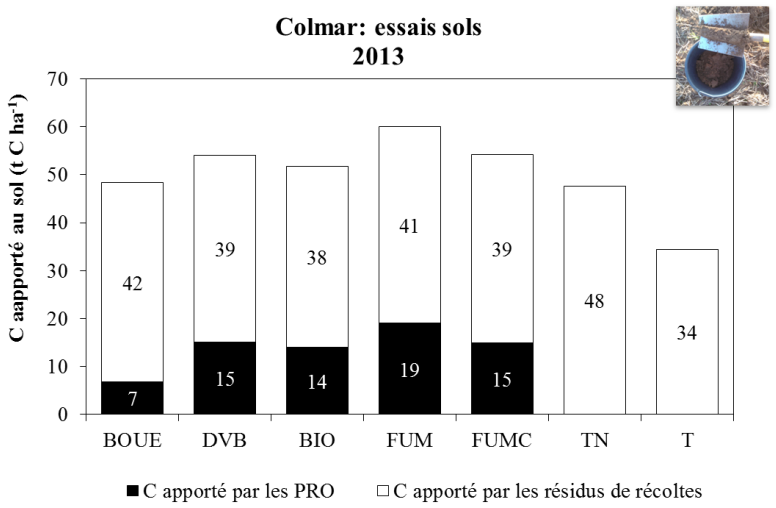


Figure 4.12. Origine du C apporté sur les sols (PRO et résidus de récoltes) sur le site de Colmar, exprimé en t C.ha^{-1}.

Les différences de stocks de C et N entre traitements n'étant pas significativesau bout de 12 ans d'expériences, il n'est donc normalement pas possible de calculer les rendements en C ou en N du C et N apportés par les PRO. Cependant comme les teneurs en C et N tendent à se différencier en 2013 (tendance confirmée en 2015 avec des différences significatives entre traitements), nous avons tout de même calculé ces rendements. Les rendements en C et N des 6 apports de PRO dans les sols de Colmar sont présentés dans le **Tableau 4.9.**

En raison des faibles flux de C, les rendements en C et N sont très inférieurs à ceux de QualiAgro. Les rendements en C sont tous similaires et proches de 15% sauf pour le FUMC_C (1%). En ce qui concerne les rendements en N, les 6 applications de PRO représentent environ 1 t $N.ha^{-1}$ apporté sur les sols quel que soit le PRO depuis la mise en place de l'essai. Les augmentations des stocks de N dans les sols correspondent entre 8 à 37% des quantités d'azote apportées par les PRO après 12 ans par rapport au témoin fertilisé. Le PRO le plus efficace correspond au compost de biodéchets (37% du N restant potentiellement dans le sol).

Tableau 4.9. Pourcentages de C et de N des PRO stockés dans les sols des parcelles (–N) par rapport au C et N total apporté par les PRO suite à 7 applications de PRO sur le site de Colmar.

	ΔStock C_{PRO}/Témoin fertilisé	C ajouté depuis T0 (6 apports)	Rendement en C	ΔStock N_{PRO}/Témoin fertilisé	N apporté depuis T0 (6 apports)	Rendement en N
	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(d)
	t $C.ha^{-1}$	t $C.ha^{-1}$	%	$kgN.ha^{-1}$	$kgN.ha^{-1}$	% N apporté
BOUE	1	6	12	100	975	10
DVB	2	13	15	273	1067	26
BIO	2	12	17	355	956	37
FUM	2	17	15	237	1155	20
FUMC	0	13	1	73	947	8

(a) ΔstockC ou N/témoins fertilisé (TN) = Stock de C_{org}ou N dans les parcelles amendées avant le dernier épandage (P13/11/2012) – Stock de C_{org}ou N dans les parcelles témoins fertilisés(TN) avant le dernier épandage (P13/11/2012)

(b) Stocks de C ou Nestimés pour une masse de sol calculée avec une densité apparente de 1,30 et une profondeur de 28 cm

(c) Rendement en C du sol (%C apporté) = (ΔstockC par rapport au témoin fertilisé (TN))/(C apporté par les 6 amendements de PRO)×100

(d) Rendement en N (% N apporté) = [((ΔstockN par rapport au témoin fertilisé (TN))/Ntot apporté par les 6 amendements de PRO]×100

3.3. Discussion

Les fertilisations minérales et organiques agissent différemment sur les stocks de carbone. Des fertilisants azotés sous forme d'un mélange urée-azote ammoniacal (utilisé à QualiAgro) ou sous forme ammonitrate (principalement utilisé à Colmar) ont été apportés sur les parcelles TN depuis la mise en place des deux essais. Les engrais minéraux ne permettent pas d'alimenter directement le stock de C organique dans le sol, mais ils peuvent augmenter ou maintenir les teneurs en MO des sols en raison de leurs effets bénéfiques sur le développement racinaire des plantes et le retour important au sol de résidus de récolte sur ces parcelles (Campbell et al. 1991). Kundu et al. (2007) ont montré, sur un site expérimental de longue durée, que les parcelles qui avaient reçu un mélange de NPK et de fumier augmentaient les stocks de C dans les sols jusqu'à 40 à 70% en comparaison avec les parcelles ne recevant que des fertilisants minéraux ou non fertilisées.

Les apports répétés de PRO permettent généralement d'augmenter le stock de MO et donc d'azote organique du sol. Mais ces effets dépendent des doses apportées et des caractéristiques des PRO : plus les PRO seront lentement décomposables, plus ils amélioreront le stock de MO. L'intensité du stockage d'azote organique dépend aussi du type de sol. Les synthèses d'Amlinger et al. (2003) ou Diacono and Montemurro (2010) ont observé des résultats similaires avec différents composts.

Les rendements en C mesurés sur l'ensemble des deux sites sont supérieurs aux efficacités moyennes recensées dans la littérature et rassemblées dans le rapport de l'expertise scientifique sur les matières fertilisantes d'origine résiduaires (Esco Mafor, Houot et al., 2014). Les efficacités moyennes des types de PRO épandus sur des essais de longue durée (17 ans en moyenne) sont de 0.41±0.22 t C sol/t C apportée pour les composts; 0.25±0.13 t C sol/t C apportée pour les fumiers et de 0.25±0.12 t C sol/t C apportée pour les boues. Mais les

écart-types sont très importants du fait des conditions expérimentales très diverses (doses, fréquences des apports, stabilité des PRO et dénominations spécifiques...).

Le potentiel de stockage du carbone *via* des apports de PRO dépend des doses apportées et des fréquences d'apport, des caractéristiques de la MO apportée et des conditions pédoclimatiques (Ciais et al., 2010; Lal, 2011; Lal et al., 2004; Peltre et al., 2012). Barral (2009) a calculé qu'il faudrait apporter de 4 à 10 t de MS de compost d'ordures ménagères chaque année pour augmenter de 2 à 3.5% les teneurs en C des sols en Espagne (Galice), en utilisant l'hypothèse que ce type de compost se décompose avec une constante de vitesse de 0,013 an^{-1}. Nous avons calculé que le compost d'OMR sur le site de QualiAgro permettait d'augmenter de 1.7% environ le C des sols par an (équivalent à 10 à 20 t de MS apporté tous les deux ans). Pour les autres PRO, les valeurs sont plus fortes : 3.7% pour DVB et BIO et 2.6% pour FUM de d'augmentation du stock de C du sol par an par rapport à un niveau initial de 40 t $C.ha^{-1}$ dans les parcelles témoins sans fertilisation en 1998.

En conclusion, des apports répétés de PRO sont susceptibles d'augmenter les teneurs en C et N des sols en fonction des quantités apportées. Des apports à raison de 4t de $C.ha^{-1}$ tous les 2 ans sur le site QualiAgro ont permis une augmentation d'un facteur compris entre 1.3 et 1.6 après 7 épandages en 13 ans. En revanche, lorsque les quantités de C apportées sont plus faibles comme sur le site de Colmar (entre 0.84 et 2.2 t $C.ha^{-1}$), les effets ne sont pas observables 13 ans après la mise en place de l'essai, et sont masqués par les flux de C apportés par les résidus de récoltes identiques dans tous les traitements y compris les témoins.

Les conclusions sont similaires pour les stocks de N : 13 ans d'essais à Colmar ne suffisent pas à mettre en évidence une différence significative entre PRO et témoins. Dans les 2 sites d'étude, le C/N des sols n'évolue pas.

4. Impacts d'une fertilisation organique et minérale sur la microflore du sol

4.1. Microorganismes totaux : biomasse microbienne, bactéries et champignons

4.1.1. Comparaison des méthodes moléculaires et chimiques de mesure des biomasses microbiennes et fongiques

Comme dans le **Chapitre 3**, différentes méthodes de mesures, moléculaires ou chimiques, ont été mises en œuvre pour estimer la biomasse microbienne totale (biomasse microbienne par fumigation-extraction et quantification des ADNr bactériens (16S), l'abondance des champignons (dosage de l'ergostérol et quantification des ADNr 18S-régions ITS par PCR quantitative), des *Creanarchaeota* (16S) et fongiques (18S régions ITS) par PCR quantitative.

La comparaison des résultats obtenus par méthodes moléculaires et chimiques met en évidence une corrélation positive mais non significative (R^2=0,5) pour la biomasse fongique (**Figure 4.13)** et une absence de corrélation pour la biomasse totale (**Figure 4.14**). Ces absences de corrélation significative sont inhérentes aux biais des méthodes utilisées (Cf **Chapitre 3**).

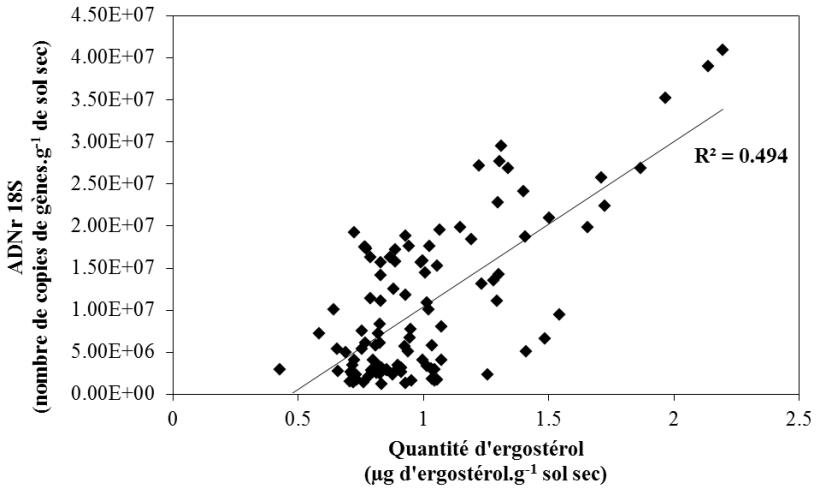


Figure 4.13. Comparaison des méthodes de quantification de la biomasse fongique (nombre de copies de gènes ADNr 18S *vs* quantité d'ergostérol), en utilisant la totalité des données mesurées sur Colmar et QualiAgro aux deux dates de prélèvement.

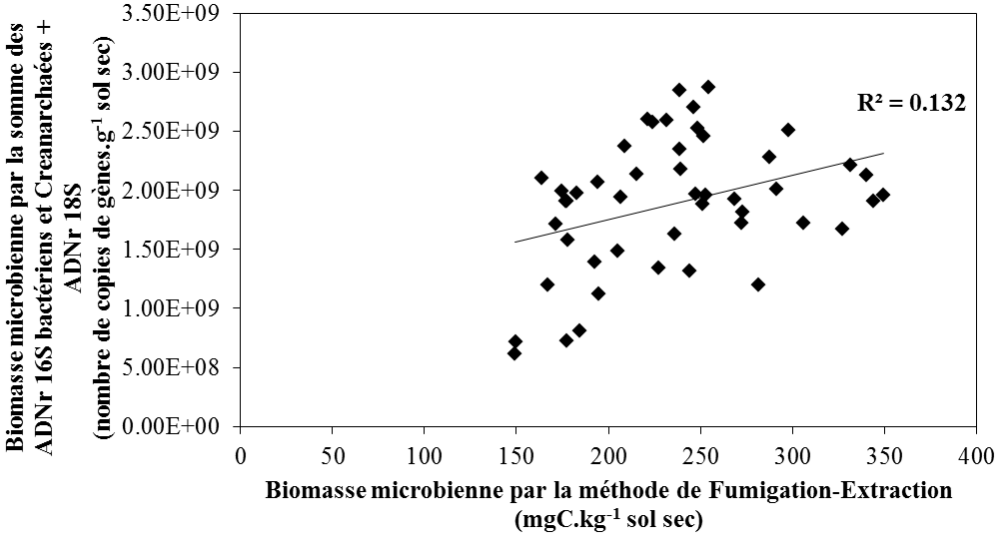


Figure 4.14. Comparaison des méthodes de quantification de la biomasse microbienne (fumigation-extraction et ADNr) sur les données de QualiAgro aux deux dates de prélèvement.

4.1.2. Site QualiAgro

4.1.2.1. Biomasse microbienne

Sur le site de QualiAgro, les apports réguliers de composts et de fumier à une dose de 4 t C.ha^{-1} tous les 2 ans augmentent d'un facteur 1.3 la biomasse microbienne totale après 7 apports, de façon similaire dans tous les traitements organiques par rapport aux témoins (**Figure 4.15**). Dans les semaines qui suivent un nouvel apport de PRO, on observe une différenciation des traitements organiques avec une augmentation de la biomasse microbienne totale d'un facteur compris entre 1.4 et 2.2 juste après le 8ème épandage par rapport aux témoins (**Figure 4.15**) et plus poussée dans le traitement recevant le compost OMR suivi des 2 traitements DVB et BIO puis enfin le traitement FUM. Les résultats avecle compost OMR sont cohérents avec ceux que nous avions observés en conditions contrôlées de laboratoire dans le chapitre précédent. En revanche l'effet du fumier est moins marqué.

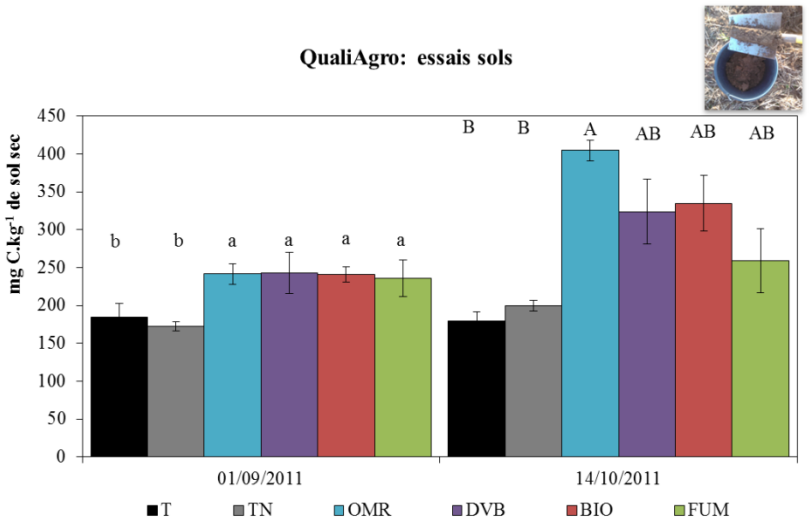


Figure 4.15. Site QualiAgro : effets résiduels à long terme de 7 apports cumulés (01/09/2011) et à court terme d'un apport supplémentaire (3 semaines après le 8ème épandage, le 14/10/2011) de différents apports organiques sur la biomasse microbienne carbonée. Des lettres différentes indiquent des différences significatives entre traitements, comparaison par date de prélèvement (test ANOVA, post-hoc Newman-Keuls, p<0.05).

4.1.2.2. Abondance bactérienne

Sur le site de QualiAgro, les apports répétés de PRO ont augmenté de façon significative les populations bactériennes par rapport au traitement témoin non fertilisé. Par rapport au traitement recevant de l'engrais minéral, les différences sont moins marquées. Les abondances les plus fortes sont mesurées dans les traitements FUM et OMR, supérieures à celles des traitements DVB et BIO (**Figure 4.16a**). Lors du second prélèvement, 3 semaines après l'apport de PRO, il n'y a plus de différences entre les traitements y compris les traitements témoins (**Figure 4.16b**).

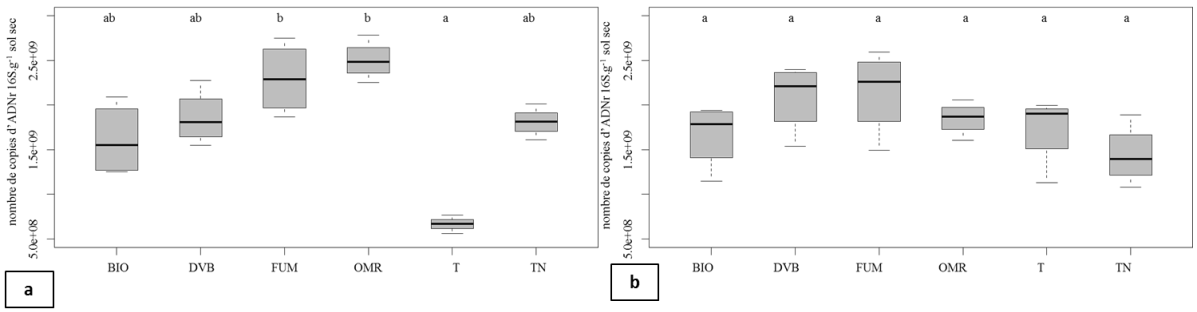


Figure 4.16. Site QualiAgro : abondances des populations bactériennes estimées par le nombre de copies de gènes d'ADNr 16S pour les dates de prélèvements suivantes: (a) 01/09/2011 (effet cumulatif résiduel à long terme) et (b) 14/10/2011 (effet d'un nouvel apport récent). Test de Kruskal-Wallis (p<0.05) pour (a) et

test ANOVA, post hoc Newman-Keuls (p<0.001) pour (b). Pour chaque date, les traitements marqués de lettres différentes sont significativement différents.

4.1.2.3. Abondance fongique

A QualiAgro, les effets d'apports répétés de PRO sur les champignons varient légèrement selon la méthode de quantification des champignons utilisée (**Figure 4.17 et Figure 4.18**). Le dosage d'ergostérol (**Figure 4.17**) montre que seul un apport récent de compost OMR stimule la croissance fongique. Comme pour la biomasse microbienne totale, on observe une stimulation de la microflore fongique après apport de compost OMR mais pas avec le fumier contrairement à ce qui avait été observé dans le chapitre 3. Avec la méthode moléculaire, le compost OMR aussi est le plus efficace pour stimuler la croissance fongique mais les effets persistent plus longtemps. De plus, un nouvel apport d'autres PRO comme le compost DVB et le fumier augmentent significativement la quantité de champignons. Quelle que soit la méthode utilisée, la quantité de champignons dans les parcelles recevant du compost OMR a doublé 3 semaines après un nouvel apport de PRO par rapport aux parcelles témoins (**Figure 4.18b**). Ce phénomène avait déjà été observé par Annabi et al. (2007).

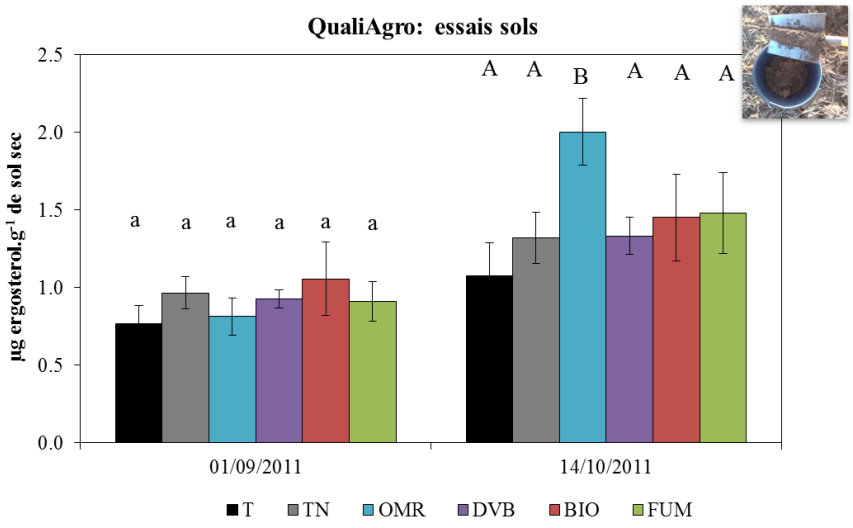


Figure 4.17. Site QualiAgro : effets résiduels à long terme (après 7 épandages, le 01/09/2011) des apports de PRO et effets à court terme (3 semaines après le 8ème épandage, le 14/10/2011) des PRO sur la biomasse fongique estimée à partir d'analyses d'ergostérol. Les traitements marqués de lettres différentes sont significativement différents (test de Kruskal-Wallis, p<0.05).

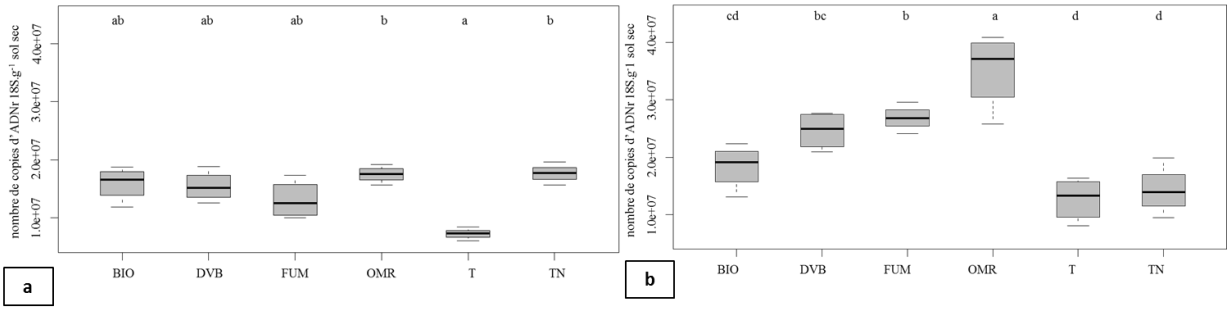


Figure 4.18. Site QualiAgro : abondances des populations fongiques estimées par le nombre de copies de gènes d'ADNr 18S pour les dates de prélèvements suivantes: (a) 01/09/2011 : effet cumulatif résiduel à long terme et (b) 14/10/2011 : effet d'un nouvel apport récent. Test de Kruskal-Wallis ($p<0.05$) pour (a) et test ANOVA, post hoc Newman-Keuls ($p<0.001$) pour (b). Les sols recevant les traitements marqués de lettres différentes sont significativement différents.

Le rapport F:B permet de détecter un éventuel déséquilibre entre les champignons et les bactéries qui pourrait avoir des répercussions négatives sur le fonctionnement biologique des sols et notamment sur la minéralisation de la matière organique (De Ruiter et al., 1993). Ce rapport présente un optimum entre 1% et 5% (Ananyeva et al., 2006 ; Bailey et al., 2002 ; de Vries et al., 2006 ; Rousk and Bååth, 2007), et peut être utilisé comme bio-indicateur de qualité biologique du sol. L'augmentation de la proportion des champignons face aux bactéries, dépend de la qualité de la MO apportée au sol *via* les résidus de récoltes ou les PRO, du rapport C/N de la MO, de la teneur en cellulose et en lignine.

Les champignons sont des décomposeurs prédominants de la cellulose, même si un groupe de bactéries, les Actinomycètes, contribuent également de manière significative à sa décomposition. La cellulose avec sa teneur élevée en carbone et un C/N correspondant élevé estune ressource nutritive idéale pour les champignons (Annabi et al., 2007 ; Lucas et al., 2014 ; Virzo De Santo et al.,2002). Les bactéries, qui ont un rapport C/N (C/N=7) inférieur à celui des champignons (C/N=25), ont besoin d'assimiler davantage d'azote qu'elles peuvent trouver par exemple dans les résidus de légumineuses (De Ruiter et al., 1993). Un PRO riche en azote favorisera davantage la croissance des communautés bactériennes alors qu'un PRO avec un ratio C/N plus élevé sera plus favorable àla croissance des champignonsen théorie.

La lignine est le composé le moins dégradable des fractions biochimiques de la MO et est principalement présentes dans les fractions végétales. Le ratio cellulose/lignine est un bon indicateur de stabilité de la MO (plus il y aura de lignine, plus la MO sera stable). Il existe des champignons lignolytiques capables de dégrader préférentiellement la lignine à l'aide d'un

panel d'enzymes comme les laccases, la lignine péroxidase ou la manganèse péroxidase (Hofrichter, 2002; Hofrichter et al., 1999; Leonowicz et al., 1999; Lundell et al., 1990). En général, les fumiers sont des PRO qui enrichissent le sol en lignine à cause des pailles qu'ils contiennent (Liu et al., 2010; Schulten and Leinweber, 1991). Cette lignine est considérée comme peu énergétique pour les microorganismes du sol (Kirk et al., 1976).

Après épandage (14/10/2011), le ratio F:B est supérieur à 1% dans les parcelles recevant des traitements organiques et ces ratios sont significativement plus élevés que ceux des parcelles ne recevant aucun traitement organique (T), (**Tableau 4.10**). Ce résultat confirme la stimulation préférentielle des champignons par rapport aux bactéries immédiatement après apport de PRO. Le compost OMR qui est le plus riche en cellulose est d'ailleurs le PRO qui stimule le plus les champignons ($R^2=0.89$, $p_value<0.05$ à QualiAgro).

Tableau 4.10. Site QualiAgro : ratio du nombre de copie de gènes par gramme de sol pour les différentes dates de prélèvements (01/09/2011 et 14/10/2011) pour les gènes suivants: ADNr 16S des bactéries (B), sections ITS des ADNr 18S (F).Les ratios F:B sont exprimés en pourcentage. Test de Kruskal-Wallis, p<0.05, des lettres différentes montrent des différences significatives entre traitements par date de prélèvement.

		T	TN	OMR	DVB	BIO	FUM
F:B	01/09/2011	1.10 ± 0.20 a	0.98 ± 0.16 ab	0.71 ± 0.10 bc	0.83 ± 0.10 abc	1.01 ± 0.15 ab	0.57 ± 0.11 c
(%)	14/10/2011	0.73 ± 0.10 c	1.00 ± 0.20 bc	1.89 ± 0.17 a	1.2 ± 0.15 b	1.11 ± 0.05 b	1.30 ± 0.30 b

4.1.2.4. *Crenarchaeota* totales

A QualiAgro, les abondances de *Crenarchaeota* après 7 apports sont supérieures dans le traitement témoin fertilisé par rapport aux traitements organiques qui restent supérieurs au traitement témoin non fertilisé (**Figure 4.19a**). Seul l'apport de compost DVB provoque une augmentation des *Crenarchaeota* (**Figure 4.19b**). Les augmentations sont plus marquées qu'en conditions le laboratoire (chapitre 3) pour le compost DVB. En revanche, elles n'apparaissent pas du tout pour le compost BIO et le Fumier.

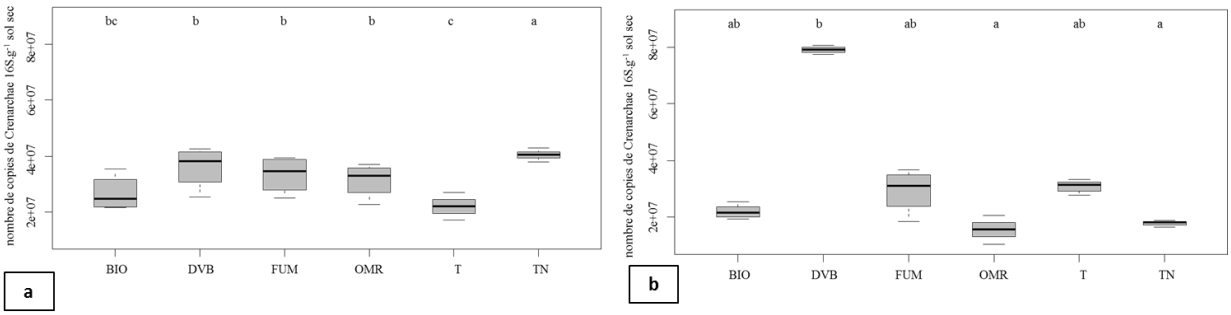


Figure 4.19. Site QualiAgro : abondances des populations de *Creanarchaeota* totales estimées par le nombre de copies de gènes d'ADNr 16S des *Creanarchaeota* pour les dates de prélèvements suivantes: (a) 01/09/2011 : effets cumulatifs résiduels à long terme et (b) 14/10/2011 : effetsà court terme d'un nouvel apport. Test ANOVA, post hoc Newman-Keuls (p<0.001) pour (a) et test de Kruskal-Wallis (p<0.05) pour (b). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

4.1.3. Site de Colmar

De façon générale, les résultats sont beaucoup moins contrastés sur le site de Colmar.

4.1.3.1. Biomasse microbienne

Dans les sols de Colmar, la biomasse microbienne est similaire dans les parcelles amendées ou non avant épandage (**Figure 4.20**). Après épandage, on observe une stimulation de la biomasse uniquement avec apport de BOUE comme en conditions de laboratoire. Ces résultats s'expliquent par le fait que les apports de PRO sur le site de Colmar ne modifient pas les teneurs en C du sol.

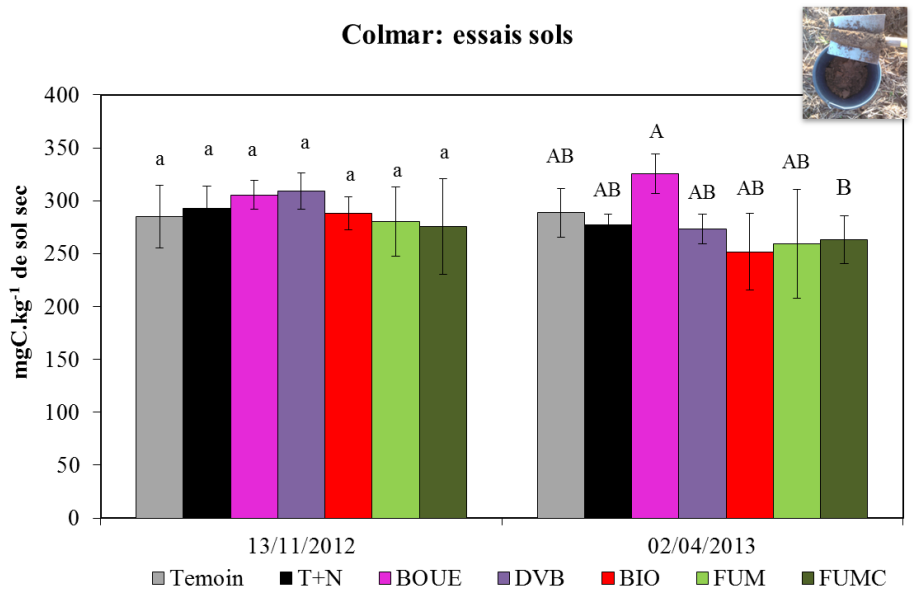


Figure 4.20. Site de Colmar : effet résiduel des 6 apports cumulés (échantillonnage le 13/11/2012) et effet à court terme 1 mois et demi après le 7ème amendement, (échantillonnage le 02/04/2013) sur la biomasse microbienne (test Kruskal-Wallis p<0.05, comparaison par date de prélèvement). Les lettres communes correspondent à des différences non significatives entre traitement.

4.1.3.2. Abondance bactérienne

Ces résultats sont confirmés par les mesures de l'abondance des populations bactériennes totales mesurée par le nombre de copies de gènes d'ADNr 16S (**Figure 4.21**).

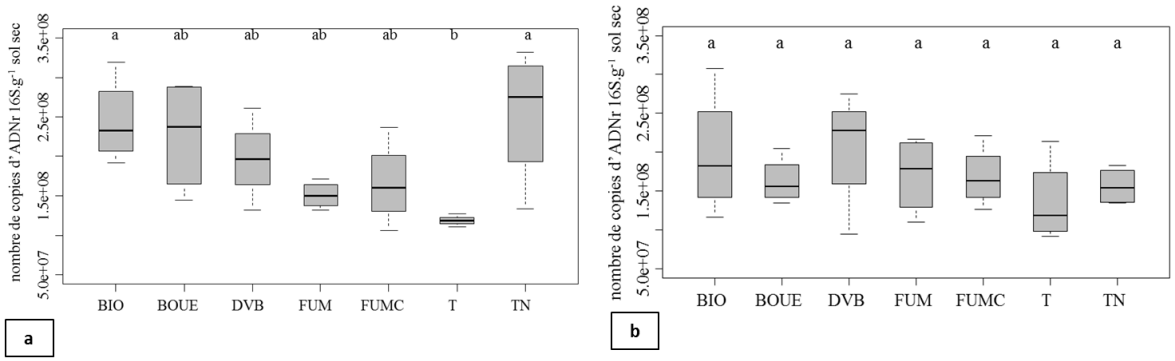


Figure 4.21.Site de Colmar : abondances des populations bactériennes estimées par le nombre de copies de gènes d'ADNr 16S pour les 2 dates de prélèvements: (a) 13/11/2012 (effets cumulatifs résiduels à long terme) et (b) 02/04/2013 (effets d'un nouvel apport). Test ANOVA, post hoc Newman-Keuls (p<0.001). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

4.1.3.3. Abondances fongiques

Les abondances de champignons sur le site de Colmar estimées à partir du dosage de l'ergostérol et de la quantification des ADNr18S-régions ITS sont présentées dans les **Figure 4.22 et Figure 4.23** respectivement.

Les apports de PRO n'ont pas d'impact significatif sur la biomasse fongique des sols quelle que soit la méthode utilisée même si on note une légère augmentation de la concentration en ergostérol dans les parcelles ayant reçu de la BOUE un mois et demi après le dernier épandage (**Figure 4.22**) et qui persiste d'après la méthode moléculaire à plus long terme (**Figure 4.23a**). La méthode moléculaire met également en évidence l'augmentation des populations fongiques après apport de compost DVB. En conditions contrôlées de laboratoire, cette augmentation de la microflore fongique était plutôt liée aux apports de compost BIO et de fumiers.

Après ou avant épandage, à Colmar, les ratios F:B sont compris entre 1 et 6% (**Tableau 4.11**), et sont donc bien supérieurs aux ratios observés à QualiAgro.

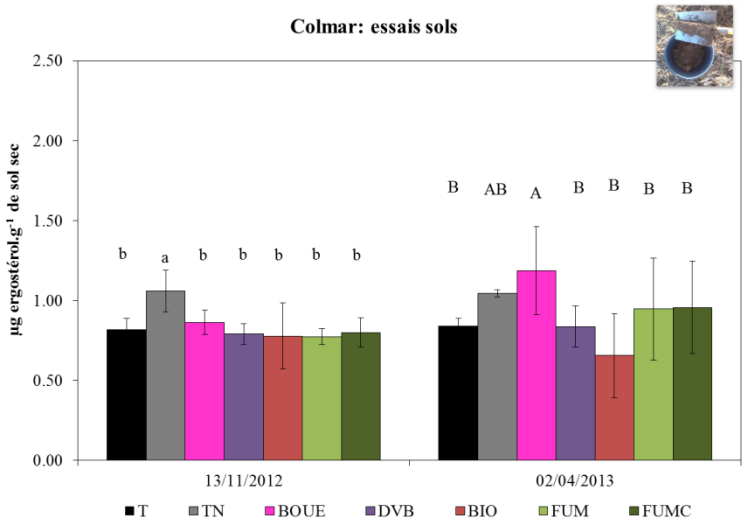


Figure 4.22. Site de Colmar : biomasse fongique estimée par quantification de l'ergostérol pour les prélèvements du 13/11/2012 (quelques mois avant l'épandage) et du 02/04/2013 (un mois et demi après épandage) (ANOVA et test post hoc de Newman-Keuls $p<0.001$, les lettres communes correspondent à des différences non significatives entre traitements pour les deux dates de prélèvement).

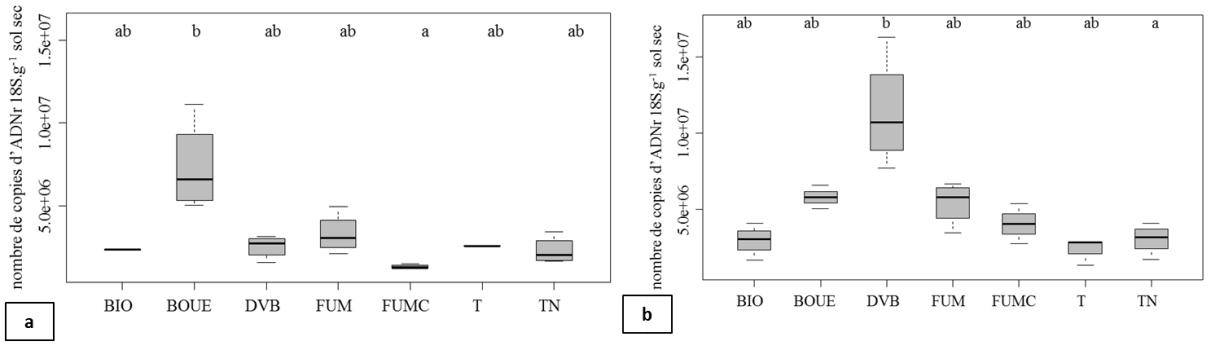


Figure 4.23. Site de Colmar : abondances des populations fongiques estimées par le nombre de copies de gènes d'ADNr 18S pour les dates de prélèvement suivantes: (a) 13/11/2012 (effets cumulatifs résiduels à long terme) et (b) 02/04/2013 (effets d'un nouvel apport). Test de Kruskal-Wallis (p<0.05).Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

Tableau 4.11. Site de Colmar : ratio du nombre de copies de gènes par gramme de sol aux différentes dates de prélèvement (13/11/2012 et 02/04/2013) pour les gènes suivants: ADNr 16S des bactéries (B), sections ITS des ADNr 18S (F).Les ratios F:B sont exprimés en pourcentage. Test de Kruskal-Wallis, p<0.05, des lettres différentes montrent des différences significatives entre traitements par date de prélèvement.

		T	TN	BOUE	DVB	BIO	FUM	FUMC
F:B	13/11/2012	2.21 ± 0.09 b	1.15 ± 0.84 bc	3.27 ± 0.62 a	1.41 ± 0.57 bc	1.01 ± 0.18 bc	2.16 ± 0.50 b	0.90 ± 0.32 c
(%)	02/04/2013	1.95 ± 0.58 a	1.96 ± 0.49 a	3.64 ± 0.42 a	6.62 ± 3.52 b	1.81 ± 1.06 a	3.48 ± 1.24 a	2.40 ± 0.15 a

4.1.3.4. *Creanarcheota* totales

Après 6 apports de PRO, les populations de *Crenarchaeota* sont similaires dans les parcelles amendées et témoins mais semblent plus faibles dans les parcelles témoins fertilisées (TN), (**Figure 4.24a**). Quelques semaines après le 7ème apport sur le site de Colmar (**Figure 4.24b**), la croissance des *Crenarchaeota* est stimulée dans les parcelles amendées avec DVB et dans une moindre mesure avec BOUE et FUM par rapport aux parcelles T et TN et recevant les autres PRO, ce qui n'avait pas été observé en conditions de laboratoire.

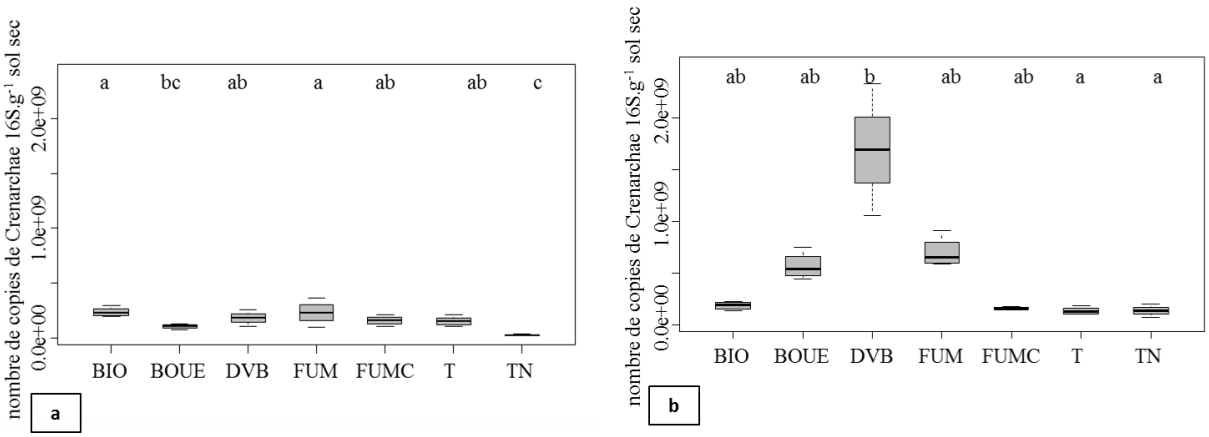


Figure 4.24. Site de Colmar : abondances des populations de *Crenarchaeota* estimées par le nombre de copies de gènes d'ADNr 16S pour les dates de prélèvement suivantes: (a) 13/11/2012 (effets cumulatifs résiduels à long terme) et (b) 02/04/2013 (effets d'un nouvel apport récent). Test ANOVA, post hoc Newman-Keuls ($p<0.001$) pour (a) et test de Kruskal-Wallis ($p<0,05$) pour (b). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

4.1.3.5. Discussion

De manière générale, la fertilisation minérale a très peu d'effet sur les microorganismes totaux du sol. Quant aux effets des PRO sur la biomasse microbienne totale, les bactéries et les champignons, ils dépendent notamment des quantités de PRO apportées (stimulation sur QualiAgro, absence d'effets sur Colmar) et des caractéristiques de la MO des PRO (Perez-Piqueres et al.; 2006). Les apports de C sur le site de Colmar sont 1.8 à 4.4 fois plus faibles par épandage que sur QualiAgro.Vieublé Gonod et al. (2009) ont observé que la stimulation est plus importante mais plus fugace lorsque les PRO contiennent une MO facilement biodégradable (OMR) et plus durable lorsque la MO est plus stable. Dans notre cas, à QualiAgro, le PRO le plus efficace à court terme après un nouvel apport, correspond au compost d'ordures ménagères résiduelles (OMR), riche en C facilement biodégradable et directement assimilable par les microorganismes (Annabi et al., 2011, 2007; Francou et al., 2005) avec un effet significativement très marqué en particulier sur la microflore fongique. La fraction labile du C du compost OMR est particulièrement riche en cellulose, substrat principalement dégradé par les champignons (Annabi et al., 2007; Lucas et al., 2014; Virzo De Santo et al., 2002). Bien que les champignons jouent un rôle important dans la décomposition de la lignine, nous n'avons pas quantifié plus de champignons dans BIO et DVB, PRO les plus riches en lignine, comme on aurait pu s'y attendre. Les apports répétés de PRO permettent d'apporter des substrats carbonés facilement utilisables par les

microorganismes et d'autres moins faciles comme la lignine (connue pour être pauvre en énergie pour la croissance microbienne (Kirk et al., 1976)) mais les champignons capables de dégrader cette fraction lignine vont aussi utiliser préférentiellement les composés accessibles et prendront cette dernière ressource qu'en cas de nécessité (Liu et al., 2010). Liu et al. 2010, n'ont pas mis en évidence de stimulation significative entre biomasse microbienne du sol et les sols ayant reçu depuis longtemps des apports réguliers de fumiers même si il a montré que les niveaux de lignine dans le sol étaient considérablement augmentés.

La stimulation de la biomasse est principalement due à la stimulation des microorganismes hétérotrophes indigènes du sol du fait de l'apport de C (García-Gil et al., 2000; Saison et al. 2006; Vieublé-Gonod et al., 2009) même si des apports de microorganismes via les PRO peuvent également exister.

D'autres propriétés des PRO comme les fortes quantités d'azote disponible (Rousk and Bååth, 2007) ou de plus faibles pH (Rousk et al., 2009) peuvent également favoriser la croissance fongique.Saison et al. (2006); Kätterer et al. (2014); Larkin et al. (2011) ont également mis en évidence une augmentation de l'abondance des champignons après apport de compost.

De plus, les effets peuvent persister à long terme (dans les sols de QualiAgro) après des applications répétées de PRO du fait d'une augmentation des teneurs en C (et des stocks). De nombreux travaux ont déjà mis en évidence une augmentation de la microflore du sol après apports répétés de PRO (Fließbach et al., 2007; Jaervan and Edesi, 2015; Scherer et al., 2011). A cette augmentation du niveau de base de la biomasse microbienne, peut s'ajouter un effet supplémentaire d'un apport de PRO supplémentaire. Cet effet supplémentaire persistera plus ou moins longtemps en fonction des caractéristiques de la MO du PRO apporté. Saison et al. (2006) ont montré qu'un apport de compost stimulait la biomasse microbienne du sol mais que l'effet disparaissait 6 à 12 mois après l'apport.

4.2. Impact des apports répétés de PRO sur les microorganismes du cycle de l'azote

4.2.1. Microorganismes nitrifiants

Les microorganismes nitrifiants et réalisant la première étape d'oxydation de l'ammonium ont été suivis en différenciant les bactéries nitrifiantes (AOB) et les archées nitrifiantes (AOA).

4.2.1.1. Site QualiAgro

Après 7 apports, les bactéries et archées nitrifiantes (AOB et AOA) sont plus abondantes dans les parcelles amendées que dans les témoins non fertilisés même si les différences ne sont pas significatives pour les archées (AOA). Les bactéries nitrifiantes sont maximales dans le traitement témoin fertilisé (**Figure 4.25a**). Ces différenciations résiduelles à long terme sont cohérentes avec l'augmentation des stocks d'azote dans les sols recevant des PRO. A plus court terme et après un apport de PRO supplémentaire, le compost DVB (ce qu'on avait vu en conditions de laboratoire) et dans une moindre mesure le compost BIO stimulent la croissance des archées et des bactéries nitrifiantes (**Figure 4.25b** et **Figure 4.26b**), ces 2 PRO étant les plus riches en ammonium par rapport aux autres PRO de 2011. On retrouve une augmentation des archées nitrifiantes aussi dans le traitement témoin fertilisé lors du second prélèvement (**Figure 4.26b)**.

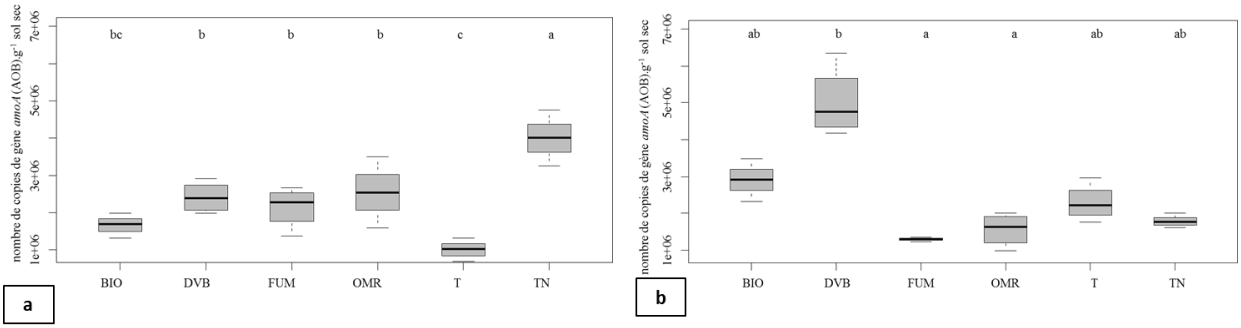


Figure 4.25. Site QualiAgro : abondances des populations des bactéries nitrifiantes (AOB) estimées par le nombre de copies de gènes d'*amoA* pour les dates de prélèvement suivantes: (a) 01/09/2011 : effets cumulatifs résiduels à long terme et (b) 14/10/2011 : effets à court terme d'un nouvel apport. Test ANOVA, post hoc Newman-Keuls ($p<0.001$) pour (a) et test de Kruskal-Wallis ($p<0.05$) pour (b). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

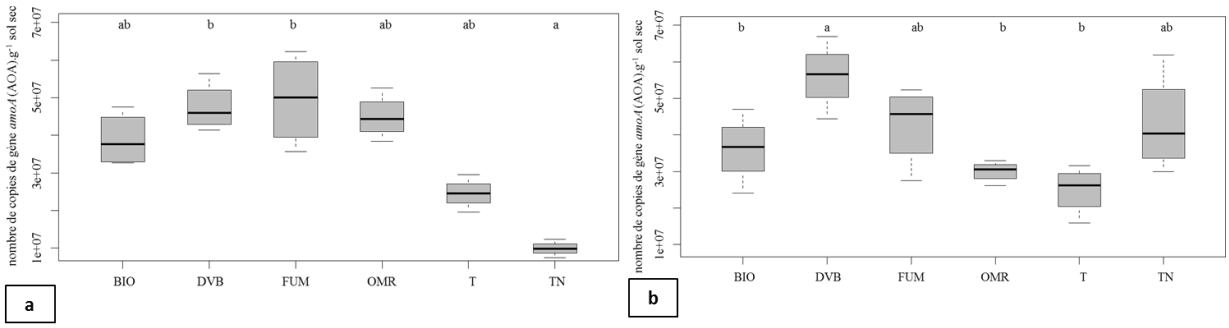


Figure 4.26. Site QualiAgro : abondances des populations d'archae nitrifiantes (AOA) estimées par le nombre de copies de gènes d'amoA pour les dates de prélèvement suivantes : (a) 01/09/2011 : effets cumulatifs résiduels à long terme et (b) 14/10/2011 : effets à court terme d'un nouvel apport. Test de Kruskal-Wallis ($p<0.05$) pour (a) et test ANOVA, post hoc Newman-Keuls ($p<0.001$) pour (b). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

A QualiAgro, les ratios AOA:AOB sont compris entre 3 et 25 pour le prélèvement avant épandage et comprise entre 11 et 33 pour le prélèvement après épandage (**Tableau 4.12)**.

Tableau 4.12. Site QualiAgro : ratio du nombre de copies de gènes par gramme de sol pour les différentes dates de prélèvement (01/09/2011 et 14/10/2011) pour les gènes suivants: *amoA* des archées nitrifiantes (AOA), *amoA* des bactéries nitrifiantes (AOB), ADNr 16S des *Crenarchaeota* (Cren 16S), ADNr 16S des bactéries (B). Les ratios, AOA:AOB (archées nitrifiantes sur bactéries nitrifiantes) et AOA:Cren 16S (archées nitrifiantes sur *Creanarchaeota* totale) n'ont pas d'unité et les AOB:B sont exprimés en pour mille. Test de Kruskal-Wallis, $p<0.05$, des lettres différentes montrent des différences significatives entre traitements par date de prélèvement.

		T	TN	OMR	DVB	BIO	FUM
AOA:AOB	01/09/2011	25 ± 2 b	3 ± 1 a	19 ± 3 ab	20 ± 3 ab	23 ± 3 ab	24 ± 4 ab
-	14/10/2011	11 ± 4 a	24 ± 6 ab	21 ± 6 ab	12 ± 3 a	13 ± 3 ab	33 ± 7 b
AOA:Cren 16S	01/09/2011	1.12 ± 0.02 ab	0.24 ± 0.04 a	1.48 ± 0.29 ab	1.34 ± 0.19 ab	1.52 ± 0.41 ab	1.48 ± 0.07 b
-	14/10/2011	0.82 ± 0.20 b	2.42 ± 0.64 a	2.06 ± 0.56 a	0.71 ± 0.10 b	1.64 ± 0.23 ab	1.54 ± 0.50 ab
AOB:B	01/09/2011	1.56 ± 0.41 ab	2.25 ± 0.47 b	1.04 ± 0.35 ab	1.32 ± 0.24 ab	1.06 ± 0.16 ab	0.94 ± 0.18 a
(‰)	14/10/2011	1.39 ± 0.42 bc	1.27 ± 0.16 bc	0.84 ± 0.18 c	2.44 ± 0.44 a	1.83 ± 0.47 b	0.63 ± 0.13 c

4.2.1.2. Site de Colmar

A Colmar, après 6 épandages, les bactéries nitrifiantes sont plus abondantes dans les parcelles ayant reçu une fertilisation minérale (TN) que dans les parcelles non amendées ou amendées avec des PRO comme à QualiAgro. Certains PRO tels que le compost de biodéchets (BIO) et le fumier composté (FUMC) semblent même limiter le développement de ces populations bactériennes (**Figure 4.27a**). Après un nouvel apport de PRO, les populations bactériennes nitrifiantes sont maximales dans la parcelle DVB mais cet effet ne persiste pas avec le temps puisqu'on ne retrouve pas cette différenciation 23 mois après le 6èmeapport (**Figure 4.27b**).

Les résultats diffèrent de ce qu'on avait observé au laboratoire avec une stimulation supérieure pour la BOUE.

Concernant les archées nitrifiantes, après 6 apports de PRO, aucune différence significative entre traitement témoin, témoin fertilisé et traitements organiques n'est observée même si comme précédemment, les valeurs les plus basses sont observées dans des traitements organiques (FUMC et DVB). Après un nouvel apport, le fumier est le PRO le plus efficace pour stimuler les archées nitrifiantes (**Figure 4.28b**) confirmant les observations de laboratoire.

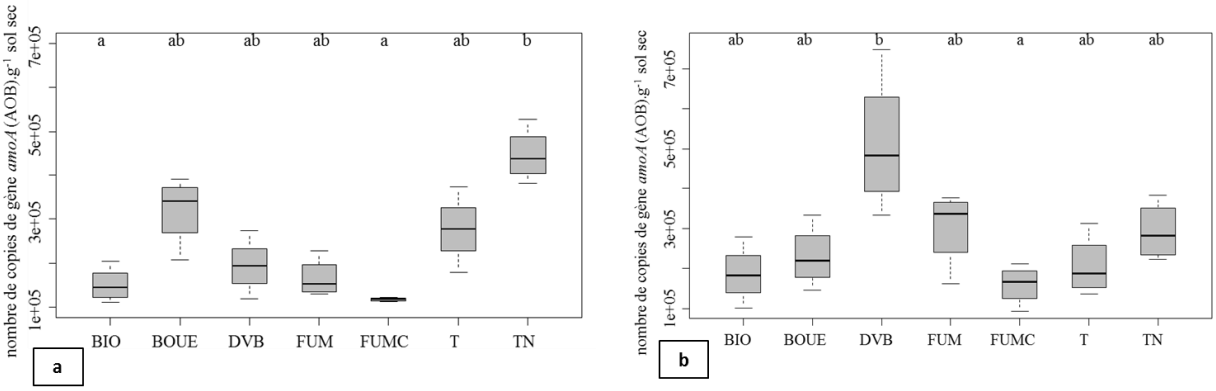


Figure 4.27. Site de Colmar : abondances des populations de bactéries nitrifiantes (AOB) estimées par le nombre de copies de gènes d'*amoA* pour les dates de prélèvement suivantes: (a) 13/11/2012 : effets cumulatifs résiduels à long terme et (b) 02/04/2013 : effets à court terme d'un nouvel apport. Test de Kruskal-Wallis (p<0.05) pour (a) et (b). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

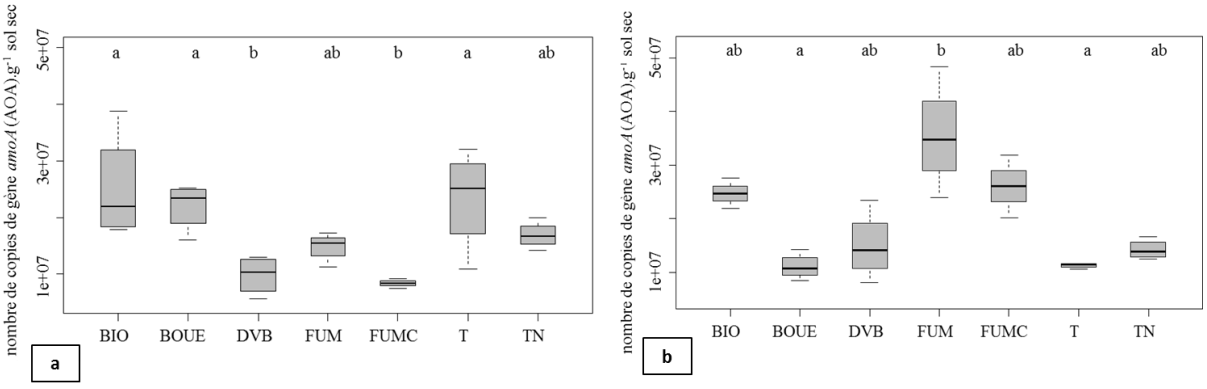


Figure 4.28. Site de Colmar : abondances des populations d'archae nitrifiantes (AOA) estimées par le nombre de copies de gènes d'*amoA* pour les dates de prélèvement suivantes: (a) 13/11/2012 : effets cumulatifs résiduels à long terme et (b) 02/04/2013 : effets à court terme d'un nouvel apport. Test ANOVA, post-hoc Newman-Keuls (p<0,001) pour (a) et test de Kruskal-Wallis (p<0.05) pour (b). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

Les archées nitrifiantes sont toujours plus abondantes que les bactéries nitrifiantes avec des ratios AOA:AOB qui sont toujours supérieurs à 30 quelle que soit la date de prélèvement (**Tableau 4.13).** Le ratio AOA:AOB le plus élevé est observé dans la parcelle BIO. Ces ratios sont du même ordre de grandeur aux 2 dates de mesure pour la majorité des PRO sauf avec le fumier (FUM) et le fumier composté (FUMC). En effet, il semblerait qu'un nouvel apport de FUM et FUMC stimule davantage les archées que les bactéries (facteur 2 environ).

Les ratios AOA:*Creanarchaeaota* 16S, quant à eux, sont très faibles, compris entre 0.01 et 0.71 (**Tableau 4.13)**.

Tableau 4.13.Site Colmar : ratios de populations microbiennes par gramme de sol aux différentes dates de prélèvement (13/11/2012 et 02/04/2013) calculés à partir du nombre de copies de gènes *amoA* (AOA)/ *amoA* (AOB) pour archae nitrifinates/bactéries nitrifiantes. Les ratios AOA:AOB et AOA:Cren 16S n'ont pas d'unité et les AOB:B sont exprimés en pour mille.

		T	TN	BOUE	DVB	BIO	FUM	FUMC
AOA:AOB	13/11/2012	93 ± 52 ab	38 ± 00 a	75 ± 29 ab	53 ± 16 ab	183 ± 97 b	94 ± 24 ab	72 ± 6 ab
-	02/04/2013	61 ± 18 ab	51 ± 11 ab	54 ± 26 ab	34 ± 16 a	150 ± 57 ab	131 ± 56 ab	181 ± 67 b
AOA:Cren 16S	13/11/2012	0.15 ± 0.04 ab	0.71 ± 0.29 b	0.23 ± 0.07 ab	0.06 ± 0.02 a	0.11 ± 0.04 ab	0.08 ± 0.05 ab	0.06 ± 0.02 a
-	02/04/2013	0.09 ± 0.02 b	0.12 ± 0.05 ab	0.02 ± 0.01 d	0.01 ± 0.01 d	0.14 ± 0.04 ab	0.05 ± 0.02 cd	0.17 ± 0.03 a
AOB:B	13/11/2012	2.34 ± 0.59 b	1.95 ± 0.72 ab	1.55 ± 0.68 ab	1.02 ± 0.30 ab	0.65 ± 0.24 a	1.12 ± 0.33 ab	0.77 ± 0.24 ab
(‰)	02/04/2013	1.57 ± 0.39 a	1.96 ± 0.66 a	1.39 ± 0.21 a	2.99 ± 1.60 a	1.09 ± 0.53 a	1.80 ± 0.43 a	0.94 ± 0.14 a

4.2.1.3. Discussion

La comparaison des témoins avec ou sans fertilisation minérale montre de manière générale une absence d'effet significatif de la fertilisation minérale sur les microorganismes nitrifiants (sauf QualiAgro, effets long terme). Des résultats similaires ont été préalablement observés par Kelly et al., 2011).

Des apports de PRO peuvent en revanche stimuler les populations nitrifiantes. La stimulation des populations nitrifiantes dans les parcelles amendées est principalement due à l'apport d'azote par les PRO comme cela a déjà été montré par Innerebner et al. (2006) mais peut également être due à un apport direct de microorganismes nitrifiants par les PRO (Kowalchuk et al., 1999). Si des apports de PRO conduisent très souvent à la stimulation des microorganismes nitrifiants à court et long terme (e.g. Okano et al., 2004), le rôle des populations nitrifiantes est souvent contradictoire. Dans notre cas, les archées nitrifiantes (AOA) sont plus abondantes que les bactéries nitrifiantes (AOB) dans toutes les parcelles. Et bien que les bactéries nitrifiantes jouent un rôle crucial dans les écosystèmes, elles ne

représentent qu'une faible proportion des communautés bactériennes totales du sol (moins de 3‰ pour les deux sites d'études confondus) (AOB/ADNr 16S, **Tableau 4.12 et Tableau 4.13)**. De plus, la proportion des AOA par rapport aux *Crenarchaeota* varie en fonction du site avec des valeurs supérieures à 1 sur le site de QualiAgro (1.12 à 2.42) et inférieures à 1 (0.01 à 0.71) sur le site de Colmar. Ces résultats sont comparables à ceux obtenus par Bru et al. (2011) qui ont trouvé des ratios compris entre 0.08 à 2.7. Les résultats inférieurs à 1 suggèrent que tous les *Crenarchaeota* ne possèdent pas le gène *amoA* et ne sont donc pas tous capables de réaliser la première étape de nitrification de l'ammonium. Les ratios supérieurs à 1 s'expliquent par le fait que les archées nitrifiantes peuvent appartenir à d'autres phyla que les *Crenarchaeota.*

Dans les sols agricoles, les AOA sont souvent plus abondantes que les AOB (Leininger et al. 2006; Stahl and de la Torre, 2012), surtout dans les sols avec un pH proche de 7 (Nicol et al., 2008). Schauss et al. (2009) ont montré que dans des sols amendés avec du fumier de porc, les AOA étaient 73 fois plus nombreux que les AOB et étaient responsable de la nitrification. Adair and Schwartz (2008) ont trouvé des ratios AOA:AOB compris entre 17 et 1600 dans des sols semi-arides. Pour Bru et al. (2011), les ratios AOA:AOB varient entre 10 et 400 dans 77 sites d'étude localisés en Bourgogne. Dans notre étude, la proportion des AOA est plus forte que les AOB avec des ratios AOA:AOB compris entre 11 et 24 sur le site de QualiAgro et entre 34 et 183 sur le site de Colmar. Chu et al. (2007) ont mis en évidence la stimulation des AOB après apport de fumier mais n'ont détecté que l'espèce *Nitrospira* (et pas *Nitrosomonas*) et ont montré que les espèces nitrifiantes étaient influencées par les formes azotées. Hastings et al. (1997) et Kowalchuk et al. (1999) ont, quant à eux, observé une augmentation significative de *Nitrosomonas* dans des parcelles amendées avec du fumier ou des composts.

A QualiAgro, l'abondance des populations microbiennes nitrifiantes a été mise en relation avec des activités de nitrification potentielle mesurées en conditions de laboratoire (résultats Olivier Crouzet, UMR Ecosys Versailles-Grignon). La production potentielle de nitrates, à court terme et après un nouvel apport, est essentiellement due aux archées nitrifiantes et très peu aux bactéries nitrifiantes (**Figure 4.29, Figure 4.30 et Figure 4.31**), comme précédemment observé par Bastida et al. (2009).

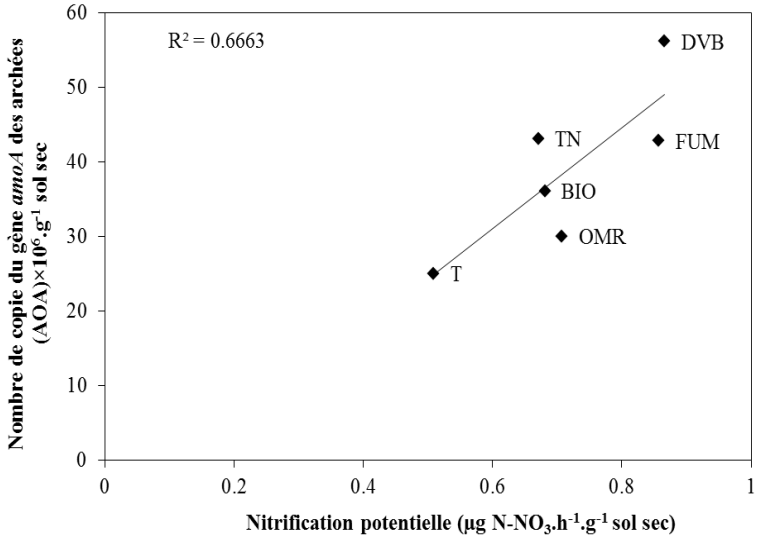


Figure 4.29. Corrélation entre les populations d'archées nitrifiantes (AOA) et la nitrification potentielle à QualiAgro.

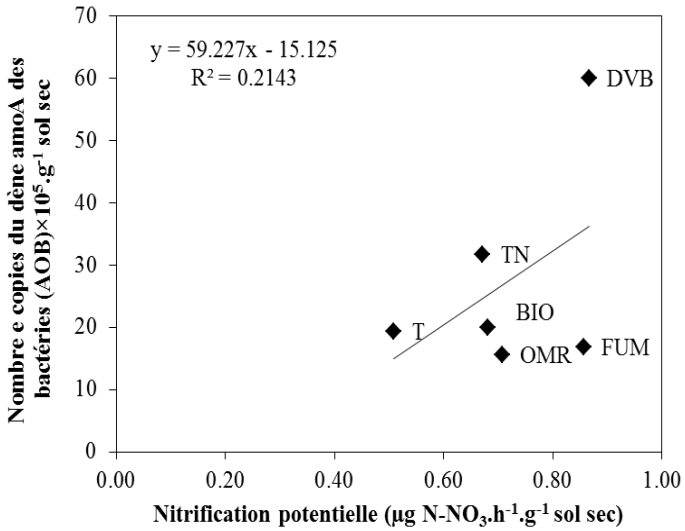


Figure 4.30. Corrélation entre les populations de bactéries nitrifiantes (AOB) et la nitrification potentielle à QualiAgro.

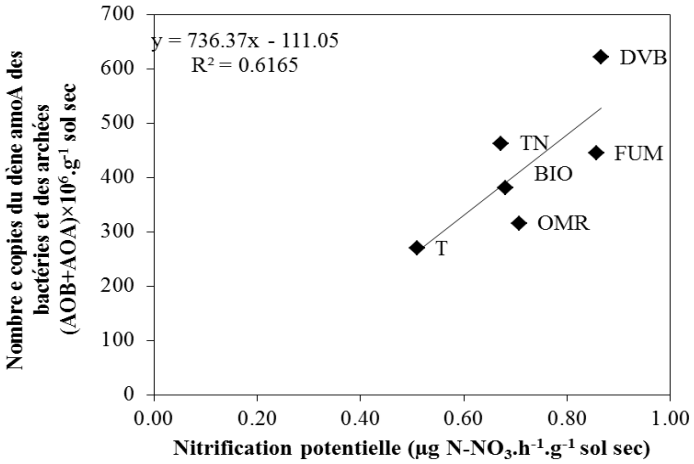


Figure 4.31. Corrélation entre les populations de bactéries nitrifiantes et d'archées (AOB+AOA) et la nitrification potentielle à QualiAgro.

Kelly et al. (2011) ont montré une augmentation concomitante des populations AOA et des AOB après apport de boue de station d'épuration mais les AOA étaient les principaux responsables de la nitrification potentielle. Ces résultats sont cependant contradictoires avec ceux obtenus par Di et al. (2009) qui ont mis en évidence une corrélation entre AOB et nitrification dans des sols de prairie. He et al. (2007) ont trouvé une corrélation positive entre nitrification et la taille des populations AOA et AOB dans des sols agricoles amendés avec du fumier et du NPK. Enfin, Jia and Conrad, (2009) ont conclu que les AOB, bien que moins nombreux que les AOA, étaient plus actifs pour l'étape d'oxydation de l'ammonium. Ces résultats contradictoires pourraient s'expliquer par des conditions environnementales différentes comme le pH (Prosser and Nicol, 2008) ou la température (Bates et al., 2011; Stres et al., 2008; Tourna et al., 2008). De manière générale, il semble que les AOA aient une croissance plus rapide, soient mieux adaptées aux faibles concentrations en ammonium (Hatzenpichler et al., 2008; Martens-Habbena et al., 2009) et soient capables de s'adapter à des environnements plus diversifiés que les AOB qui sont litho-autotrophes (Kelly et al., 2011). Kelly et al. (2011) ont également montré que les AOA étaient davantage impliqués dans la nitrification dans les sols qui recevaient de l'azote sous forme organique car le N organique est minéralisé plus lentement, fournissant continuellement une plus petite quantité d'azote disponible sur une période plus longue. Dans notre étude, nous avons également observé que l'abondance des AOA sur le site de QualiAgro était positivement corrélée aux teneurs en Corg (R^2=0,6) et en N total (R^2=0,6), ce qui n'est pas le cas pour les AOB (R^2<0,3), toutes dates confondues. A l'inverse, les AOB ont tendance à être plus actives dans les sols où les concentrations en azote inorganique sont élevées, forme azotée qui est principalement apportée par des engrais minéraux (Di et al., 2009; Jia and Conrad, 2009). De même, Bates et al. (2011) et Gubry-Rangin et al. (2010) ont montré qu'une augmentation de la concentration en N inorganique dans le sol s'accompagnait d'une diminution de l'abondance des AOA et une augmentation de l'abondance des AOB.

4.2.2. Microorganismes dénitrifiants

Deux populations de dénitrifiants ont été distinguées, à savoir les populations *nirK* (réduction du NO_2^- en NO par la nitrite réductase NIR qui porte un cuivre encodé par *nirK*, Glockner et

al., 1993) et *nirS* (réduction du NO_2^- en NO par la nitrite réductase NIR qui porte le cytochrome cd1 encodé par *nirS*).

4.2.2.1. Site QualiAgro

A QualiAgro, les effets à long terme après des apports répétés de PRO tout comme les effets à court terme après un nouvel apport sur les populations dénitrifiantes porteuses du gène *nirK* ne sont pas significatifs par rapport aux parcelles témoins T (**Figure 4.32**), même si on observe une augmentation des gènes dans le traitement DVB mais pas dans le traitement fumier comme en conditions de laboratoire.

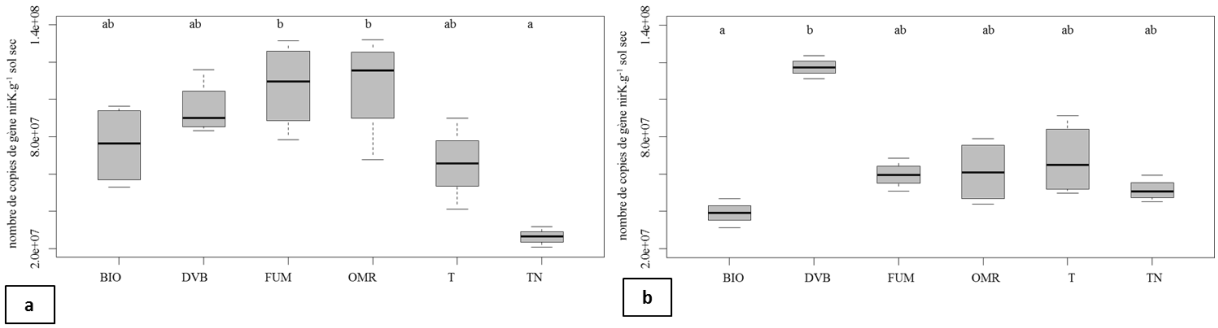


Figure 4.32.Site QualiAgro : abondances des populations dénitrifiantes estimées par le nombre de copies de gènes *nirK* pour les dates de prélèvement suivantes: (a) 01/09/2011 : effets cumulatifs résiduels à long terme et (b) 14/10/2011 : effets à court terme d'un nouvel apport. Test de Kruskal-Wallis ($p<0.05$) pour (a) et (b). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

De la même manière que pour les populations porteuses des gènes *nirK*, les populations dénitrifiantes *nirS* ne sont pas stimulées juste après un apport de PRO (**Figure 4.33b**). En revanche, à la différence des gènes *nirK*, on observe une différenciation des populations *nirS* après des apports répétés de PRO par rapport aux parcelles témoins (**Figure 4.33a**), les populations les plus nombreuses étant observées avec le compost OMR, le fumier et le compost DVB.

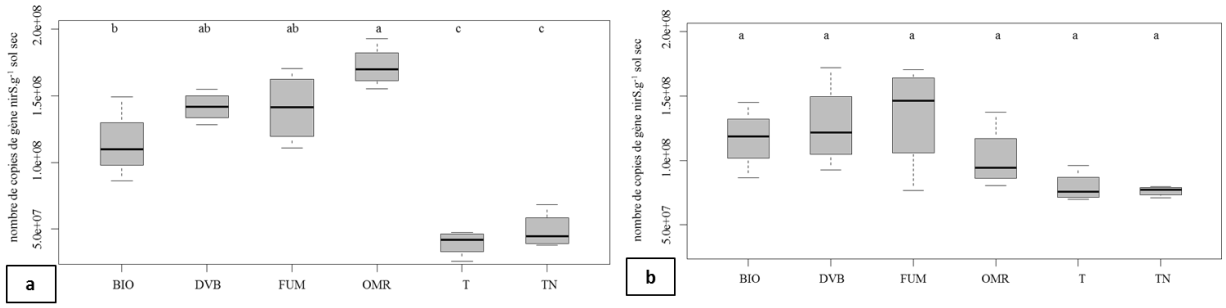


Figure 4.33. SiteQualiAgro : abondances des populations dénitrifiantes estimées par le nombre de copies de gènes *nirS* pour les dates de prélèvement suivantes : (a) 01/09/2011 : effet scumulatifs résiduels à long terme et (b) 14/10/2011 : effets à court terme d'un nouvel apport. Test ANOVA, post hoc Newman-Keuls (p<0.001) pour (a) et test de Kruskal-Wallis (p<0.05) pour (b). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

4.2.2.2. Site de Colmar

A Colmar, les effets à long terme d'apports répétés de PRO ou de fertilisants n'ont pas d'effet significatif sur les populations dénitrifiantes porteuses du gène *nirK* (**Figure 4.34a**). A court terme après un nouvel apport, le compost DVB est le traitement le plus efficace pour stimuler la croissance des dénitrifiants porteurs du gène *nirK* (**Figure 4.34b**) alors qu'aucun traitement ne s'était distingué dans les mélanges sol témoin + PRO.

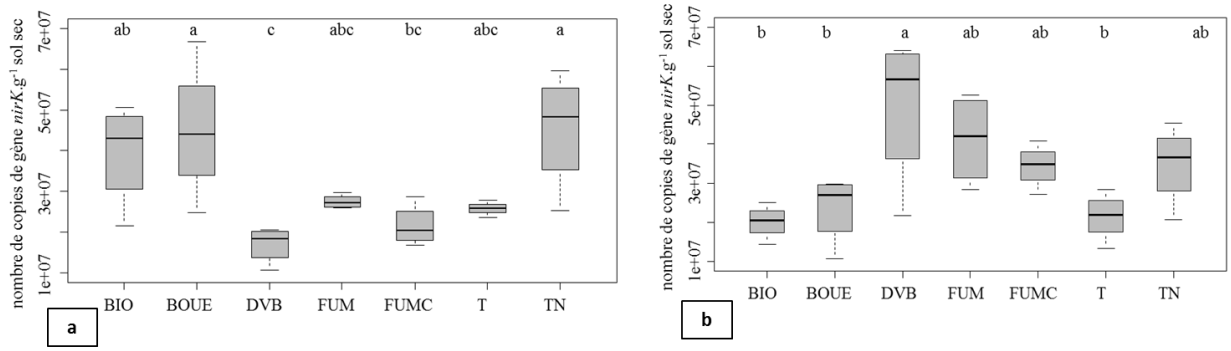


Figure 4.34. Site de Colmar : abondances des populations dénitrifiantes estimées par le nombre de copies de gènes *nirK* pour les dates de prélèvement suivantes : (a) 13/11/2012 : effets cumulatifs résiduels à long terme et (b) 02/04/2013 : effets court terme d'un nouvel apport. Test ANOVA, post hoc Newman-Keuls (p<0.001). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

Des résultats différents ont été observés lorsque le gène *nirS* a été ciblé avec une stimulation à long terme dans les parcelles amendées avec des composts de biodéchets (BIO), de compost

de boues (DVB), du fumier (FUM) et du fumier composté (FUMC) par rapport aux traitements témoins et témoins fertilisés (**Figure 4.35a**). Seul le traitement BOUE ne se différencie pas des traitements témoins (T) et témoins fertilisés (TN). Après un apport récent, les populations *nirS* semblent être inhibées en présence de compost de boue (DVB) et de fumier composté (FUMC) **(Figure 4.35b)**.

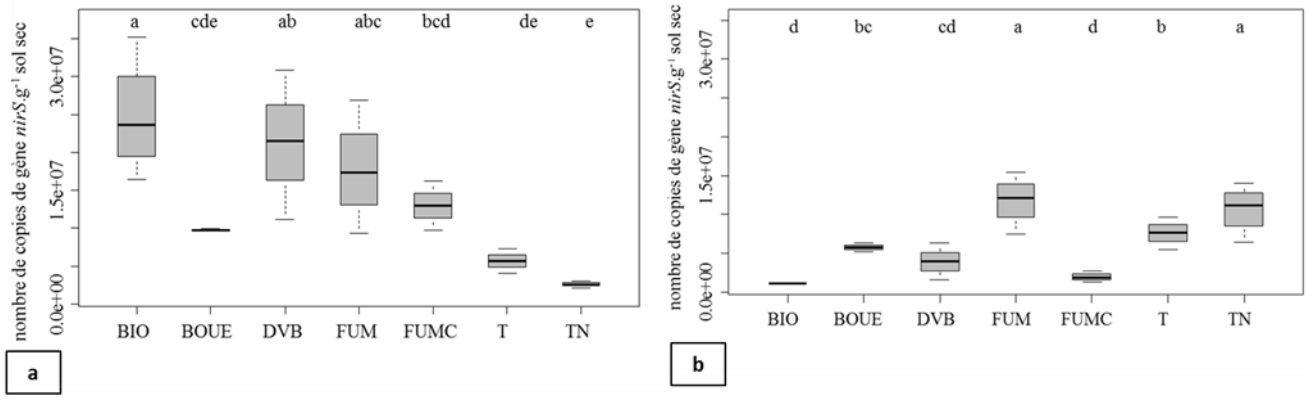


Figure 4.35. Site de Colmar : abondances des populations dénitrifiantes estimées par le nombre de copies de gènes *nirS* pour les dates de prélèvement suivantes: (a) 13/11/2012 : effets cumulatifs résiduels à long terme et (b) 02/04/2013 : effetscourt terme d'un nouvel apport. Test ANOVA, post hoc Newman-Keuls (p<0.001). Des lettres différentes indiquent des différences significatives.

4.2.2.3. Discussion

A Colmar, les microorganismes dénitrifiants *nirK* sont plus abondants que les *nirS* (ratio *nirK/nirS*=2.0 et 17.7) quels que soient les traitements et dates de prélèvements. A l'inverse à QualiAgro, les gènes *nirS* sont plus abondants que les gènes *nirK* quelle que soit la date d'échantillonnage (avec un facteur allant jusqu'à 3). D'autres études montrent la dominance d'une population ou de l'autre (Kandeler et al., 2006; Tatti et al., 2013). Ces deux gènes sont fonctionnellement équivalents (Glockner et al., 1993) et les microorganismes *nirK* et *nirS* interviennent dans la même étape de la dénitrification mais occuperaient des niches écologiques différentes (Hallin et al, 2006).

Les apports répétés de PRO tendent à augmenter les populations dénitrifiantes porteuses des gènes *nirS* (et *nirK* à QualiAgro) mais la stimulation reste faible. Ces résultats sont cohérents avec les résultats des émissions de N_2O en conditions contrôlées de laboratoire (cf **Chapitre 3**). Un nouvel apport du compost DVB tend à stimuler les populations *nirK* sur les 2 sites.

D'autres travaux ont précédemment montré que la stimulation des dénitrifiants était liée à la qualité du C apporté (Henry et al., 2004; Kandeler et al., 2006; Tatti et al., 2013). Cependant, nous n'avons pas mis en évidence de corrélation significative dans notre cas d'étude pour l'une ou l'autre des populations avec les teneurs en Corg ou les fractions biochimiques des PRO.

Bien que les PRO permettent d'apporter dans les sols du C plus ou moins disponible (en fonction de la nature de la MO) et de l'azote sous forme organique et/ou ammoniacale rapidement transformée en nitrates comme semblent l'indiquer les résultats sur les nitrifiants et la nitrification potentielle et les observations lors d'incubation de mélanges sol + PRO, la croissance des dénitrifiants reste faible. Ces résultats suggèrent que la croissance des dénitrifiants est limitée par les conditions environnementales non adaptées (conditions d'oxygénation, humidité…).

4.3. Synthèse des effets des apports de PRO sur les paramètres microbiens

Deux ACP ont été réalisées à l'aide du logiciel R avec l'ensemble des paramètres microbiens (mesures moléculaires et chimiques) rassemblées pour les 2 campagnes de mesure et par site. Elles synthétisent les effets des PRO sur les paramètres microbiens et mettent en évidence l'effet « nature des PRO ».

4.3.1. Site QualiAgro

A QualiAgro, l'ACP de la **Figure 4.36** explique 65% de la variabilité totale. L'axe 1 est piloté par les paramètres suivants : ADNr 16S, *nirS* et AOA, alors que l'axe 2 est plutôt piloté par la biomasse microbienne et les champignons dosés par les deux méthodes (ergostérol et ADNr18S).

Les parcelles T et TN se distinguent des parcelles recevant des PRO. Il y a peu d'évolution entre les 2 dates de prélèvement. Les caractéristiques microbiologiques des parcelles recevant des PRO avant épandage (date du 01/09/2011) ne sont pas significativement différentes, les

ellipses étant toutes regroupées et superposées. Il y a donc globalement peu de différenciation microbienne durable après 7 épandages de PRO, malgré une différenciation des paramètres physico-chimiques entre les traitements PRO.

Trois semaines après un nouvel épandage (**Figure 4.36)**, on observe que les parcelles recevant les composts DVB et OMR se différencient des autres traitements avec une augmentation à la fois des nitrifiants (AOA et AOB) et dénitrifiants (gènes*nirK*et *nirS)* dans le cas du compost DVB, PRO le plus riche en N et une augmentation des indicateurs globaux de biomasse microbienne et des champignons (ADNr18S et dosage ergostérol) pour le compost OMR, PRO le plus riche en cellulose. Les autres PRO ont des évolutions intermédiaires correspondant plutôt à une augmentation aussi des indicateurs globaux.

Cette évolution des paramètres entre le prélèvement avant et après épandage sur l'axe 2 est d'autant plus marquée que les PRO sont facilement décomposables (cas du compost OMR sur la **Figure 4.36**).

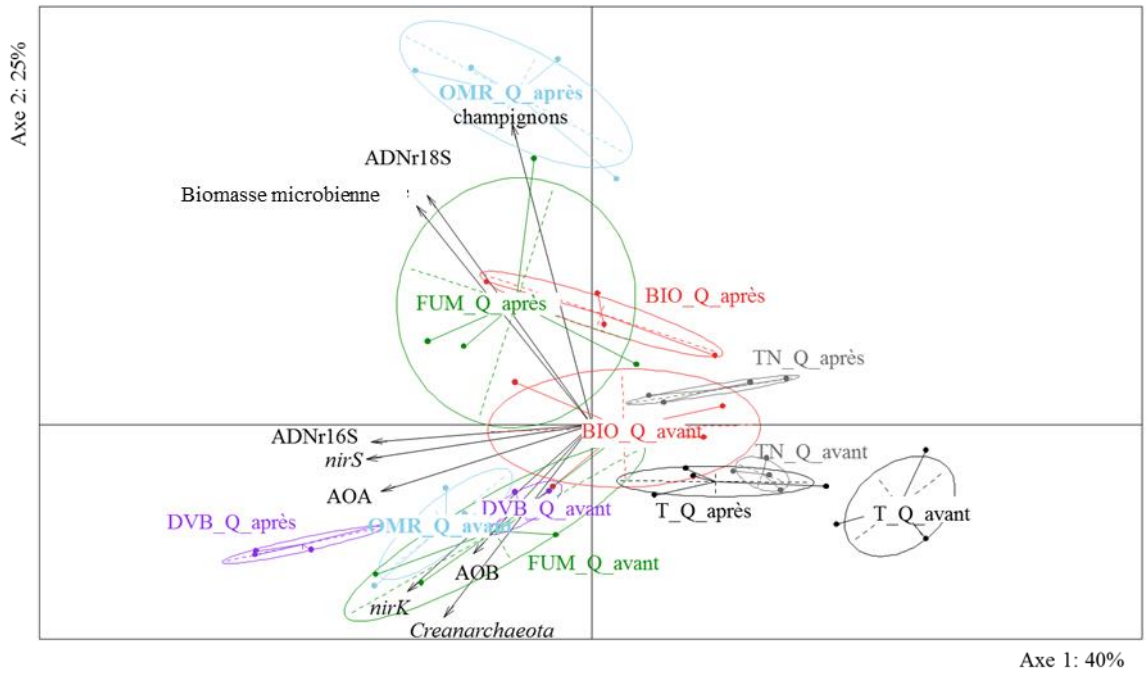


Figure 4.36. Site QualiAgro: comparaison des effets cumulés résiduels (avant épandage: 01/09/2011) et d'un nouvel apport (après épandage: 14/10/2011) sur les paramètres microbiens dans les différents traitements.

4.3.2. Site de Colmar

De la même manière, sur le site de Colmar, une ACP avec les composantes biologiques mesurées sur les parcelles aux deux dates de prélèvements (avant : 13/11/2012 et après épandage: 02/04/2013) a été réalisée (**Figure 4.37**).

L'ACP explique 49 % de la variabilité totale avec 33% de la variabilité totale expliqués par l'axe 1 et 16% par l'axe 2 (**Figure 4.37**). L'axe 1 est piloté par les bactéries nitrifiantes (AOB), ADNr18S, les *Creanarcheota*, alors que l'axe 2 est piloté par les champignons (dosage par l'ergostérol), la biomasse microbienne et à l'opposé par les archées nitrifiantes (AOA).

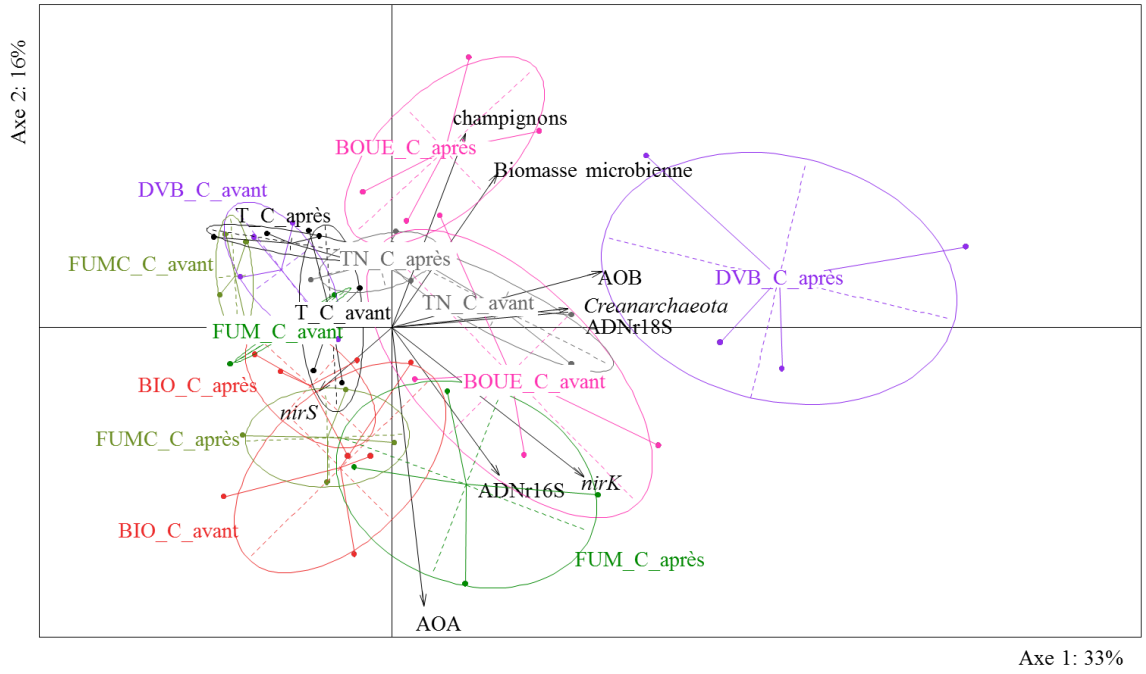


Figure 4.37. Site de Colmar: comparaison des effets cumulés résiduels (avant épandage : 13/11/2012) et d'un nouvel apport (après épandage: 02/04/2013) sur les paramètres microbiens des sols des différents traitements au champ.

L'ensemble des parcelles avant épandage (13/11/2012) y compris les T et TN sont toutes regroupées. Elles ont donc des caractéristiques très proches. Il n'y a pas d'effet durable des apports de PRO sur les caractéristiques microbiennes des sols.

Cependant, des évolutions sont notables pour certaines d'entre-elles après apport de PRO. Les parcelles amendées avec de la BOUE avant épandage sont caractérisées par une plus forte

abondance de populations dénitrifiantes porteuses du gène *nirK*, d'archées nitrifiantes (AOA) et de bactéries (ADNr 16S). Ce traitement se déplace vers le haut de l'axe 2 après un nouvel apport (02/04/2013) avec une augmentation des indicateurs globaux (champignons et biomasse microbienne). Dans le traitement FUM, les populations microbiennes sont les plus pauvres avant épandage. Un apport récent de fumier enrichit le sol en microorganismes dénitrifiants porteurs du gène *nirK*, en archées nitrifiantes (AOA) et stimulent les bactéries totales (ADNr 16S). Comme dans le site QualiAgro, un apport de compost DVB récent provoque une forte augmentation des populations de bactéries nitrifiantes (AOB), les champignons (ADNr 18S) et les populations de *Creanarchaeaota*. A l'inverse des autres traitements qui évoluent plutôt sur l'axe 2, le traitement DVB évolue plutôt sur l'axe 1. Enfin un apport récent des composts BIO et FUMC a peu d'impact sur les populations microbiennes.

Bien que peu d'effets entre les traitements aient été mis en évidence en considérant les populations microbiennes séparément, il semble que certains PRO conduisent à une différenciation des caractéristiques biologiques du sol lorsque les populations microbiennes sont considérées dans leur ensemble.

5. Impact des apports répétés de PRO sur le C minéralisable et le N potentiellement disponible

5.1. Carbone minéralisable des sols

5.1.1. Site QualiAgro

Après 7 épandages de PRO (effets résiduels, prélèvement du 01/09/2011), la minéralisation du C organique varie entre 700 et 1111 mgC-CO_2.kg^{-1} de sol sec (**Figure 4.38a**), mais cela représente des proportions similaires du C organique dans les parcelles amendées en PRO et les parcelles témoins, soit autour de 7% du Corg du sol après 175 jours d'incubation (**Figure 4.39a**).

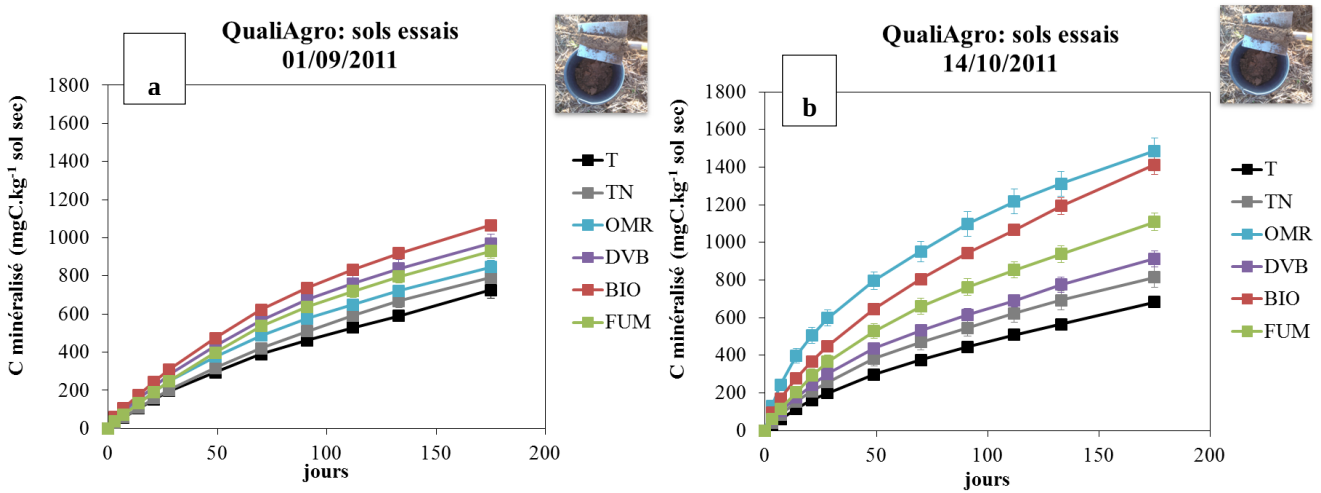


Figure 4.38. (a) Site QualiAgro : minéralisation potentielle du carbone exprimée en mgC.kg^{-1} sol sec (données expérimentales) 23 mois après le 7ème épandage (01/09/2011) et (b) 3 semaines après l'application de PRO (sols prélevés le 14/10/2011).

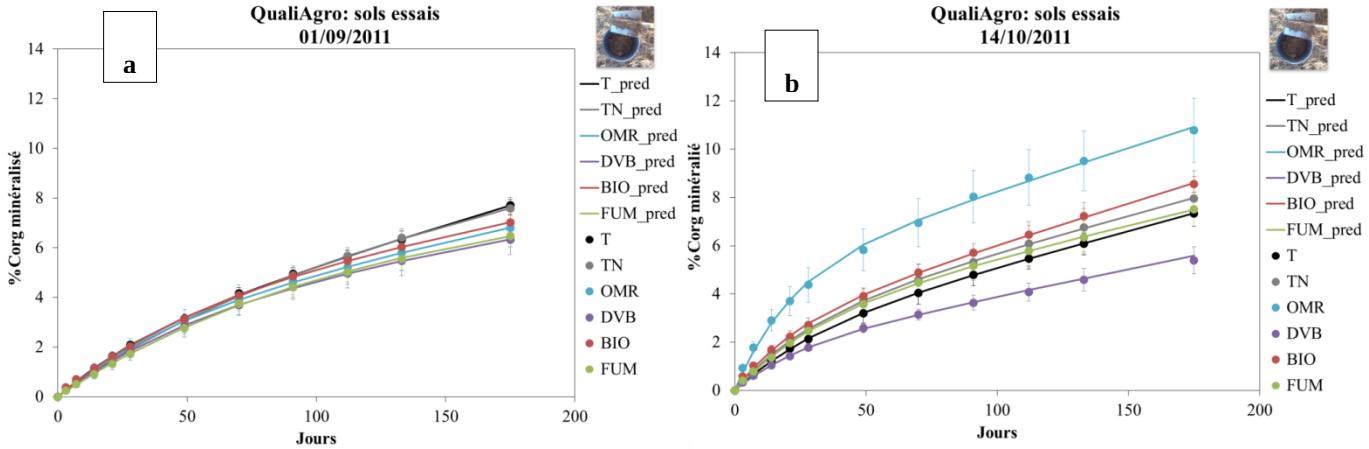


Figure 4.39. (a) Site QualiAgro : minéralisation potentielle du carbone exprimée en pourcentage de carbone organique total 23 mois après le 7ème épandage (01/09/2011) et (b) 3 semaines après l'application de PRO (sols prélevés le 14/10/2011), (courbes = données modélisées, et points =sdonnées expérimentales).

Quand les sols sont prélevés 3 semaines après épandage, la minéralisation du C est significativement plus importante dans les parcelles amendées avec OMR (1486 mgC-CO_2.kg^{-1} de sol sec), BIO (1411 mgC-CO_2.kg^{-1} de sol sec) et FUM (1110 mgC-CO_2.kg^{-1} de sol sec). L'augmentation de la minéralisation est plus faible pour le traitement ayant reçu le compost DVB. Les plus faibles minéralisations sont toujours mesurées dans les 2 traitements témoins. Des quantités similaires de C ont été ajoutées dans les différents traitements organiques *via* les PRO et les chaumes de blé dans les traitements amendés, un peu moins dans les 2 traitements témoins. Quand les résultats sont exprimés en pourcentage du Corg total, la minéralisation est plus forte dans le traitement OMR (10.8% du C total). Les intensités de minéralisation représentent 7.4 à 8.5% du Corg total dans les traitements témoins, BIO et FUM. La proportion la plus faible de minéralisation est observée dans le traitement DVB (soit 5.4% de C minéralisé) en fin d'incubation (**Figure 4.39b**). Ces résultats s'expliquent par les qualités différentes de MO dans les PRO, hypothèse confirmée par l'ordre décroissant d'intensité de minéralisation du C similaire à celui observé au chapitre précédent pour les mélanges sol+PRO, soit OMR>BIO>FUM>DVB. Le compost OMR contient davantage de MO labile facilement assimilable par les microorganismes (Annabi et al., 2007) et principalement par les champignons, ce qui explique la forte augmentation des populations fongiques observée précédemment. La MO des autres PRO est plus stable et moins rapidement minéralisable par les microorganismes du sol, ce qui explique les proportions de C minéralisées similaires à celles des traitements témoins, voir même inférieure dans le cas du traitement DVB.

Pour modéliser la respiration du sol, on a utilisé, comme dans le **Chapitre 3,** l'équation suivante :

$$CO2\ (\%Corg) = y.(1 - e^{-zt}) + w.t$$

où *y* est la fraction rapidement minéralisable du C (% Corg), *z* est la constante de vitesse de la fraction rapidement minéralisable du C ($jour^{-1}$), *w* est la vitesse de minéralisation de la fraction plus lentement minéralisable (% Corg.$jour^{-1}$) et *t* est le temps (jour). Les ajustements des cinétiques modélisées ont été faits avec Xlstat.

Tableau 4.14. Site QualiAgro : paramètres *y, w, z* de la modélisation de la minéralisation du C.

01/09/2011

	Fraction du C labile *(y)* (%Corg)	Constante de vitesse de minéralisation du compartiment labile *(z)* ($jour^{-1}$)	Vitesse de minéralisation dela fraction du compartiment résistant *(w)* (% Corg.$jour^{-1}$)	R^2
T_Q	2.2	0.03	0.03	**1.00**
TN_Q	3.6	0.02	0.02	**1.00**
OMR_Q	3.1	0.02	0.02	**1.00**
DVB_Q	3.7	0.02	0.02	**1.00**
BIO_Q	3.7	0.02	0.02	**1.00**
FUM_Q	6.2	0.01	0.01	**1.00**

14/10/2011

	Fraction du C labile *(y)* (%Corg)	Constante de vitesse de minéralisation du compartiment labile *(z)* ($jour^{-1}$)	Vitesse de minéralisation dela fraction du compartiment résistant *(w)* (% Corg.$jour^{-1}$)	R^2
T_Q	2.2	0.03	0.03	**1.00**
TN_Q	2.8	0.03	0.03	**1.00**
OMR_Q	4.8	0.05	0.04	**1.00**
DVB_Q	1.6	0.04	0.02	**1.00**
BIO_Q	2.6	0.04	0.03	**1.00**
FUM_Q	3.0	0.03	0.03	**1.00**

La taille du compartiment labile (*y*) est faible dans tous les sols des différents traitements. Elle représente au plus 6.2% du C organique dans le traitement FUM_Q avant épandage alors qu'elle est maximale dans le traitement OMR_Q (4.8% Corg) après épandage. La plus faible taille de ce compartiment labile (*y*) est observée pour le PRO le plus stable juste après épandage avec 1.6% Corg pour le DVB_Q. Les teneurs en C tendent à augmenter dans les traitements recevant des PRO après un nouvel épandage (voir **Tableau 4.2**). Ces augmentations ne sont significatives que pour les traitements DVB et BIO. Le C apporté par

les PRO est plutôt lentement minéralisable. C'est pourquoi, la proportion du compartiment labile tend à diminuer dans tous les traitements amendés sauf dans le cas du traitement OMR qui est caractérisé par la MO la plus facilement minéralisable. La constante de la vitesse de minéralisation du compartiment labile (*z*) varie de 0.01 à 0.05 jours^{-1} quel que soit la date de prélèvement.

L'intensité de l'augmentation de la minéralisation du C est directement liée à la biodégradabilité du C des PRO apporté. Cette biodégradabilité plus ou moins importante conditionne et explique ensuite l'augmentation de certaines populations de microorganismes comme par exemple l'augmentation de la biomasse microbienne totale ou plus spécifiquement des champignons dans le cas du traitement OMR.

Ces résultats sont cohérents avec les études issues de la littérature qui se sont intéressées aux effets des PRO sur des échantillons de sols prélevés au champ que ce soit à la suite d'un unique apport au champ (Eo et al., 2012) ou après des apports répétés (Barbarick et al., 2004; Fließbach et al., 2007; Franco-Otero et al., 2012; Nett et al., 2010; Parham et al., 2002; Scherer et al., 2011; Werner et al., 1988). De même, différents auteurs ont montré que la respiration du sol était stimulée à la suite d'apports répétés de compost de boues de STEP pendant 12 ans (Ros et al., 2006), de fumier pendant 37 ans (Chakraborty et al., 2011), de compost d'OMR et fumier pendant 44 ans (Scherer et al., 2011).

5.1.2. Site de Colmar

Dans les sols de Colmar prélevés avant le 7ème amendement (effets cumulés résiduels), la minéralisation du Corg n'est pas significativement différente dans les différents traitements, et représente entre 900 à 1000 mgC-CO_2.g^{-1} sol sec (**Figure 4.40a)** soit entre 6.3% et 7.0% du carbone organique des sols après 175 jours (**Figure 4.41a**). Ce résultat serait lié à l'absence de différences de teneurs en C organique entre traitements.

Quelques semaines après un nouvel apport (02/04/2013), la minéralisation du carbone est similaire avec des valeurs comprises entre 900 et 1000 mgC-CO_2.g^{-1} sol sec, soit entre 6.1% et 8.1% du Corg du sol sans différence significative non plus entre les traitements (**Figure 4.41b**).

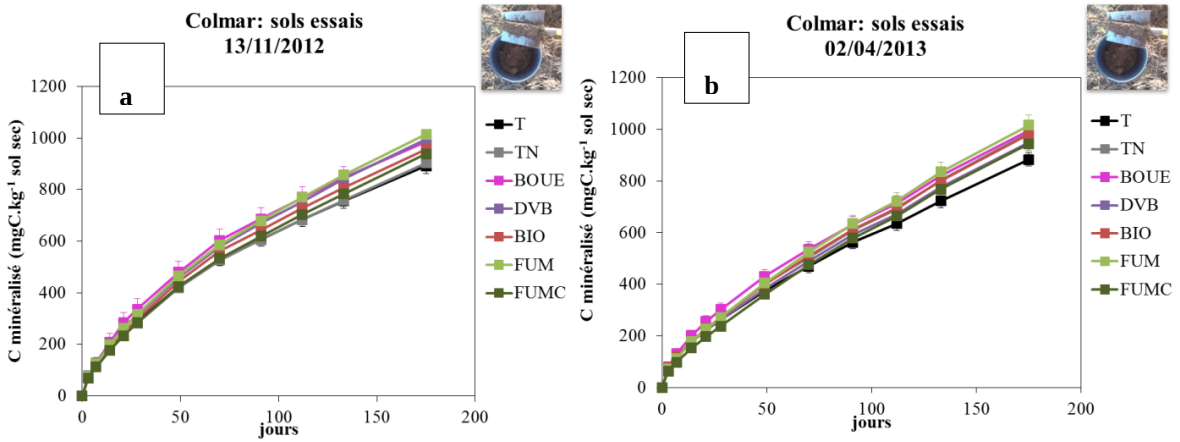


Figure 4.40. Site de Colmar : minéralisation potentielle du carbone organique (données expérimentales, en mg C-CO2.kg^{-1} sol) des sols échantillonnés a) 23 mois après l'application du 6ème amendement organique (prélèvement du 13/11/2012), et b) 1 mois et demi après le 7ème amendement organique (prélèvement du 02/04/2013). Pas de différence significative (test de Kruskal-Wallis).

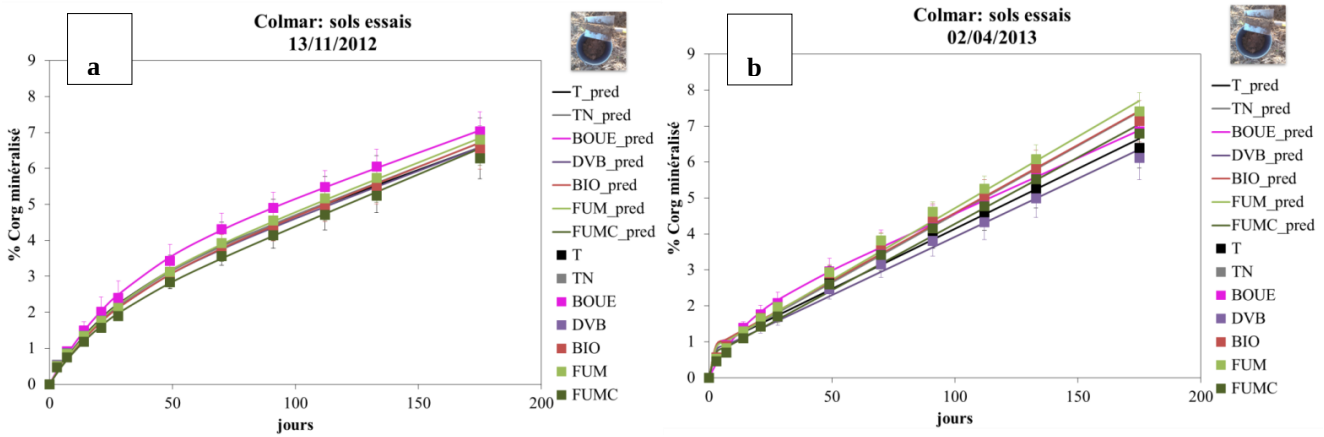


Figure 4.41. Site de Colmar : minéralisation potentielle du carbone organique (% du C total) des sols échantillonnés a) 23 mois après l'application du 6ème amendement organique (prélèvement du 13/11/2012), et b) 1 mois et demi après le 7ème amendement organique (prélèvement du 02/04/2013). Pas de différence significative (test de Kruskal-Wallis).Les points représentent les données expérimentales et les courbes les données modélisées.

La taille du compartiment labile (*y)* est toujours très faible. Elle représente au plus 2.8% pour la BOUE_C ; elle est plus faible pour FUMC_C (1.5%C) avant épandage alors qu'après épandage, elle est toujours faible et maximale toujours pour la BOUE_C (1.5%C) et minimale toujours pour FUMC_C (0.5%C) (**Tableau 4.15**). Il y a très peu de différences entres les paramètres pour l'ensemble des PRO par date de prélèvements. La minéralisation du C est équivalente pour tous les traitements quelle que soit la date de prélèvement à cause du faible flux de C entrant par les PRO.

Tableau 4.15. Site de Colmar : paramètres *w, y, z* de la modélisation de la minéralisation du C.

13/11/2012

	Fraction du C labile *(y)* (%Corg)	Constante de vitesse de minéralisation du compartiment labile *(z)* ($jour^{-1}$)	Vitesse de minéralisation dela fraction du compartiment résistant *(w)* (% $Corg.jour^{-1}$)	R^2
T_C	2.2	0.042	0.025	**0.998**
TN_C	2.1	0.042	0.026	**0.998**
BOUE_C	2.8	0.038	0.025	**0.999**
DVB_C	2.0	0.042	0.026	**0.985**
BIO_C	2.0	0.042	0.027	**0.985**
FUM_C	2.1	0.042	0.027	**0.999**
FUMC_C	1.5	0.052	0.029	**0.998**

02/04/2013

	Fraction du C labile *(y)* (%Corg)	Constante de vitesse de minéralisation du compartiment labile *(z)* ($jour^{-1}$)	Vitesse de minéralisation dela fraction du compartiment résistant *(w)* (% $Corg.jour^{-1}$)	R^2
T_C	0.8	37.322	0.033	**0.990**
TN_C	0.7	27.585	0.038	**0.994**
BOUE_C	1.5	0.078	0.031	**0.999**
DVB_C	0.7	31.103	0.032	**0.993**
BIO_C	0.8	30.453	0.038	**0.992**
FUM_C	0.7	27.716	0.040	**0.994**
FUMC_C	0.6	38.100	0.037	**0.995**

5.2. Minéralisation de l'azote

5.2.1. Site QualiAgro

A QualiAgro, les cinétiques de minéralisations de l'azote sont exprimées en $mgN.kg^{-1}$ sol sec dans les **Figure 4.42a et b**, et exprimées en pourcentage du N organique minéralisé dans les

Figure 4.43a et b. Les cinétiques avant le 8ème épandage (**Figure 4.42a** et**Figure 4.43a**) sont quasiment linéaires et suivent une minéralisation croissante dans l'ordre :

DVB=BIO≥FUM>OMR>TN>T

Bien que les différences entre traitements ne soient pas significatives, la minéralisation du N est augmentée par l'apport régulier de PRO. Lorsqu'on exprime les résultats en pourcentage du Norg des sols, les cinétiques sont encore plus regroupées.

Trois semaines après épandage (prélèvement du 14/10/11), les minéralisations du N dans les parcelles témoins avec et sans N sont identiques. La minéralisation du N dans les parcellesamendées se différencie davantage (**Figure 4.42b**). Le surplus de minéralisation du N organique provenant des PRO (N minéralisé des parcelles recevant des PRO – N minéralisé des parcelles témoins avec ousans apport de N minéral) varie entre 4 et 60 mgN.kg^{-1} de sol sec. Lorsqu'on compare la dynamique de minéralisation avant et après épandage, elle est légèrement supérieure pour les traitements OMR et BIO après le nouvel épandage. La minéralisation démarre plus rapidement dans les traitements DVB et FUM mais en fin d'incubation, la production totale de N minéral est plus faible que dans les sols prélevés avant épandage.

Sur la base de cinétiques linéaires de minéralisation, les vitesses de minéralisation du N organique varient entre 0.40 et 0.58 mg N.kg^{-1} sol et j^{-1}(prélèvement du 1er septembre 2011) et de 0.39 à 0.70 mg N.kg^{-1} sol et j^{-1} (prélèvement du 14 octobre 2011) (**Tableau 4.16),** ce qui représente environ 0.040% Norg.j^{-1} tous traitements et dates confondus (**Tableau 4.17**). A la fin des incubations des sols prélevés après épandage de PRO, la minéralisation du Norg représente 4.5% dans les traitements DVB et FUM et est plus faible que celles des parcelles T, OMR et BIO (8.0% de Norg qui se minéralisent).

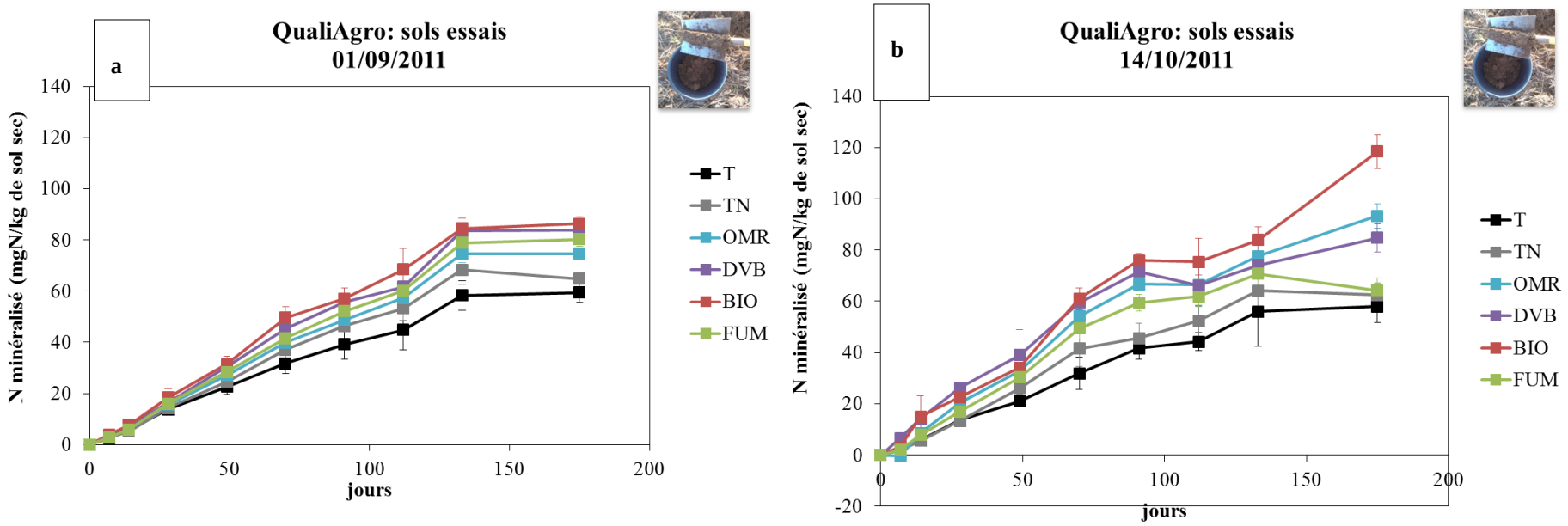


Figure 4.42. Site de QualiAgro : minéralisation potentielle de l'azote organique (en mgN.kg^{-1} sol sec) des sols échantillonnés (a) 23 mois après le 7ème épandage (01/09/2011) et (b) 3 semaines après le 8ème épandage (14/10/2011).

Tableau 4.16. Site QualiAgro : droites de régression des cinétiques de minéralisations avant (01/09/2011) et après épandage (14/10/2011) en mgN.kg^{-1} sol.j^{-1}.

Avant épandage	Droite de régression linéaire	**R²**
OMR_Q	*y=0.4971 x*	**0.962**
DVB_Q	*y=0.5546 x*	**0.962**
BIO_Q	*y=0.579 x*	**0.958**
FUM_Q	*y=0.5275 x*	**0.968**
T_Q	*y=0.3945 x*	**0.961**
TN_Q	*y=0.4505 x*	**0.943**

Après épandage	Droite de régression linéaire	**R²**
OMR_Q	*y=0.5969 x*	**0.954**
DVB_Q	*y=0.5891 x*	**0.856**
BIO_Q	*y=0.6975 x*	**0.969**
FUM_Q	*y=0.4972 x*	**0.853**
T_Q	*y=0.3883 x*	**0.955**
TN_Q	*y=0.4404 x*	**0.925**

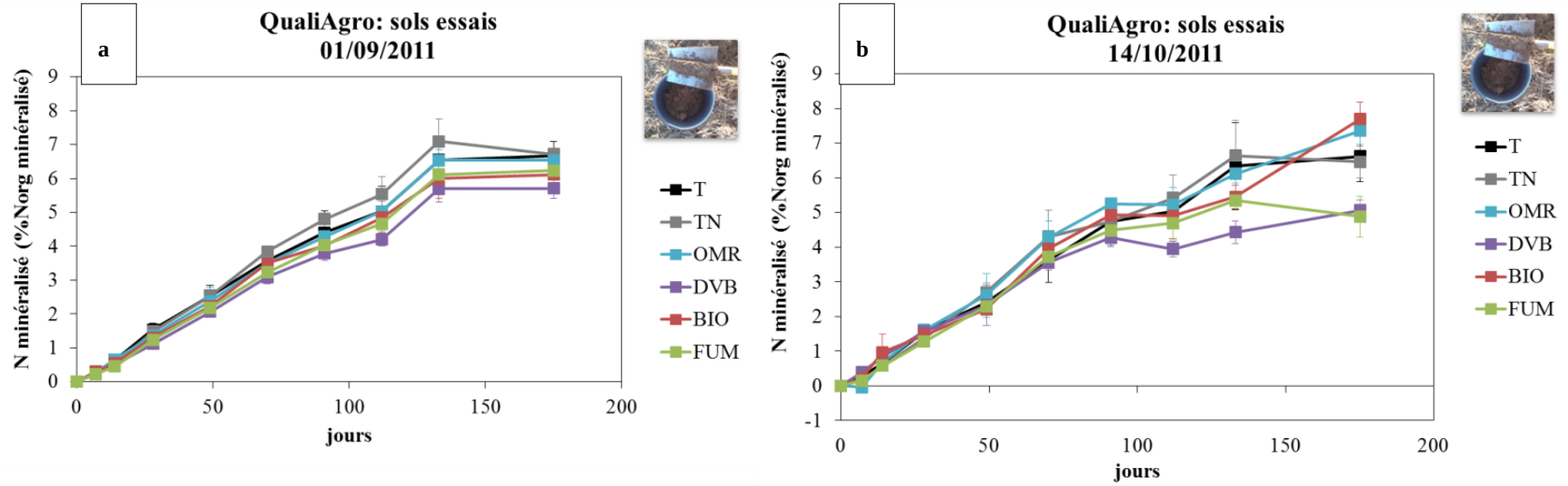


Figure 4.43. Site QualiAgro : minéralisation potentielle de l'azote organique (en % Norg minéralisé) des sols échantillonnés (a) 23 mois après le 7ème épandage (01/09/2011) et (b) 3 semaines après le 8ème épandage (14/10/2011).

Tableau 4.17.Site QualiAgro: droites de régression des cinétiques de minéralisations avant (01/09/2011) et après épandage (14/10/2011) en %Norg.j^{-1}.

Avant épandage

	Droite de régression linéaire	R^2
OMR_Q	*y=0.0436 x*	**0.962**
DVB_Q	*y=0.0378 x*	**0.961**
BIO_Q	*y=0.0411 x*	**0.959**
FUM_Q	*y= 0.0409 x*	**0.958**
T_Q	*y= 0.0443 x*	**0.962**
TN_Q	*y= 0.0467 x*	**0.943**

Après épandage

	Droite de régression linéaire	R^2
OMR_Q	*y= 0.047 x*	**0.953**
DVB_Q	*y= 0.0352 x*	**0.855**
BIO_Q	*y= 0.0453 x*	**0.969**
FUM_Q	*y= 00377 x*	**0.856**
T_Q	*y=0.0442 x*	**0.957**
TN_Q	*y=0.0456 x*	**0.957**

5.2.2. Site de Colmar

A Colmar, les cinétiques de minéralisations de l'azote sont présentées dans les **Figure 4.44a et b** exprimées en $mgN.kg^{-1}$ sol sec, **Figure 4.45a et b** exprimées en pourcentage du N organique minéralisé. Que ce soit en $mgN.kg^{-1}$ sol sec (**Figure 4.44**) ou en pourcentage de N minéralisé (**Figure 4.45**), les cinétiques de minéralisation de tous les traitements avant épandage (13/11/2012) sont confondues. Comme précédemment, la minéralisation du N tend à être linéaire dans le temps avec des vitesses de minéralisation variant entre 0.31 à 0.40 mg N/kg/jour (avant épandage) et 0.33 à 0.49 mg N/kg/jour (après épandage) dans les différents traitements (**Tableau 4.18**), soit environ 0.030% $Norg.j^{-1}$ pour les deux dates (**Tableau 4.19)**. Un mois et demi après le nouvel épandage (02/04/2013), la minéralisation du N dans le traitement BOUE se distingue des autres traitements (sans différence significatif) avec une minéralisation légèrement plus importante atteignant 6% de N minéralisé contre 5% dans les autres traitements en fin d'incubation (**Figure 4.45b**). Ceci est sans doute à mettre en rapport avec la minéralisation plus rapide de la boue observée lors des incubations sol témoin+ boue présentées dans le **chapitre 3**.

Les différences entre les cinétiques de minéralisation du site de Colmar sont moins importantes que celles observées dans le site QualiAgro. Ceci est sans doute dû aux doses de N deux fois plus importantes à QualiAgro qu'à Colmar pour le dernier apport, (**Cf Tableau 4.4**).

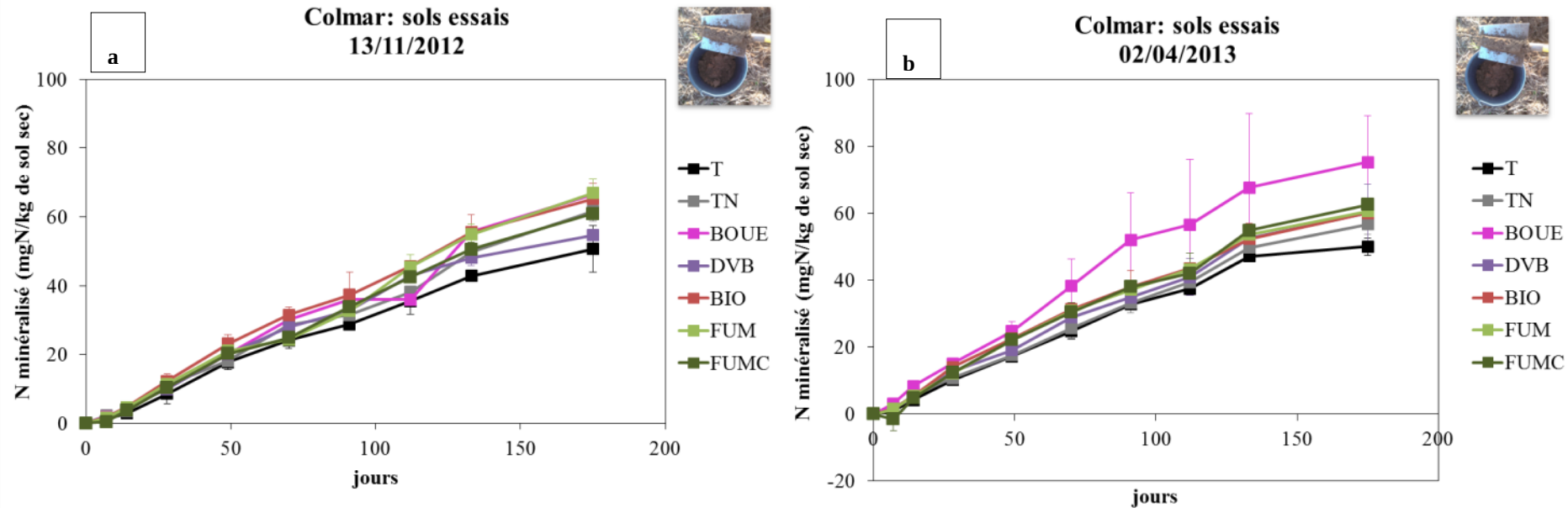


Figure 4.44. Site de Colmar : minéralisation potentielle de l'azote organique (en mgN.kg^{-1} sol sec) des sols échantillonnés a) 23 mois après l'application du 6ème amendement organique (prélèvement du 13/11/2012), et b) 1 mois et demi après le 7ème amendement organique (prélèvement du 02/04/2013).

Tableau 4.18. Site de Colmar : droites de régression des cinétiques de minéralisations avant (13/11/2012) et après épandage (02/04/2013) en mgN.kg^{-1} sol.j^{-1}.

Avant épandage

	Droite de régression linéaire	**R²**
BOUE_C	*y= 0.3965 x*	**0.994**
DVB_C	*y= 0.3492 x*	**0.977**
BIO_C	*y= 0.4012 x*	**0.988**
FUM_C	*y= 0.39 x*	**0.993**
FUMC_C	*y=0.3652 x*	**0.993**
T_C	*y= 0.3098 x*	**0.989**
TN_C	*y= 0.359 x*	**0.993**

Après épandage

	Droite de régression linéaire	**R²**
BOUE_C	*y= 0.4867 x*	**0.972**
DVB_C	*y= 0.37 x*	**0.988**
BIO_C	*y= 0.382 x*	**0.975**
FUM_C	*y= 0.3828 x*	**0.980**
FUMC_C	*y= 0.3876x*	**0.981**
T_C	*y= 0.3246 x*	**0.974**
TN_C	*y= 0.3492 x*	**0.990**

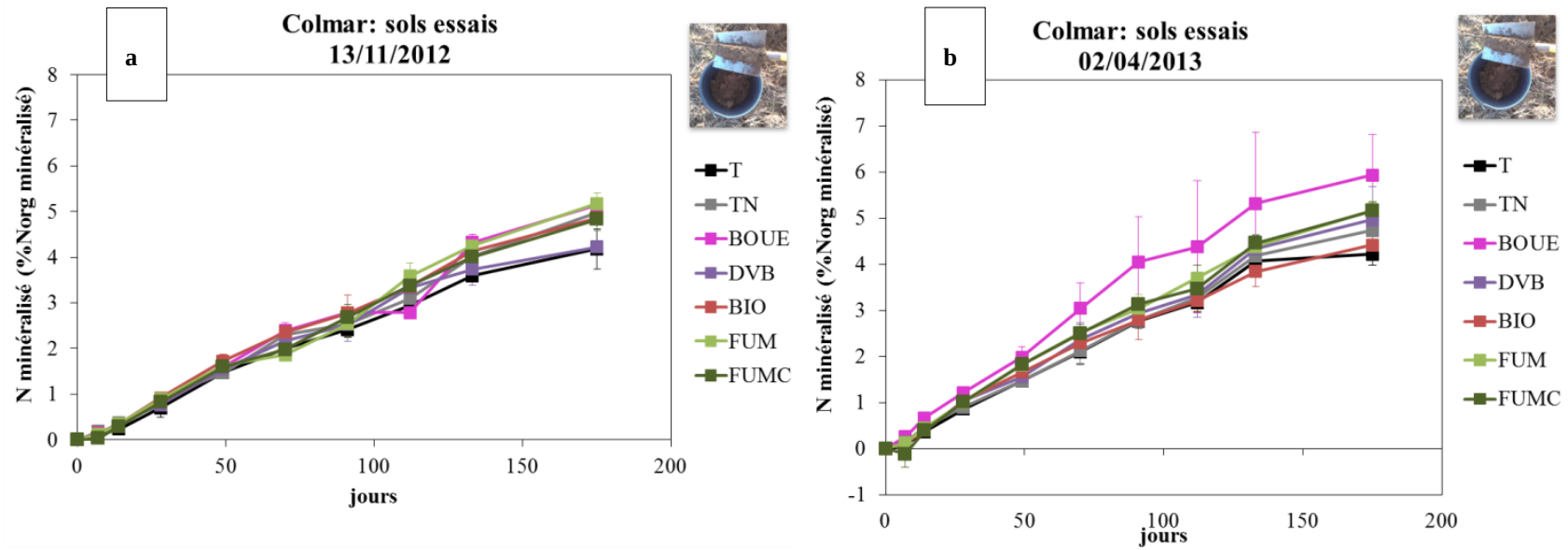


Figure 4.45. Site de Colmar : minéralisation potentielle de l'azote organique (en % Norg minéralisé) des sols échantillonnés a) 23 mois après l'application du 6ème amendement organique (prélèvement du 13/11/2012), et b) 1 mois et demi après le 7ème amendement organique (prélèvement du 02/04/2013).

Tableau 4.19. Site de Colmar : droites de régression des cinétiques de minéralisations avant (13/11/2012) et après épandage (02/04/2013) en %Norg.j^{-1}.

Avant épandage

	Droite de régression linéaire	R^2
BOUE_C	*y= 0.0382 x*	**0.973**
DVB_C	*y= 0.0318 x*	**0.988**
BIO_C	*y= 0.0281 x*	**0.975**
FUM_C	*y= 0.032 x*	**0.987**
FUMC_C	*y=0.0318 x*	**0.982**
T_C	*y= 0.0276 x*	**0.971**
TN_C	*y= 0.0291 x*	**0.900**

Après épandage

	Droite de régression linéaire	R^2
BOUE_C	*y= 0.0299 x*	**0.980**
DVB_C	*y= 0.027x*	**0.978**
BIO_C	*y= 0.0298 x*	**0.988**
FUM_C	*y= 0.0302 x*	**0.992**
FUMC_C	*y= 0.029 x*	**0.994**
T_C	*y= 0.0257 x*	**0.988**
TN_C	*y= 0.029 x*	**0.995**

5.3. Estimation de l'azote potentiellement disponible après apports de PRO

Les apports de PRO et la matière organique du sol contribuent à la fourniture en N disponible pour les plantes par le sol. Les plantes n'utilisent que des formes minérales de N (NH_4^+ et NO_3^-). Les PRO apportés contribuent aux stocks de N disponible pour les plantes dans les sols directement *via* l'apport d'azote minéral et/ou indirectement après apport d'azote organique et minéralisation de cet azote. Il peut aussi y avoir une dynamique plus complexe de l'azote incluant des phases d'organisation/immobilisation lorsque le C/N de la MO à dégrader est trop élevé. Contrairement aux engrais minéraux qui ont plutôt des effets immédiats, les PRO augmentent les stocks de N disponible avec des dynamiques variables qui dépendent des caractéristiques de leur MO.

Les stocks d'N potentiellement disponible dans les sols après *n* épandages (7 pour Colmar ou 8 pour QualiAgro) ont été estimés en considérant :

- les surplus de N potentiellement disponible en lien avec les augmentations de N organique dans les sols après (*n*-1) épandages de PRO: ils sont estimés à partir des cinétiques de minéralisation du N pour les sols prélevés avant épandage (01/09/2011 ou 13/1/2012) (**Figure 4.42a et Figure 4.44a**), (ligne 1 des **Tableau 4.20** et **Tableau 4.21**)**.** La minéralisation potentielle est calculée à partir des droites de régression sur une période de 70 jours considérée comme équivalente à une année au champ (Cf **Chapitre 3**, fonction de température, Askri et al. 2015 (thèse)**).**
- les surplus additionnels liés au $n^{ème}$apportet qui incluent : (*i*) le N minéral apporté par le $n^{ème}$ épandage de PRO (ligne 2 des **Tableau 4.20** et **Tableau 4.21**) ; (*ii*) la minéralisation du N organique des PRO après un nouvel apport estimée à partir des cinétiques de minéralisation obtenues sur les mélanges Sol + PRO dans le **chapitre 3,** toujours sur une durée de 70 jours (ligne 3 des **Tableau 4.20** et **Tableau 4.21**).

Les résultats des calculs effectués seront présentéspar site.

5.3.1. Site QualiAgro

Les résultats exprimés en kg N minéral.ha^{-1} sont présentés dans le **Tableau 4.20** et rendent compte du stock de N minéral disponible après 8 épandages de PRO.

Tableau 4.20. Site QualiAgro : évaluation de la disponibilité potentielle de l'N pour les cultures après 8 applications répétées de PRO sur le site de QualiAgro (kg N. ha^{-1})

	OMR	DVB	BIO	FUM	TN	T
N minéralisé à partir du N organique résiduel des sols (après 7 amendements)**(1)**	33	39	41	37	32	28
N minéral apporté par les PRO – nouvel épandage **(2)**	30	78	20	6	0	0
N minéralisé à partir du N organique apporté par les PRO – nouvel épandage **(3)**	2	-3	-3	13	0	0
Total=N minéral potentiellement disponible après 8 épandages (kgN.ha^{-1})	65	114	56	56	32	28

(1) Utilisation des droites de régressions (**Tableau 4.16**) à J70

(2) N minéral apporté par les PRO après un nouvel épandage: (Nmin PRO× dose apportée au champ)

(3) N minéralisé à partir du N organique apporté par les PRO: [(Nmin sol+PRO (J_{70}-J_0)) – (Nmin $sol_{Témoin}$ (J_{70}-J_0))]

Au final, les surplus de N minéral disponible à la suite d'apports de PRO par rapport à un traitement témoin non fertilisé varient entre 28 et 86 kgN.ha^{-1}. Le PRO le plus efficace et qui se dégage clairement des autres PRO est le DVB à QualiAgro. Ces surplus de quantités d'azote disponible représentent 28 à 50% du Ntot apporté par les PRO lors du 8ème épandage.

Le N disponible provenant de l'augmentation de la MO serait compris entre 1 et 9 kg N.ha^{-1} supplémentaire par rapport au témoin fertilisé (et de 4 à 13 kgN.ha^{-1} par rapport au témoin sans fertilisation) et augmente avec la capacité des PRO à augmenter les stocks de MO dans le sol (BIO>DVB>FUM>OMR). Ces augmentations de N potentiellement disponible estimées *via* les incubations de sol sont faibles, étant données les augmentations observées des teneurs en N dans les solsqui représentent 1% d'augmentation des stocks de N par rapport aux témoins non fertilisés (T). Les résultats des incubations ne représentent sans doute pas les augmentations de la disponibilité de l'azote au champ tels que le montrent les résultats des exportations de N par les cultures (cf §**3.1.3**). Les augmentations de N disponible (Nminéralisé **(3)** et Nminéral **(2)**) provenant du dernier apport varient de 17 à 75 kg N.ha^{-1}.

Cette fourniture liée au dernier apport est plus importante avec le compost DVB en lien avec la forte proportion de N minéral dans ce compost. Elle est plus faible pour le compost BIO de 2011 qui se caractérise par la MO en moyenne la plus stable au sein des quatre PRO.

Deux catégories de PRO se distinguent sur le site de QualiAgro (représentation sous forme de figure en **Annexe 3.1**):

- Les PRO pour lesquels l'azote potentiellement disponible est essentiellement lié à l'augmentation des stocks de MO, donc à l'effet cumulé à long terme des apports répétés comme BIO et FUM
- Les PRO pour lesquels l'azote potentiellement disponible provient aussi du dernier apport comme OMR et DVB, soit en raison de la vitesse de minéralisation du N organique soit en raison du N minéral apporté par le PRO (DVB).

5.3.2. Site de Colmar

Les surplus de quantités d'azote potentiellement disponibles sont présentés dans le **Tableau 4.21** pour le site de Colmar.

Tableau 4.21. Site de Colmar : disponibilité potentielle de l'N après 7 épandages (kg/ha).

	BOUE	DVB	BIO	FUM	FUMC	TN	T
N minéralisé à partir du N organique résiduel (après 6 amendements) **(1)**	28	24	28	27	26	25	22
N minéral apporté par les PRO – nouvel épandage **(2)**	38	20	8	6	3	0	0
N minéralisé à partir du N organique 1 mois et demi après le 7ème épandage **(3)**	36	7	-1	-5	10	0	0
Total = N minéral potentiellement disponible après 7 épandages (kg.ha^{-1})	102	51	35	28	39	25	22

(1) Utilisation des droites de régressions (**Tableau 4.18**) à J70

(2) N minéral apporté par les PRO après un nouvel épandage: (Nmin PRO× dose apportée au champ)

(3) N minéralisé à partir du N organique apporté par les PRO: [(Nmin sol+PRO (J_{70}-J_0)) – (Nmin $sol_{Témoin}$ (J_{70}-J_0))]

Les stocks de N minéral potentiellement disponibles supplémentaires sont compris entre 3 et 77 kg Nmin.ha^{-1} par rapport au témoin fertilisé (TN) (et compris entre 6 et 80 kg Nmin.ha^{-1} par rapport au témoin non fertilisé (T)). Le PRO le plus efficace est la BOUE. L'azote minéral disponible qui représente 60% de Ntot apporté en moyenne avec la boue provient à la fois de l'augmentation du stock de MO (très faible), de la minéralisation rapide du Norganique apporté et de la teneur en N minéral de la BOUE. Les autres PRO fournissent moins de 15% de N disponible par rapport aux quantités de N apportées (en supplément par rapport à la minéralisation de « fond » des traitements témoins). Le compost DVBest aussi caractérisée par un fort apport en en N minéral immédiatement disponible dans le sol (DVB=20 kg N.ha^{-1}).

L'azote disponible provenant de l'augmentation de la MO est plus faible à Colmar qu'à QualiAgro, notamment à cause de la gestion du site basée sur l'azote, et qui correspond donc à des entrées de C plus faibles. Cette disponibilité résiduelle liée aux apports répétés (avant le nouvel épandage) est comprise entre 0 et 3 kgN.ha^{-1} (comparaison par rapport aux témoins fertilisés (T) (et de 2 à 6 kgN.ha^{-1} par rapport aux témoins non fertilisés (T)). Les augmentations de N disponible (Nminéralisé **(3)** et Nminéral **(2)**) provenant du dernier apport varient de 1 à 74 kgN.ha^{-1}.

Trois catégories de PRO se dégagent pour Colmar (représentation sous forme de figure en **Annexe 3.2**):

- des PRO pour lesquels l'azote potentiellement disponible lié à l'augmentation de MO est plus important que l'azote potentiellement disponible lié à un nouvel apport (BIO), de manière moins nette qu'à QualiAgro
- des PRO qui apportent très peu d'azote minéral au moment de l'apport et qui participent peu à l'augmentation de MO (FUM et FUMC)
- et des PRO pour lesquels l'azote potentiellement disponible lié au dernier apport est beaucoup plus important que celui lié à l'augmentation de la MO (BOUE et co-compost DVB). La BOUE peut être qualifié de fertilisant. Cet effet est lié à une teneur élevée en N minéral du PRO et à une minéralisation rapide de l'azote organique apporté n'aboutissant pas à un stockage de MO. Nos résultats sont en accord avec ceux de Singh and Agrawal (2008) sur les effets potentiels des apports de boue (Debosz et al., 2002) mais pas pour le DVB car au bout de 12 années d'expériences les effets liés à l'augmentation de la MO ne sont pas encore visibles.

Que ce soit sur le site de Colmar ou de QualiAgro avec des quantités d'azote apportées par épandage de 170 $kg.ha^{-1}$ et 215-285 $kg.ha^{-1}$ respectivement, les PRO permettent d'augmenter la disponibilité en azote minéral dans les sols pour les cultures, avec des efficacités qui varient grandement d'un PRO à un autre mais qui sont supérieures au sol des traitements témoins. De très nombreux travaux ont conclu que des apports de PRO pouvaient conduire à des résultats similaires, voire supérieurs à ceux obtenus avec une fertilisation minérale.Vasileva et Kostov (2015) par exemple ont montré que la disponibilité en azote pour les plantes était de 34% supérieure avec du fumier (dose de 140 $kgN.ha^{-1}$ appliquée) qu'avec une fertilisation minérale. L'étude de Gutser et al. (2005) précise les coefficients d'équivalence engrais (MFE) qui traduisent la part de N apporté par les PRO qui sera disponible pour la culture suivant l'apport par rapport à un engrais minéral (ainsi pour 100 kg de N d'un PRO ayant un coefficient équivalent d'engrais de 30%, 30 kg de N seront apportés sous forme d'engrais minéral). Ils ont trouvé des MFE entre 0 et 20% pour différents types de composts, entre 10 et 20% pour les fumiers (toutes origines confondues) et entre 30 et 50% pour les boues d'épurations liquides. Enfin, dansl'expertise « Elevage et azote » (2012), des MFE allant de 30 à 65% sont mentionnés pour des lisiers de porcs.

Les PRO peuvent donc potentiellement remplacer partiellement les engrais minéraux pour fournir des nutriments et notamment de l'azote aux cultures. Les PRO contiennent de l'azote sous forme organique ou minérale. L'azote ajouté avec les PRO sous forme minérale peut être immédiatement disponible pour les plantes. L'azote minéral issu de la minéralisation de la matière organique est disponible à plus ou moins long terme pour les plantes en fonction des vitesses de minéralisation. La libération de nutriments provenant de la minéralisation de la MO est due à l'activité microbienne du sol. De manière générale, la minéralisation est plus rapide lorsque la MO est composée de C facilement assimilable par les microorganismes et au contraire plus lente lorsque la MO est plus stable. Ainsi, les co-composts de boue et de déchets verts (DVB) de QualiAgro et de Colmar sont constitués de MO stable tout en étant riches en N minéral, et peuvent donc fournir de l'azote pour les plantes immédiatement après apport et à plus long terme après minéralisation. Des PRO plus biodégradables comme le fumier (FUM) de QualiAgro, le compost d'OMR de QualiAgro et surtout la BOUE de Colmar fournissent également de l'azote à court terme, en partie par leur apport en N minéral. Scherer et al. (2011) ont montré que quelles que soient les teneurs en N ammoniacal, plus de 25% de l'azote total étaient disponibles dans l'année suivant l'application. La quantité d'azote disponible pour les plantes à court terme via l'apport de composts est liée au degré de maturité du compost, plus faible pour un compost mature (Crecchio et al., 2001).

Les PRO, avec des efficacités différentes, peuvent donc substituer les fertilisants minéraux traditionnellement utilisés (même si les impacts sur le rendement doivent également être analysés). Mais la gestion de la fertilisation via des apports de PRO peut être plus difficile pour les agriculteurs. En effet, il peut être difficile de faire coïncider la minéralisation des formes organiques de N avec les besoins des plantes. L'azote minéral apporté directement *via* les PRO ou libéré après minéralisation peut aussi avoir des impacts environnementaux s'il n'est pas assimilé par les plantes (ou les microorganismes). Pour les PRO riches en ammonium, des pertes par volatilisation sous forme de NH_3 peuvent être observées (Parnaudeau et al., 2009; Möller and Stinner, 2009) avec des intensités qui varient notamment en fonction des conditions de température et de pH comme évoqué dans le Chapitre précédent. Les bénéfices environnementaux liés à la fertilité du sol peuvent également être contre balancés par des émissions de GES tels que le N_2O. Enfin, une lixiviation des nitrates peut être observée si la production d'azote minéral est supérieure aux quantités qui peuvent être prélevées par les plantes avant la période de drainage dans les sols. Une des difficultés

majeures d'utilisation des PRO est de prévoir l'évolution de la MO des PRO après leur apport au sol et notamment en ce qui concerne les dynamiques de l'N. Enfin, si les apports de PRO sont raisonnés sur l'azote apporté, ils peuvent conduire à l'accumulation de phosphore dans les sols (Edmeades, 2003; Rosen and Allan, 2007). L'équilibre entre les nutriments (en particulier azote et phosphore) doit donc être considéré pour limiter les risques d'eutrophisation.

6. Comparaison des deux sites d'études

Plusieurs ACP ont été réalisées dans cette partie à l'aide du logiciel R :

(1) 1 ACP avec l'ensemble des données biologiques et chimiques, toutes parcelles confondues aux deux dates de prélèvement pour les deux sites d'études qui permet d'étudier l'effet « site »

(2) 2 ACP avec toutes les données chimiques et biologiques, des parcelles témoins non fertilisées (T) et témoins fertilisées (TN) n'ayant jamais reçue de PRO en fonction du site d'étude. Elles permettent de s'intéresser aux variations dans le temps.

(3) 2 ACP avec toutes les données chimiques et biologiques, pour tous les traitements aux deux dates de prélèvement : analyse de la totalité des données par site

6.1. Effet site

Une ACP a été réalisée avec l'ensemble des jeux de données et toutes parcelles confondues (biologie et physico-chimie du sol, **Tableau 4.1**) issus des prélèvements faits juste avant en bleu (effets résiduels à long terme) et juste après un nouvel épandage en rouge (effets à court terme) pour les deux sites d'études (**Figure 4.46)**.

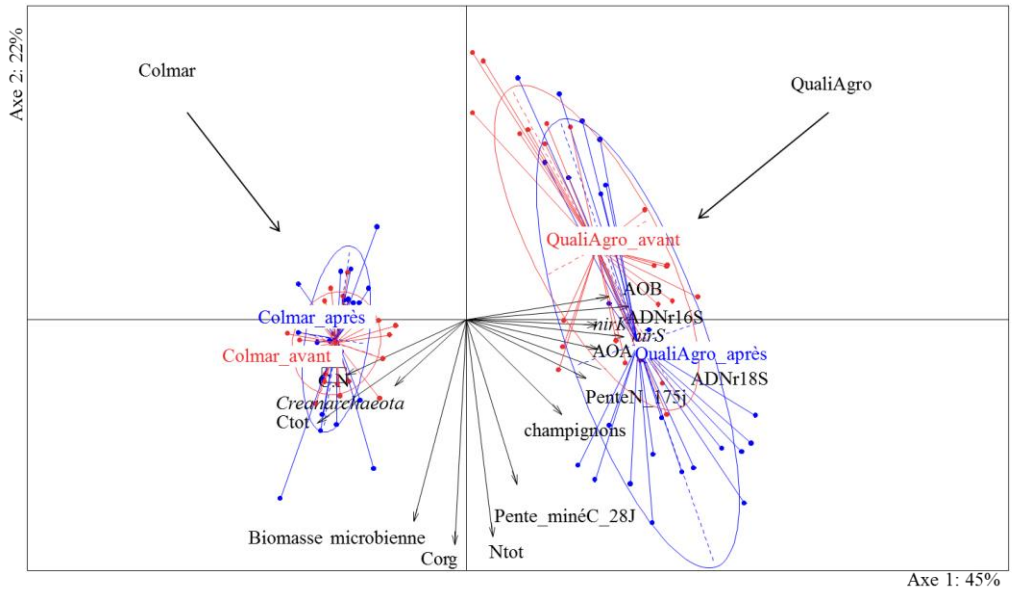


Figure 4.46. Comparaison des deux sites d'études, sur la base de toutes les analyses biologiques et chimiques, aux deux dates de prélèvements.

Les résultats montrent que les deux sites d'études se différencient sur l'axe 1. Le poids des sites est donc très important indépendamment des dates de prélèvements. Pour l'ensemble des 2 sites, les différences entre les 2 sites sont plus importantes que les différences potentielles entre dates de prélèvement qui ne se distinguent pas à cette échelle d'observation des résultats. Les abondances en microorganismes (champignons, populations nitrifiantes, populations dénitrifiantes et bactéries totales) dirigent le site de QualiAgro dans le sens opposé de celui de Colmar. Les différences pédoclimatiques ainsi que le mode de gestion du site peuvent expliquer la distinction des sites entre eux. Au sein même des sites, les deux dates de prélèvements avant et après épandage sont confondues, on peut donc en conclure que le contexte pédoclimatique et la gestion du site à long terme sont plus discriminants que les effets à plus court terme d'un dernier apport de PRO.

6.2. Variations temporelles dans les parcelles témoins

Les variations temporelles entre les 2 dates d'échantillonnage (en rouge : avant le dernier épandage et en bleu après le nouvel épandage) sur les parcelles témoins (T) et (TN) pour le

site de QualiAgro et Colmar sont représentées sur les **Figure 4.47** et **Figure 4.48** respectivement.

6.2.1. Site QualiAgro

Les 2 témoins fertilisés ou non se distinguent avec des valeurs ou des activités plus marquées dans le témoin fertilisé (TN) par rapport au témoin non fertilisé (T) (**Figure 4.47)**. Pour le témoin non fertilisé, on n'observe peu de différence entre les 2 dates de prélèvement. Pour le témoin fertilisé après déchaumage, on observe que la biomasse microbienne et les champignons sont stimulés ainsi que les dénitrifiants et les archées nitrifiantes. Le déchaumage par l'enfouissement des chaumes de blé et le travail du sol tendent à stimuler un peu l'activité biologique.

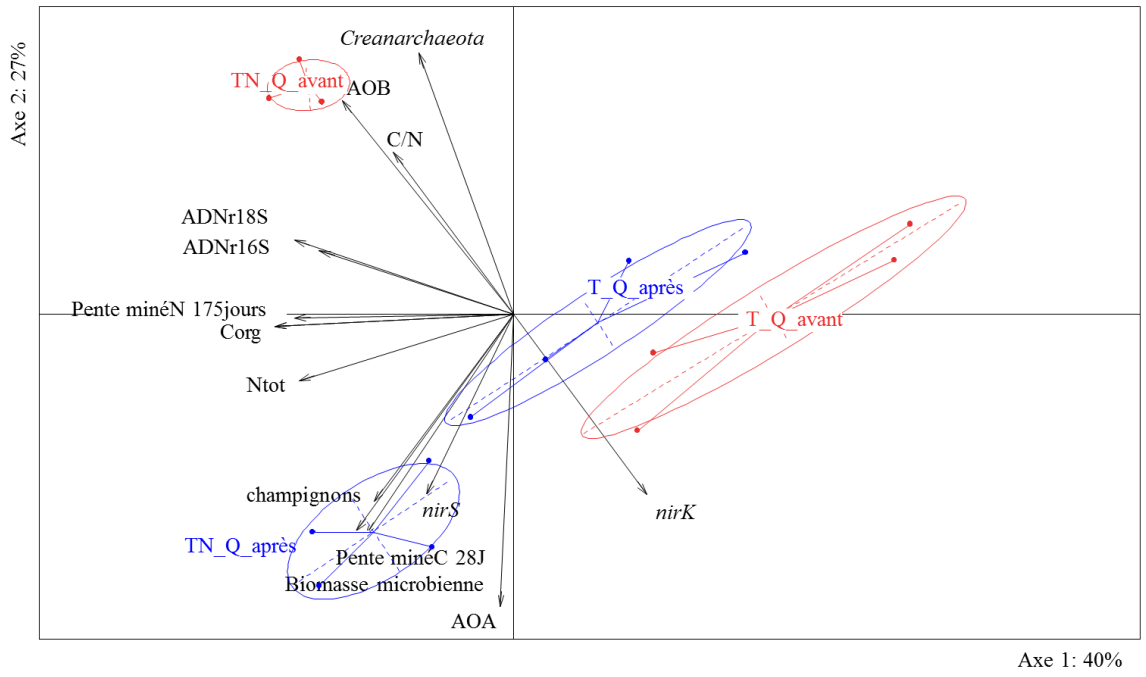


Figure 4.47. Site QualiAgro : évolution temporelle des caractéristiques microbiologiques et physico-chimiques des parcelles témoins fertilisées (TN) et sans azote (T) (en rouge sols prélevés en septembre 2011 et en bleu sols prélevés en octobre 2011).

6.2.2. Site de Colmar

La même ACP a été réalisée sur les parcelles témoins sans complément azoté (T) et recevant une complémentation azotée (TN) aux deux dates de prélèvements en considérant les caractéristiques microbiologiques et physico-chimiques du site de Colmar (**Figure 4.48).**

A Colmar, les prélèvements sont espacés de 5 mois mais se font dans des conditions climatiques similaires avec des températures froides et des conditions sèches aux 2 dates. L'enfouissement des résidus de récolte et le travail du sol (labour à 28cm) qui a eu lieu le 22 février 2013 aurait pu stimuler les populations microbiennes dans les traitements témoins mais les prélèvements aux 2 dates ne se distinguent pas ou peu au vu des ellipses qui se superposent (**Figure 4.48).**

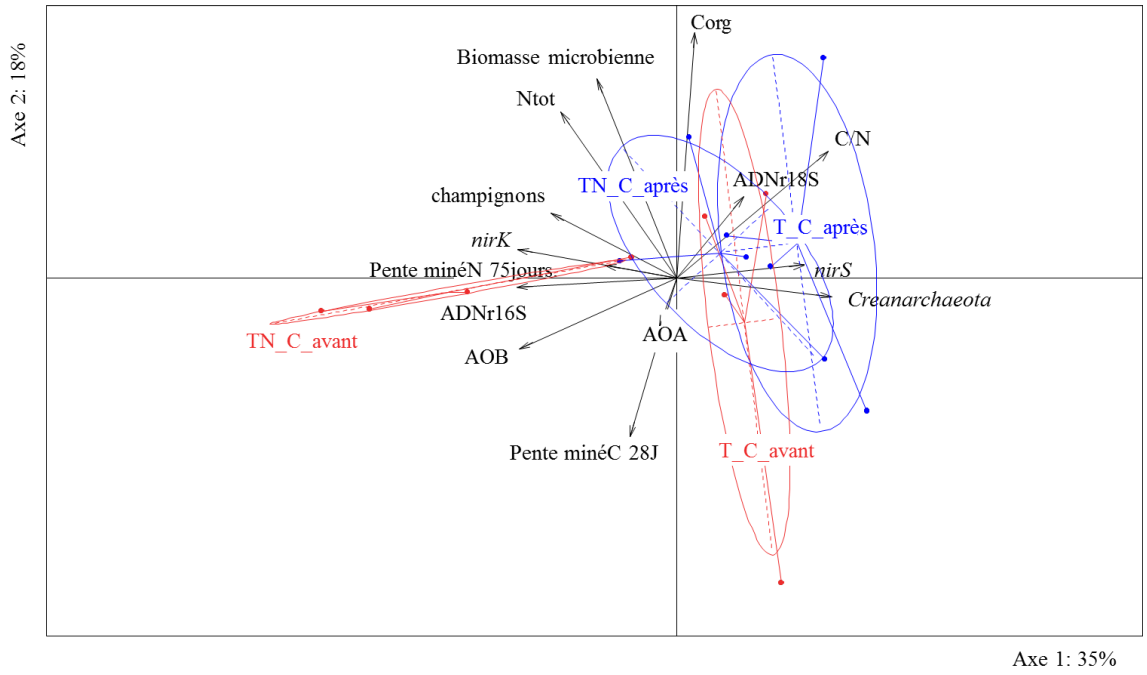


Figure 4.48. Site de Colmar : évolution temporelle des caractéristiques microbiologiques et physicochimiques des parcelles témoins non fertilisées (T) et fertilisées (TN) (en rouge les sols prélevés en novembre 2012, effets résiduels et en bleu les sols prélevés en avril 2013, effet court terme).

6.3. Analyse de la totalité des données par site

6.3.1. Site QualiAgro

Une ACP a été réalisée avec toutes les données chimiques et biologiques en considérant les deux dates de prélèvement (**Figure 4.49**). Par rapport à la **Figure 4.36** présentée précédemment, les données chimiques ont été rajoutées dans l'analyse.

L'axe 1 est piloté par le N total et le Corg, il explique 43% de la variabilité totale. L'axe 2 est piloté par les composantes biologiques (AOB, champignons, *Creanarchaeota*), et explique 20% de la variabilité totale.

Les traitements témoins (T et TN) se distinguent des parcelles recevant des PRO que ce soit avant ou après épandage. La plupart des traitements PRO avant épandage sont associés aux populations microbiennes « spécifiques » (nitrifiants, dénitrifiants, *Creanarchaeota*) alors qu'après épandage, ce sont les activités de minéralisation qui sont associées aux traitements ainsi que les indicateurs biologiques globaux (biomasse microbienne et champignons). Seul le traitement DVB est très fortement associé aux microorganismes du cycle de l'azote après épandage (nitrifiants et dénitrifiants).

Entre le prélèvement de septembre (avant épandage) et celui d'octobre (après épandage), on voit aussi que les parcelles recevant des DVB_Q ou BIO_Q sont tirées vers l'axe 1 dirigé par les composantes chimiques (Ntot et Corg).

Le traitement OMR_Q se distingue des autres traitements avec un enrichissement préférentiel des champignons après apport qui peut s'expliquer par sa MO très rapidement biodégradable et sa richesse en cellulose.

Il semblerait donc que les apports répétés de PRO augmentent toutes les populations recherchées et les indicateurs globaux d'activités ou de populations microbiennes. Ces effets restent visibles même 2 ans après le 7ème apport de 2009. A court terme après un apport supplémentaire, ce sont surtout les indicateurs globaux et d'activités qui changent, à l'exception du compost DVB riche en N qui stimule les microorganismes nitrifiants et dénitrifiants. On avait vu précédemment que les différents traitements se différenciaient davantage après un apport récent de PRO par rapport aux effets résiduels. Cette ACP nous

montre que les paramètres chimiques ont un poids plus important que les paramètres biologiques dans la différenciation des traitements après un apport récent.

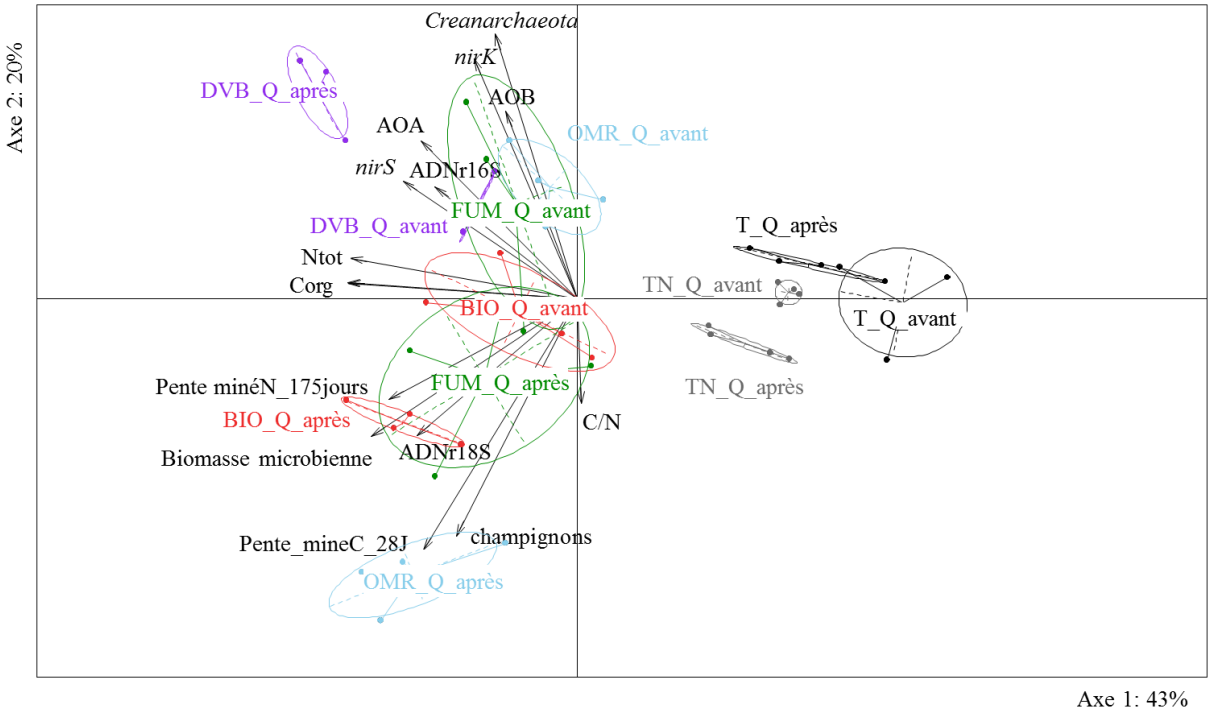


Figure 4.49. Site QualiAgro : comparaison des deux dates de prélèvement, sur la base de toutes les analyses biologiques et chimiques (avant : 01/09/2011 et après : 14/10/2011).

6.3.2. Site de Colmar

A Colmar (**Figure 4.50**), les traitements sont beaucoup moins différenciés et l'effet du dernier apport beaucoup moins marqué. L'axe 1 est piloté par la biomasse microbienne (BM) totale, l'intensité de minéralisation (Pente_minéC_28j) et explique 24% de la variabilité totale. L'axe 2 peut être assimilé à la composante chimique des sols (piloté par C/N, Corg, Ntot) et explique 17% de la variabilité totale. L'ensemble des échantillons sont regroupés au centre du plan à l'exception du traitement DVB après épandage qui est à nouveau associé à des populations de nitrifiants (AOB) et de dénitrifiants (*nirK*) mais aussi à des marqueurs de populations fongiques (ADNr18S) et *Creanarchaeota*. Les traitements T et TN, que ce soit avant ou après épandage, sont regroupés au même niveau que les autres traitements, ce qui confirme le peu de différences significatives sur ce site aux deux dates de prélèvements. L'addition des paramètres chimiques n'augmente pas la différenciation entre traitements par rapport aux seuls paramètres microbiologiques vus précédemment (**Figure 4.37**).

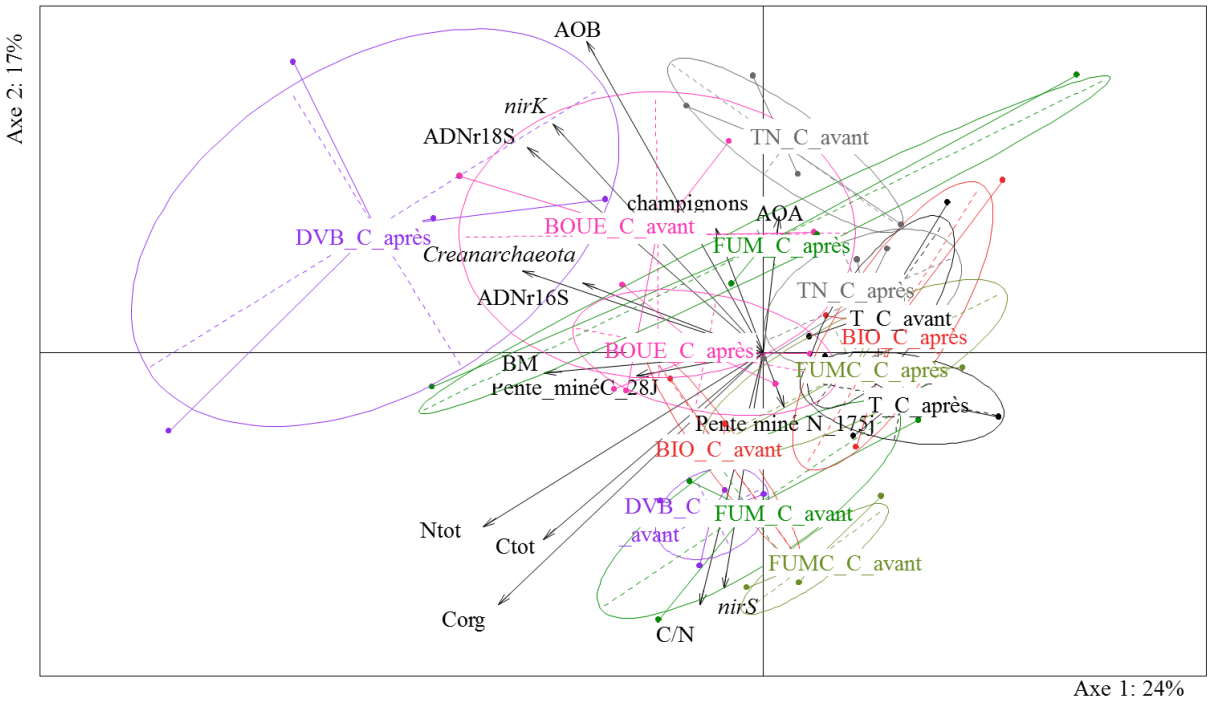


Figure 4.50. Site de Colmar : comparaison des deux dates de prélèvement, sur la base de toutes les analyses biologiques et chimiques (avant : 13/11/2012 et après : 02/04/2013).

7. Rendements des cultures

Les rendements des cultures seront présentés en suivant la logique des résultats présentés dans ce présent chapitre, à savoir, mettre en évidence les arrières-effets d'un précédent épandage (*n-1*) et les effets à la suite d'un nouvel apport (*n*). Nous présenterons donc les rendements du blé 2011 et du maïs 2012 à QualiAgro et les rendements de l'orge 2012 et du maïs 2013 à Colmar, même si cela ne correspond pas à des campagnes d'épandage.

7.1. Site QualiAgro

7.1.1. Rendement pendant les campagnes de mesures

Sur le site QualiAgro, les rendements sont de 63 à 87 qx.ha^{-1} pour le blé de 2011 et 66 à 110 qx.ha^{-1} pour le maïs en 2012 (15% d'humidité) dans les parcelles étudiées (**Tableau 4.22**).

Tableau 4.22. Site QualiAgro : rendementsà 15% d'humidité des cultures de blé en 2011 et de maïs en 2012. Test ANOVA (post hoc Newman-Keuls), p_value<0.001.

	Blé	Maïs
	2011	2012
	qtx 15% MS.ha^{-1}	qtx 15% hum.ha^{-1}
DVB	87 a	109 ab
BIO	81 ab	110 ab
OMR	77 b	105 b
FUM	78 b	117 a
T	63 c	66 c
TN	82 ab	98 b

Les rendements-grains sont significativement supérieurs au témoin (T) dans tous les traitements PRO pour le blé 2011 ou le maïs 2012. Dans l'ensemble, les PRO permettent un surplus de 14 à 24 qtx.ha^{-1} supplémentaire par rapport aux témoins (T) sur blé et 40 à 50 qtx.ha^{-1} sur maïs. Par rapport au témoin recevant du N minéral, les PRO permettent d'atteindre des rendements similaires (maïs 2012 et blé 2011) voir même supérieurs l'année de l'apport du PRO (FUM en 2012).

7.1.2. Evolution des rendements depuis la mise en place de l'essai

La **Figure 4.51** permet de comparer les rendements obtenus avec des apports de PRO par rapport à une fertilisation minérale au cours du temps. Elle représente les évolutions des

rendements dans les traitements recevant les PRO et exprimés en relatif par rapport au traitement témoin recevant du N minéral.

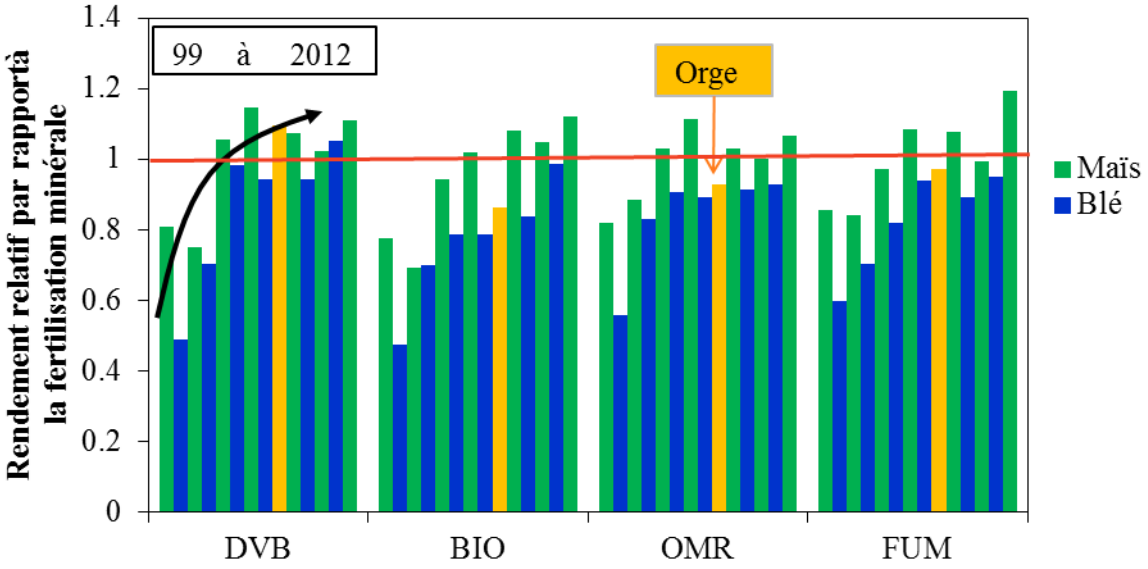


Figure 4.51. Site QualiAgro : évolution au cours du temps (1999-2012) des rendements relatifs obtenus dans les traitements recevant des PRO par rapport à une fertilisation minérale (parcelles TN). La ligne rouge représente la valeur de 1, soit un rendement identique à celui d'une fertilisation minérale.

Durant les premières années de l'essai, les apports de PRO ne permettent pas d'atteindre des rendements similaires à ceux obtenus avec des engrais minéraux (rendements relatifs <1). Généralement, les apports de composts et fumiers ne peuvent pas apporter des quantités suffisantes en azote disponible (Eghball et al., 2004; Hartl and Erhart, 2005). Toutefois, après 3 ou 4 épandages (5-7 ans), les rendements du maïs (en vert) atteignent des niveaux similaires dans les parcelles ayant reçu des PRO par rapport à une fertilisation minérale (parcelles témoins fertilisées, T+N). Les apports de PRO permettent même d'obtenir des rendements supérieurs sur les cultures de maïs après 3 ou 4 épandages (à partir de 2003 pour le DVB et de 2005 pour les autres traitements). Le maïs étant semé immédiatement après les épandages de PRO, les cultures bénéficient pleinement de la fraction facilement disponible de l'azote (N). L'augmentationde la disponibilité des éléments nutritifs suite aux apports répétés de PRO, en particulier de l'azote explique sans doute en grande partie l'augmentation des rendements. Dans le cas du maïs suivant l'épandage, il est possible de se passer totalement d'engrais minéral au bout de quelques années d'épandage de PRO permettant une substitution des engrais (Barbarick et al., 2007; Eghball et al., 2004).

Pour le blé (en bleu), les rendements relatifs dépassent 1 dans le cas du compost de boue (DVB) après 5 épandages. L'augmentation de la disponibilité des éléments nutritifs doit être supérieure à celle observée dans les autres traitements. Il faut attendre le 7ème épandage avec les autres PRO pour atteindre des rendements similaires à une fertilisation minérale. La culture de blé ne bénéficie sans doute pas de la même quantité d'azote disponible que la culture de maïs et ceci pour 2 raisons : *(i)* la culture de blé a lieu 2 ans après un apport de PRO et ne bénéficie pas de leurs effets directs, *(ii)* cette culture n'est présente que jusque fin juillet contrairement au maïs et ne bénéficie pas de l'ensemble de la saison de minéralisation des fractions organiques dans le sol. Les apports de PRO peuvent donc se substituer en partie aux engrais minéraux classiques.

Enfin, il semble que les rendements obtenus après apport de PRO tendent à atteindre un palier témoignant d'un « équilibre de fertilité » en présence des PRO.

7.2. Site de Colmar

7.2.1. Rendements pendant les campagnes de mesure

Sur le site de Colmar, les rendements-grain sont compris entre 52 et 73 qx.ha^{-1} pour l'orge de 2012 et de 71 à 117 qx.ha^{-1} pour le maïs de 2013 (15% d'humidité) (**Tableau 4.23**).

Tableau 4.23. Rendements-grains à 15% d'humidité des cultures d'orge en 2012 et de maïs en 2013 à Colmar. Test ANOVA (pot hoc Newman-Keuls, p_value<0.001).

	Orge	Maïs
	2012	2013
	qtx 15% Hum.ha^{-1}	qtx 15% Hum.ha^{-1}
BOUE	62 a	117 a
DVB	52 b	102 b
BIO	52 b	97 b
FUM	61 a	106b
FUMC	58 ab	102 b
T	45 c	72 c
TN	73 a	121 a

Les rendements-grains à 15% sont significativement supérieurs au témoin (T) dans tous les traitements PRO pour l'orge 2012 ou le maïs 2013. Les traitements BOUE, FUM et FUMC permettent d'atteindre des rendements similaires à la fertilisation minérale pour l'orge, seulement dans le traitement BOUE pour le maïs en 2013.

7.2.2. Evolution des rendements depuis la mise en place de l'essai

La **Figure 4.52** montre les rendements relatifs atteints dans les différents traitements PRO par rapport au traitement engrais minéral et illustre la capacité des apports de PRO à atteindre des rendements similaires à une fertilisation minérale.

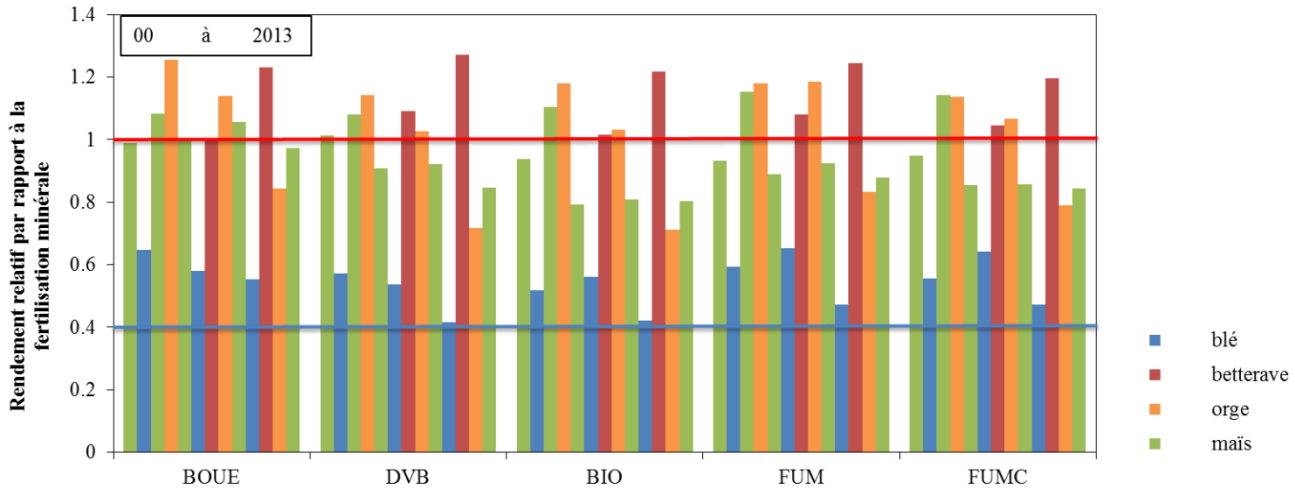


Figure 4.52. Site de Colmar: évolution au cours du temps des rendements relatifs obtenus après apport de PRO par rapport à la fertilisation minérale (parcelles TN). La ligne rouge représente la valeur de 1, soit un rendement identique à celui d'une fertilisation minérale, la ligne bleue représente le niveau inférieur de rendement relatif attend par le blé.

Dès les premières années (0-5 ans) de l'essai, pour les cultures de maïs (en vert), il est possible avec certains PRO (BOUE et son compost DVB) d'atteindre des rendements similaires à une fertilisation minérale (rendements ≥1). De la même manière pour l'orge (orange) ou la betterave (rouge), les rendements des parcelles recevant tous les types de PRO atteignent ceux d'une fertilisation minérale classique. Cependant, les années où le site est planté en blé (bleu), les rendements restent très inférieurs à ceux d'une fertilisation minérale

(0.4 à 0.6). A Colmar, on observe peu d'évolution temporelle dans ces valeurs de rendements relatifs. Ceci est sans doute dû au fait que les stocks de MO n'augmentent pas ou très peu car les doses d'apport de PRO sont limitées en fonction des doses de N apporté (170 $kgN.ha^{-1}$) soit des doses de 15 t $MF.ha^{-1}$ pour les composts et 30 t $MF.ha^{-1}$ pour les fumiers.

8. Coefficients apparent d'utilisation (CAU) des PRO

L'azote des engrais (chimique ou organique) apporté à une culture n'est pas intégralement utilisé par cette dernière. Comme expliqué précédemment, les microorganismes du sol sont responsables de l'immobilisation d'une fraction de l'azote minéral par organisation / immobilisation. Des pertes par émissions gazeuses peuvent avoir lieu quand les conditions physico-chimiques pour la dénitrification ou volatilisation sont favorables. Il peut aussi y avoir des phénomènes de lixiviation de l'azote sous forme de nitrates qui entrainent des pertes en profondeur. Enfin concernant les formes organiques d'apport, leur minéralisation n'est en général que partielle dans l'année après leur apport.

Pour rendre compte de la part de l'azote de l'engrais (chimique ou organique) valorisée par la culture, on quantifie l'augmentation de l'absorption d'azote suite à cet apport d'engrais, en comparaison à une situation non fertilisée. On calcule ainsi le coefficient apparent d'utilisation de l'azote provenant des engrais (minéraux ou organiques) par la culture (CAU). Il permet de quantifier la proportion d'azote apporté par les produits résiduaires organiques (PRO) et utilisée par les plantes.

Le CAU est calculé à partir de la relation suivante :

$$CAU\ (\%) = \frac{(Nminéral\ absorbé\ dans\ un\ traitement\ \text{PRO} - Nminéral\ absorbé\ dans\ un\ traitement\ non\ fertilisé)\ (kgN/ha)}{Nminéralapportéparles PRO\ (kgN/ha)} \times 100$$

Ce calcul suppose une relation linéaire entre l'azote absorbé et l'azote apporté. Cette relation est vraie tant que les quantités apportées demeurent inférieures à l'optimum technique de nutrition azotée de la culture. Au-delà, la fraction d'azote absorbée diminue, l'efficacité

d'utilisation de l'engrais décroit. Le CAU permet donc de mettre en évidence les différences entre les PRO sur la disponibilité de l'azote.

8.1. Site QualiAgro

Globalement, les CAU augmentent dans l'ordre suivant : BIO<DVB<FUM<OMR (**Figure 4.53**). Le CAU tend également à augmenter au cours du temps, car il intègre certainement les effets cumulés des apports précédents sur la fourniture en azote du sol (enrichissement en azote organique du sol). On voit aussi les effets directs de l'apport des PRO (les années en plein) qui montrent des CAU supérieurs à l'arrière effet des PRO (les années suivant l'année de l'apport de PRO en hachuré). Il apparaît que la valeur fertilisante azotée varie en fonction du type de compost, le CAU du compost OMR étant plus élevé que ceux du BIO et DVB (**Figure 4.53**).

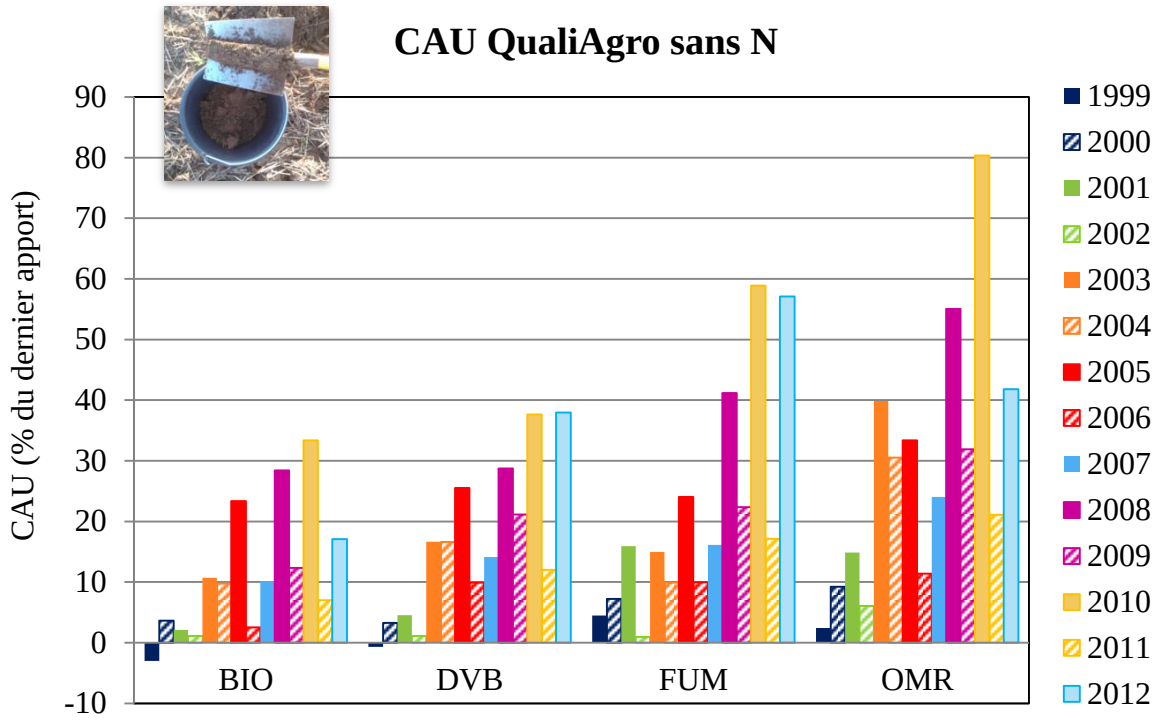


Figure 4.53. Site QualiAgro : évolution du CAU de l'azote pour les différents PRO apportés (rotation maïs-blé : blé en hachuré et maïs plein). Les calculs ont été faits pour la modalité "sans azote".

8.2. Site de Colmar

A Colmar, la **Figure 4.54** montre l'évolution du CAU au cours du temps pour l'ensemble des PRO sur les parcelles sans complémentation azotée. A la différence de QualiAgro, on n'observe pas d'augmentation du CAU au cours du temps mais plutôt des niveaux constants depuis 2005 variant en fonction des traitements sans réelle accentuation d'un «effet cumulatif» hormis pour la BOUE sur betterave en 2011. Cependant, comme à QualiAgro, on voit les effets directs de l'apport des PRO (les années en plein) avec des CAU supérieurs à l'arrière effet des PRO (les années suivant l'année de l'apport de PRO en hachuré). En général, l'azote des composts DVB et BIO est moins bien valorisé que celui des autres PRO. L'azote disponible en arrière-effet pour le traitement BOUE est le mieux valorisé par les cultures de blé et orge et reste stable depuis 2004, à hauteur d'environ 20%. Globalement, les CAU décroissent dans l'ordre BOUE>FUM>FUMC>BIO>DVB.

Sur la période de 13 ans, la proportion d'azote en provenance du PRO et absorbée par la culture est supérieure pour le traitement BOUE, en comparaison aux autres traitements, que ce soit l'année de l'épandage, ou l'année qui le suit. La boue a un effet « engrais azoté » plus important que les autres PRO testés. Le compostage de la boue fait diminuer le CAU (effet direct et arrière effet). Sur les périodes 2007-2008 et 2011-2012, c'est aussi le cas pour le compostage du fumier.

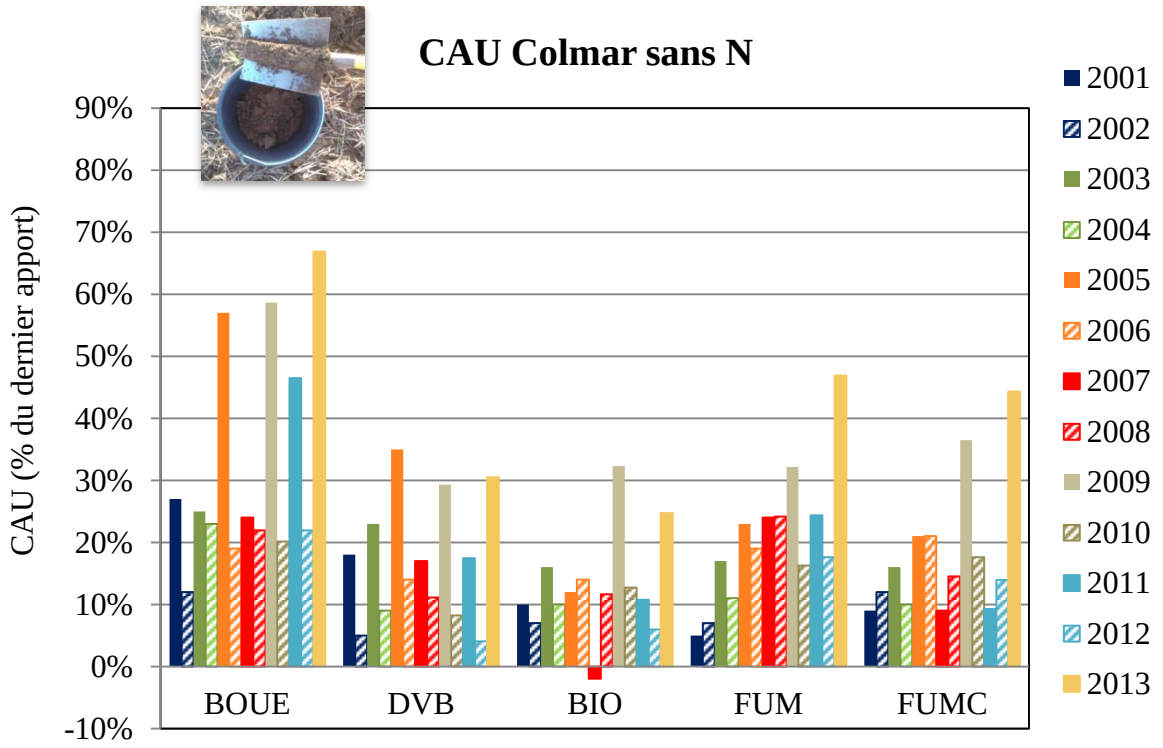


Figure 4.54. Site de Colmar : évolution du CAU de l'azote pour les différents PRO apportés (en plein la culture en place après l'apport et en hachuré la culture l'année après l'apport). Les calculs ont été faits pour la modalité "sans azote".

9. Conclusion

Les objectifs de ce chapitre étaient de comparer de comparer les effets d'une fertilisation minérale et organique sur les propriétés biologiques (microorganismes totaux et spécifiques) et chimiques des sols (stocks C-N, disponibilité N…) et les impacts sur les rendements des cultures, dans 2 contextes pédoclimatiques et de gestion différents. Les principaux résultats sont synthétisés dans le **Tableau 4.24**.

Il en ressort que la fertilisation minérale a peu d'impacts sur les propriétés ciblées, excepté pour les rendements des cultures.

Les apports répétés de PRO ont des impacts plus ou moins importants selon les doses apportées et sont plus marqués à QualiAgro par rapport à Colmar.

A QualiAgro, les effets des apports répétés de PRO sur les teneurs en C et N des sols sont directement liés aux flux de C et N associés aux PRO qui représentent 50% du C entrant dans

les sols, et au degré de stabilité du C des PRO. Les effets sont donc plus marqués pour les composts DVB et BIO. Associée à cette augmentation du C et N dans les sols, la fertilité chimique du sol est favorisée à la suite d'apports de PRO et notamment avec le DVB : augmentation de la disponibilité du N dans les sols, augmentation des rendements dans ces mêmes traitements par rapport au témoin sans apport de PRO. Les stocks de C et N, la disponibilité de l'azote…sont directement dépendants de la microflore du sol et de ses activités. Les effets des apports répétés de PRO sur la microflore du sol sont plutôt associés à la biodégradabilité des PRO pour biomasse microbienne, champignons, *Crenarcheota*, dénitrifiants, le PRO le plus efficace étant le compost OMR. Le compost OMR, même s'il apporte quantitativement moins de N que les autres PRO, est à l'origine du CAU le plus élevé celui-ci est plutôt plus facilement disponible que pour les autres PRO (CAU plus élevés) du fait que l'azote soit disponible. Le compost de DVB, riche en N minéral, stimule particulièrement les microorganismes impliqués dans le cycle de l'azote. Les autres PRO ont des comportements intermédiaires.

A Colmar, les PRO sont apportés à des doses plus faibles et ont donc abouti à des différenciations très peu marquées 13 ans après la mise en place de l'essai. La BOUE se distingue néanmoins des autres PRO. La BOUE est un PRO fertilisant qui a pour effet d'augmenter la disponibilité en N et les rendements. Si certains effets s'expriment à long terme (effets sur les stocks de C et N, rendements…), d'autres peuvent apparaitre beaucoup plus précocement (impacts sur la microflore du sol et ses activités, fertilité azotée…) et peuvent plus ou moins perdurer dans le temps (effets résiduels *vs* effet à court terme à la suite d'un nouvel apport).

Ce chapitre nous a donc permis de mettre en évidence de nombreux effets positifs dus aux apports répétés des PRO sur les sols et les cultures et de montrer notamment que les PRO pouvaient se substituer au moins partiellement aux engrais minéraux. Or la fertilisation organique est une des solutions préconisées pour diminuer les émissions de GES en agriculture. L'étape suivante qui fait l'objet du chapitre 5 a donc consisté à quantifier les effets de cette pratique sur le bilan C.

Tableau 4.24. Synthèse des principaux résultats observés. Les cases en grisées correspondent à une absence de résultats significatifs, et les cases barrées aucune mesure n'a été réalisé.

	QualiAgro		Colmar		QualiAgro-Colmar
	Avant épandage	**Après épandage**	**Avant épandage**	**Après épandage**	**Généralités**
Stock C	DVB=BIO>FUM>OMR>TN>T		pas d'augmentation		QualiAgro>Colmar
Stock de N	DVB>BIO>FUM>OMR>TN>T		pas d'augmentation		QualiAgro>Colmar
Flux de C des PRO/résidus		50% provient des PRO		30% provient des PRO	QualiAgro>Colmar
Biomasse microbienne	OMR=DVB=BIO=FUM>T=TN	OMR>BIO=DVB=FUM>T=TN		BOUE≥DVB=BIO=FUM=T=TN>FUMC	Colmar>QualiAgro
Bactéries (ADNr 16S)	OMR>FUM>DVB=BIO=TN>T		TN=BIO≥BOUE=DVB=FUM=FUMC≥T		QualiAgro>Colmar
Biomasse fongique		OMR>DVB=BIO=FUM=T=TN	TN>BOUE=DVB=BIO=FUM=FUMC=T	BOUE≥TN≥DVB=BIO=FUM=FUMC=T	QualiAgro>Colmar
Crenarcheota	OMR=DVB=BIO=FUM>T=TN	DVB≥BIO=FUM=T≥OMR=TN	FUM=BIO≥FUMC=DVB=T>BOUE>TN	DVB≥BOUE=BIO=FUM=FUMC≥T=TN	Colmar>QualiAgro
AOA	TN≥DVB=FUM=OMR≥BIO>T	DVB≥BIO=TN=T≥OMR=FUM	BIO=BOUE=T≥FUM=FUMC=TN≥DVB	FUM≥FUMC=DVB=BOUE=BIO=TN≥T	QualiAgro>Colmar
AOB	FUM=DVB≥OMR=BIO=T≥TN	DVB≥FUM=TN≥BIO=OMR=T	TN≥BOUE=T=DVB=FUM≥BIO=FUMC	DVB≥FUM=BOUE=BIO=TN=T≥FUMC	QualiAgro>Colmar
nirK	OMR=FUM≥BIO=DVB=T≥TN	DVB≥OMR=FUM=T=TN≥BIO	TN=BOUE≥BIO≥FUM=T≥FUMC≥DVB	DVB≥FUM=FUMC=TN≥BIO=BOUE=T	QualiAgro>Colmar
nirS	OMR≥FUM=DVB≥BIO>TN=T		BIO≥DVB≥FUM≥FUMC≥BOUE≥T≥TN	FUM=TN>T≥BOUE≥DVB≥BIO=FUMC	QualiAgro>Colmar
Minéralisation du C		OMR>BIO>FUM>DVB>TN>T			QualiAgro>Colmar
Minéralisation de l'N	DVB=BIO≥FUM>OMR>TN>T	BIO>OMR=DVB=FUM>TN>T	Tous les PRO>T	BOUE>BIO=DVB=FUM=FUMC=TN>T	QualiAgro>Colmar
Disponibilité azote	DVB>>OMR>BIO=FUM>TN=T		BOUE>>DVB>BIO=FUMC>FUM=TN=T		
Rendement des cultures	DVB>BIO=OMR=FUM Sous maïs PRO=TN après 5 épanadges, sous blé PRO<TN sauf DVB		BOUE=FUMC>DVB=BIO=FUM Sous maïs BOUE et DVB>TN, sous orge et betterave PRO=TN mais sous blé PRO<TN		Identique
CAU (globalement)	OMR>FUM>DVB>BIO		BOUE>FUM>FUMC>BIO>DVB		Croissant à QualiAgro, constant à Colmar

CHAPITRE 5 : APPROCHE DU BILAN CARBONE DE L'INSERTION DES PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES DANS LA FERTILISATION DE SYSTEMES DE GRANDES CULTURES

1. Introduction

Nous avons vu dans les chapitres précédents que l'insertion régulière de PRO dans les itinéraires de fertilisation de systèmes de grandes cultures pouvait permettre d'augmenter les teneurs en MO des sols et augmenter la disponibilité du N pour les cultures. Cette augmentation de disponibilité du N est liée aux effets directs d'un apport de PRO correspondant à la valeur fertilisante azotée du PRO ou à sa valeur équivalent engrais permettant d'économiser une partie des apports d'engrais azoté l'année de l'apport du PRO. L'augmentation de la disponibilité de l'azote pour les cultures est aussi liée à l'augmentation des stocks de MO dans le sol dont la minéralisation augmente le poste de fourniture en azote provenant de l'humus du sol dans le calcul des besoins en engrais. Ce second poste de substitution s'observe après plusieurs apports de PRO ayant conduit à l'augmentation des stocks de MO dans le sol. Cette augmentation de la disponibilité du N se substitue aussi partiellement aux apports d'engrais permettant donc une économie supplémentaire d'engrais. Par ailleurs, l'augmentation des teneurs en MO dans les sols contribue à d'autres effets intéressants comme le stockage du C dans les sols, voie d'atténuation de l'augmentation du CO_2 dans l'atmosphère, responsable du changement climatique. Cependant une augmentation des émissions de GES après apport de PRO par rapport à une fertilisation minérale classique peut contrebalancer les effets positifs précédemment cités. Par ailleurs, l'insertion de PRO dans les itinéraires techniques des cultures peut entrainer des impacts indirects liés à l'augmentation du nombre de passages de tracteurs sur les parcelles amendées (apports d'engrais complémentaire en plus des apports de PRO par exemple). Les apports de PRO peuvent générer d'autres impacts tels que la volatilisation de NH_3, l'augmentation des flux de contaminants, la lixiviation de nitrates entre autres.

Différentes méthodes d'évaluation environnementale existent. La méthode la plus complète est sans doute l'Analyse du cycle de vie (ACV). Le but d'une ACV est de connaître et de pouvoir comparer la pression d'un produit sur les ressources et l'environnement tout au long de son cycle de vie, de l'extraction *(« cradle »)* des matières premières jusqu'à son traitement en fin de vie *(« to grave »)*(mise en décharge, recyclage...) en passant par les ressources naturelles utilisées (Baumann and Tillman, 2004). C'est une méthode standardisée (ISO 14040 et ISO 14044, 2006) et un outil mathématique permettant de traduire des flux en

impacts environnementaux. Quatre étapes sont définies dans les normes sur la méthode ACV, (**Figure 5.1**) :

1. La définition des objectifs et du champ d'étude qui définit les limites spatiale, temporelle et technique de l'étude, les impacts considérés ainsi que l'unité fonctionnelle et le public visé.
2. Dans l'étape d'inventaire et d'analyse des données (LCI: « Life cycle inventory »), un inventaire de toutes les données produites sur le système considéré est réalisé comprenant les émissions et les ressources utilisées pour l'ensemble du cycle de vie. Plus elle sera faite de manière exhaustive et avec des données mesurées au champ (les plus proches de la réalité possible), meilleure en sera l'évaluation des impacts et meilleures en seront les conclusions à en tirer.
3. L'évaluation des impacts du cycle de vie (LCIA:« Life cycle impact assessment ») a pour but de résumer l'inventaire des émissions et ressources dans quelques catégories d'impacts (eutrophisation, acidification, changement climatique, écotoxicologie...) pour permettre une interprétation du système considéré.
4. Enfin, l'étape d'interprétation, tous les résultats sont analysés dans le but de délivrer des conclusions ou des recommandations sur le système étudié. L'étape d'interprétation doit aussi être vérifiée par des outils statistiques, le contrôle de sensibilité et l'analyse d'incertitude (ex : par une méthode de Monte-Carlo).

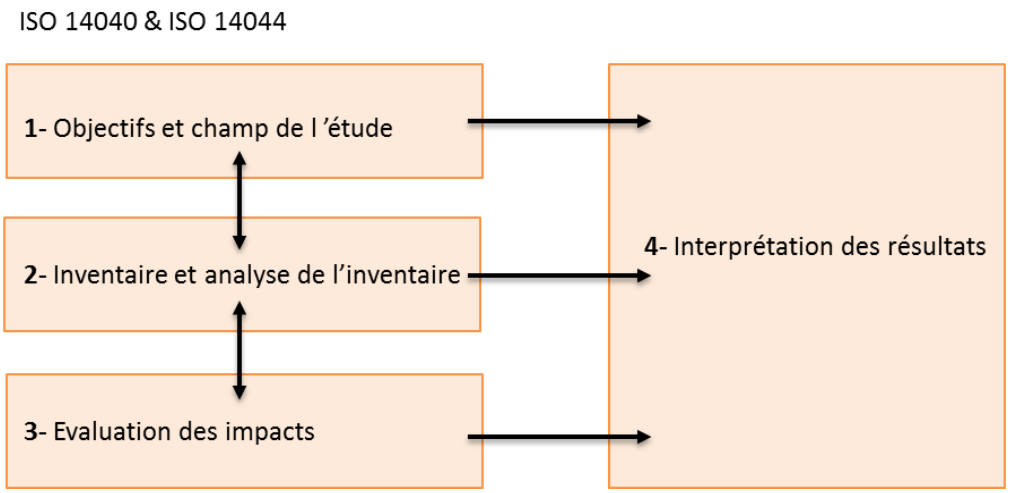


Figure 5.1. Schéma décrivant les 4 étapes de la méthode ACV (ISO 14040, ISO 14044).

L'étape d'évaluation des impacts du cycle de vie a pour but de décrire les conséquences environnementales des émissions et des ressources consommées et quantifiées dans l'étape précédente d'inventaire. Il existe deux méthodes pour réaliser une telle évaluation : la méthode orientée problèmes « midpoint » ou la méthode orientée dommage « endpoint ». Le « midpoint » correspond à une analyse plus axée sur les impacts environnementaux, les effets directs sur l'écosystème (ex : impact « changement climatique » ou impact « eutrophisation...), alors que le « endpoint » est une vision anthropisée des impacts, on retranscrit les impacts calculés en fonction de la réduction de la production alimentaire ou encore de la mortalité des Hommes. Il est plus souvent préféré la méthode orientée problèmes (« midpoint ») pour pallier les inconnues liées aux processus de cause à effet.

Afin de faciliter l'usage commun (formats, références...) des ACV, des bases de données ont été développées. Elles sont bien documentées afin de connaître exactement l'origine de la donnée.

Depuis une vingtaine d'années, la méthode a été adaptée pour son utilisation en contexte agricole (Nemecek et al. 2011; Caffrey and Veal 2013). Par exemple, Adom et al. (2012) se sont intéressés aux émissions liées à la production de lait (en g équivalent CO_2 par kg d'aliments secs) afin de proposer des recommandations pour en réduire les émissions de GES. Concernant les ACV s'intéressant aux PRO, elles considèrent souvent des systèmes dont les limites concernent le plus souvent seulement les processus de traitement des produits (compostage, incinération, valorisation en biogaz...) mais ne vont pas jusqu'à l'application au champ (Martinez-Blanco et al., 2010; Righi et al., 2013). En général, le compostage apparait comme le scenario le plus avantageux avec moins d'impacts environnementaux comparé à d'autres systèmes d'élimination des PRO comme le stockage ou l'incinération (Andersen et al., 2012; Eriksson et al., 2005; Martinez-Blanco et al., 2010; Zhao et al., 2009). Certains ont toutefois essayé d'aller jusqu'à l'application au champ (Christensen et al., 2009; Lacour et al., 2010; Luske, 2010; Martinez-Blanco et al., 2013; Prapaspongsa et al., 2010; Quirós et al., 2014; Saer et al., 2013). Prapaspongsa et al. (2010) ont conclu dans leur étude comparative de 12 scenarii différents de gestion des lisiers de porcs, que la digestion anaérobie était la pratique la moins émettrice de GES (incluant les émissions gazeuses et l'énergie consommée) allant jusqu'à l'application au champ. Certaines études peuvent prendre en compte les bénéfices de l'utilisation des PRO comme l'augmentation de la rétention en eau, la réduction

de l'érosion, le stockage de C et donc proposer des émissions de CO_2 évitées ou « sauvées » (Boldrin et al., 2009; Saer et al., 2013).

Cette méthode ACV est une approche multicritères, très dépendante des limites du système et de l'inventaire des paramètres définis. Son interprétation est difficile car étroitement liée aux frontières du système et à l'inventaire des données. Une méthode monocritère, plus simple et moins coûteuse pour aborder les émissions d'une pratique peut être la méthode de réalisation de bilan de C (ou *carbon footprint*) correspondant à un bilan est une comptabilisation des entrées et des sorties du flux considéré incluant les émissions gazeuses ainsi que les émissions liées à la consommation énergétique de la pratique. Cette méthode permet de caractériser la pression exercée par les activités anthropiques en termes d'émissions de GES sur le changement climatique (EscoMafor, 2014). Cette méthode permet d'agréger différents processus impactant le bilan C d'une pratique en les agrégeant sur la base d'une même unité, l'« équivalent CO_2 ». Hillier et al. (2009) ont appliqué cette méthodologie pour calculer l'empreinte carbone pour un panel de systèmes de cultures (céréales, pommes de terre et légumes) sous différentes opérations au champ comme les types de fertilisation, le labour ou la gestion des maladies. Cependant, seules les émissions en « amont » du champ ont été considérées. Boldrin et al. (2009) détaillent eux aussi les méthodes de calcul utilisées pour évaluer l'empreinte carbone mais en partant du procédé de compostage des biodéchets allant jusqu'à l'application au champ.

Dans ce chapitre, la pratique d'épandage de PRO a été évaluée suivant cette approche monocritère du bilan C de la conduite de cultures. Ce bilan C repose sur les expérimentations menées en conditions contrôlées de laboratoire, les mesures faites dans les essais au champ de teneurs en C du sol, de rendement, de fertilisation. Les mesures en conditions contrôlées au laboratoire ont permis d'estimer les pertes d'azote sous forme de N_2O. Les études au champ, quant à elles, ont permis de quantifier les processus et flux *in situ*.

Notre objectif dans ce chapitre est donc de comparer le bilan C de l'introduction des différents PRO par rapport à une fertilisation minérale classique dans les 2 situations expérimentales au champ de Colmar et QualiAgro, en prenant en compte les effets d'apports répétés de PRO (**Figure 5.2)**. Pour cela, les bilans C ont été effectués sur les 2 ans afin de représenter une campagne d'épandage correspondant aux 6 et 8ème campagnes d'épandage, respectivement à Colmar et QualiAgro. Le bilan n'est fait que sur 2 ans en considérant les états différenciés des

teneurs en MO dans les sols sans prendre en compte les années antérieures aux campagnes considérées. Les premiers postes considérés sont l'augmentation des stocks de C et la substitution des engrais minéraux azotés. Nous avons également pris en compte les opérations culturales impactées par les apports de PRO ou engrais azotés de synthèse, les autres opérations étant considérée comme similaires (labour, semis, traitements phytosanitaires…). Certaines émissions liées à la production des PRO ont également été considérées. Le système et les périodes considérés sont présentés en détail dans la première partie de ce chapitre.

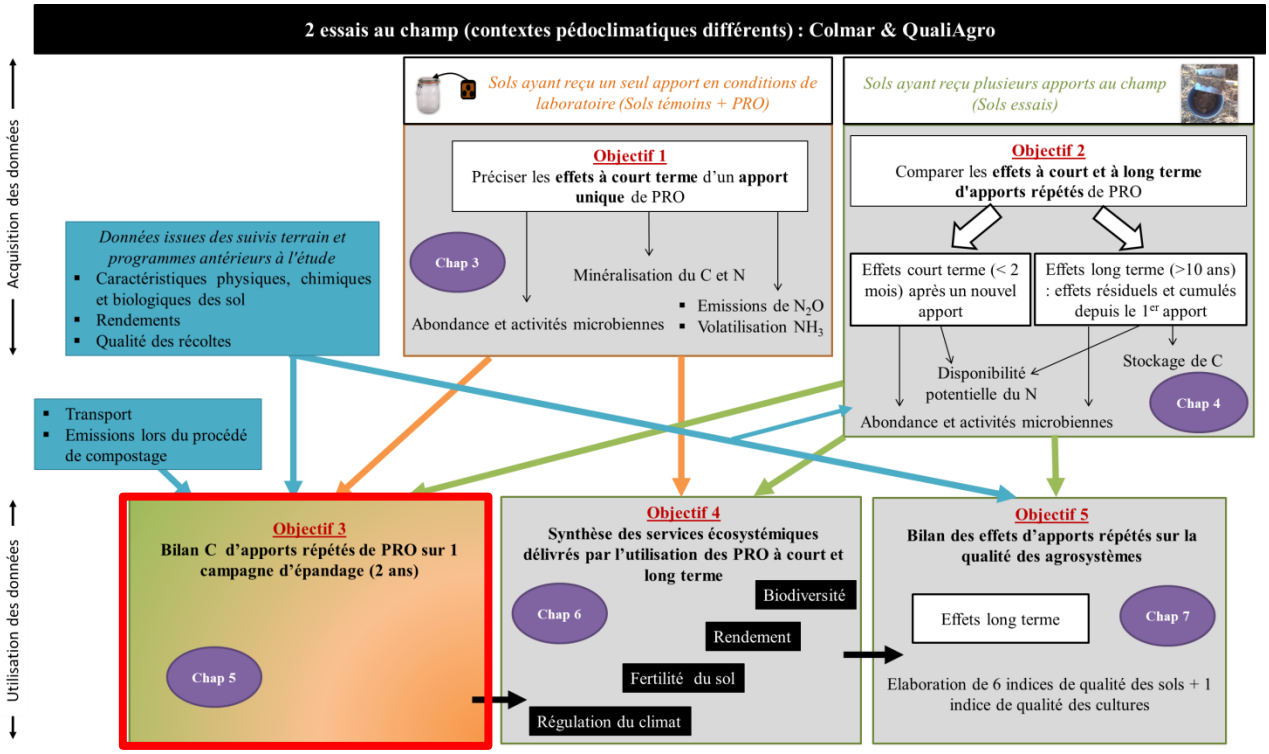


Figure 5.2. Localisation du Chapitre 5 dans le schéma global des objectifs de la thèse.

2. Définitions des systèmes et flux considérés

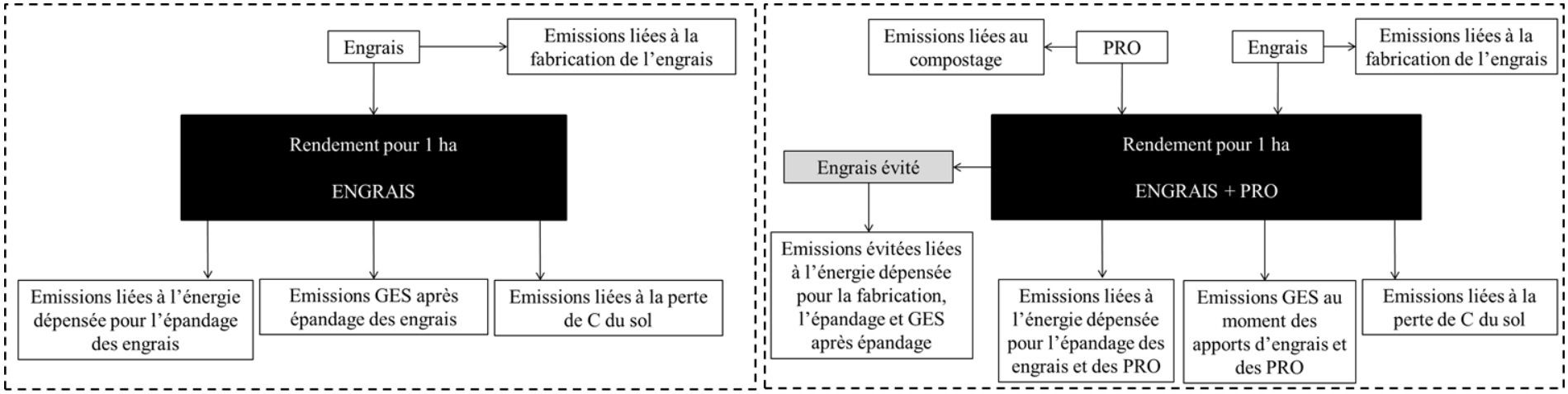
Les limites des systèmes sont détaillées dans la **Figure 5.3**. On réalise un bilan de C en deux temps :

- dans un premier temps, on a pris en compte la production sur une surface de 1 ha sur une période de 2 ans entre 2 épandages (une campagne d'épandage). On considère les flux de C à l'échelle de la parcelle. On appellera ce premier bilan : « bilan au champ ».

- dans un second temps, on prend en compte la production des PRO en amont si ces PRO ont subi des traitements après leur production primaire, en particulier le compostage. On appellera ce deuxième bilan : « bilan global ».

Il ne s'agit pas d'un bilan complet du bilan C mais plutôt d'une analyse des conséquences des apports de PRO sur le bilan C de la conduite de la culture.

L'unité fonctionnelle retenue est l'équivalent CO_2/ha pour une campagne d'épandage et pour un rendement des cultures constant, ce qu'on estime être le cas dans les traitements amendés par des PRO en comparaison avec les traitements témoins fertilisés. Les limites du système global s'étendent de la production des engrais et des composts jusqu'à leur application au sol (**Figure 5.3**). Ne sont représentés que les flux impactés par la substitution d'une partie des engrais par les PRO.



Limites des systèmes:

- Limite temporelle = 1 campagne d'épandage → 1 épandage et 2 saisons culturales
- Unité fonctionnelle = kg eq CO_2/ha pour un rendement constant
- Technique = Flux de C à l'échelle de la parcelle

Figure 5.3. Comparaison de deux pratiques de fertilisation. Schéma des systèmes considérés pour la réalisation de l'approche du bilan C de l'insertion des PRO dans la fertilisation de systèmes de grandes cultures. En pointillés sont considérées les limites des systèmes. Les émissions de GES évitées seront soustraites des émissions totales.

2.1. Bilan simplifié du C

Le **Tableau 5.1** présente les différentes étapes du système considéré. Il recense la description des étapes et explique brièvement les méthodes de calcul, ainsi que l'origine des données.

On a voulu effectuer un bilan C simplifié de la pratique d'épandage prenant en compte les différents postes intervenant dans ce bilan C dont (i) des émissions (**Tableau 5.1**):

- Emissions de GES (N_2O) suite aux apports d'engrais et de PRO
- Energie nécessaire à la fabrication des engrais minéraux
- Emissions GES et énergie consommée lors des épandages des PRO ou engrais minéraux. Les autres opérations culturales sont identiques dans tous les traitements et ne sont donc pas prises en compte dans l'analyse.

Le bilan prend en compte également (ii) des émissions évitées compensant les émissions globalesde GES telles que :

- L'évolution des stocks de C dans les sols : augmentation ou diminution en fonction des traitements
- l'énergie économisée par la non production d'engrais azoté substitué par les PRO
- les émissions évitées par le non épandage des engrais substitués par les apports de PRO

Tous les flux sont exprimés en flux de C équivalent CO_2 et calculés à l'hectare pour une production végétale similaire dans tous les traitements.

Outre ces émissions à la parcelle, le bilan prendra également en compte les émissions de GES lors de la production et/ou transformation des PRO en amont :

- émissions de GES lors du compostage des biodéchets, du fumier et de la boue. Aucune émission n'est prise en compte dans la fabrication de la boue ou du fumier. Ces 2 PRO sont considérés comme étant produits de toute façon et devant être valorisés ou éliminés.

Tableau 5.1. Recensement et description des étapes considérées dans le bilan de C de l'insertion des PRO dans la fertilisation des systèmes de grandes cultures.

N° étape	Nom de l'étape	Description, explications, détails	Méthode de calcul
Etape 1	Evaluation des émissions de N_2O liées à l'apport de PRO	Prise en compte des émissions de N_2O lors de l'apport des PRO, car les facteurs d'émission sont différents d'un PRO à l'autre (**Chapitre 3**), et que c'est un des gaz majeurs dans les émissions de GES dans les sols agricoles non inondés.	Utlisation des facteurs d'émissions mesurés au laboratoire (**Chapitre 3**)
Etape 2	Evaluation des émissions de N_2O liées aux apports d'engrais	Prise en compte des émissions de N_2O lors de l'apport d'engrais minéraux au champ.	Utlisation des facteurs d'émissions mesurés au laboratoire (**Chapitre 3**)
Etape 3	Evaluation de l'impact C de la fabrication des engrais	La fabrication des engrais minéraux azotés est fortement consommatrice d'énergie fossile pour leur synthèse.	Utilisation des données issues de l'ACV agricole de Nemecek *et al.* 2007
Etape 4	Evaluation des émissions évitées liées *(i)* à la fabrication et *(ii)* à l'apport des engrais non utilisés	La substitution des engrais par les PRO permet d'éviter les émissions liées à la fabrication et celles liées à l'épandage des engrais azotés substitués	Utlisation des facteurs d'émission mesurés au laboratoire (**Chapitre 3**), calcul de la substitution des engrais au champ et utilisation des données issues de l'ACV agricole de Nemecek *et al.* 2007
Etape 5	Evaluation de l'impact C lié aux passages de tracteurs quelles que soient le opérations culturales	Prise en compte des différences de puissances de tracteurs utilisés lors de l'épandage des PRO et des engrais, ainsi que l'enfouissement des PRO et du nombre de passages de tracteurs qui peut être supérieur dans le cas d'apport de PRO. Nous n'avons pas considéré les transports des PRO de la plateforme vers le champ car nous avons considéré que ces transports étaient équivalents quelque soit les filières étudiées.	Utilisation des données issues de l'ACV agricole de Nemecek *et al.* 2007, prise en compte des émissions de CO, NOx, N2O, CH_4 et CO_2 pour la consommation de diesel
Etape 6	Evaluation de l'évolution des stocks de C dans les sols correspondant aux deux années étudiées	L'augmentation des stocks de C dans les sols liée aux apports réguliers de PRO ou leur diminution en cas d'apport d'engrais minéral contribue à l'atténuation en cas d'augmentation du bilan C ou l'amplification des émissions comptées dans le bilan C en cas de diminution. Cette évolution est calculée sur une période de 2 ans (équivalent à une campagne d'épandage) dans la trajectoire globale d'évolution des stocks de C dans les sols des différents traitements.	Utilisation des données de suivi régulier des sols de 2012 pour Colmar et des données des sols de 2013 pour QualiAgro pour l'évaluation de l'augmentation des stocks de C
Etape 7	Evaluation des émissions de GES liées au compostage des PRO	Prise en compte partielle de l'amont via les émissions de GES lors du compostage des PRO apportés. Ces émissions amonts sont prises en compte pour les PRO transformés, à savoir les composts de biodéchets, de boue et de fumier. Aucune émission amont n'est prise en compte pour la boue et le fumier qui existent et qui doivent être valorisés de toute façon. Les consommations d'énergie sur les plates-formes de compostage n'ont pas été prises en compte car elles sont beaucoup plus faibles que les émissions de GES au cours du compostage (Pradel et al, 2014).	Utilisation des données issues du rapport de l'ADEME parue en juillet 2012 sur les émissions atmosphériques du compostage

2.2. Conventions de calcul

L'ensemble des postes d'émissions considérés dans le bilan de C sont calculés en kg d'équivalent CO_2 par hectare. Les facteurs de conversion suivant sont adoptés pour les calculs

Pouvoir de réchauffements globaux sur 100 ans (PRG) des GES étudiés :

1 kg CH_4=25 kg eq CO_2

1 kg N_2O=310 kg eq CO_2

1 kg CO=1.57 kg eq CO_2

1 kg HC= 3.67 kg eq CO_2.

1 kg NOx= 40 kg eq CO_2.

Emissions de N_2O:

1 kg N-N_2O = 1.57 kg N_2O

1 kg N_2O = 310 kg eq CO_2

Donc 1 kg N-N_2O = 1.57 × 310 = 486.7 kg eq CO_2

Stockage de C dans le sol :

1 kg C-CO_2=3.67 kg eq CO_2

2.3. Périodes de calcul

A Colmar comme à QualiAgro, la période analysée correspond à une campagne d'épandage soit 1 épandage et 2 saisons culturales (**Figure 5.4**). Les $6^{ème}$ et $8^{ème}$ campagnes d'épandage sont choisies à Colmar et QualiAgro respectivement.

A Colmar la période va de **décembre 2010** à **décembre 2012**. L'épandage de PRO a eu lieu les 13 et 14 décembre 2010, les 2 cultures sont une betterave en 2011 puis une orge en 2012.

A QualiAgro, la période s'étale de **septembre 2011** à **août 2013**, L'épandage de PRO a eu lieu du 19 au 22 septembre 2011, les 2 cultures sont un maïs en 2012 puis un blé en 2013.

Dans les 2 cas, nous prenons donc en compte les effets cumulés des apports précédents (stockage de C) et les effets directs du dernier apport (émissions N_2O, substitution des engrais…).

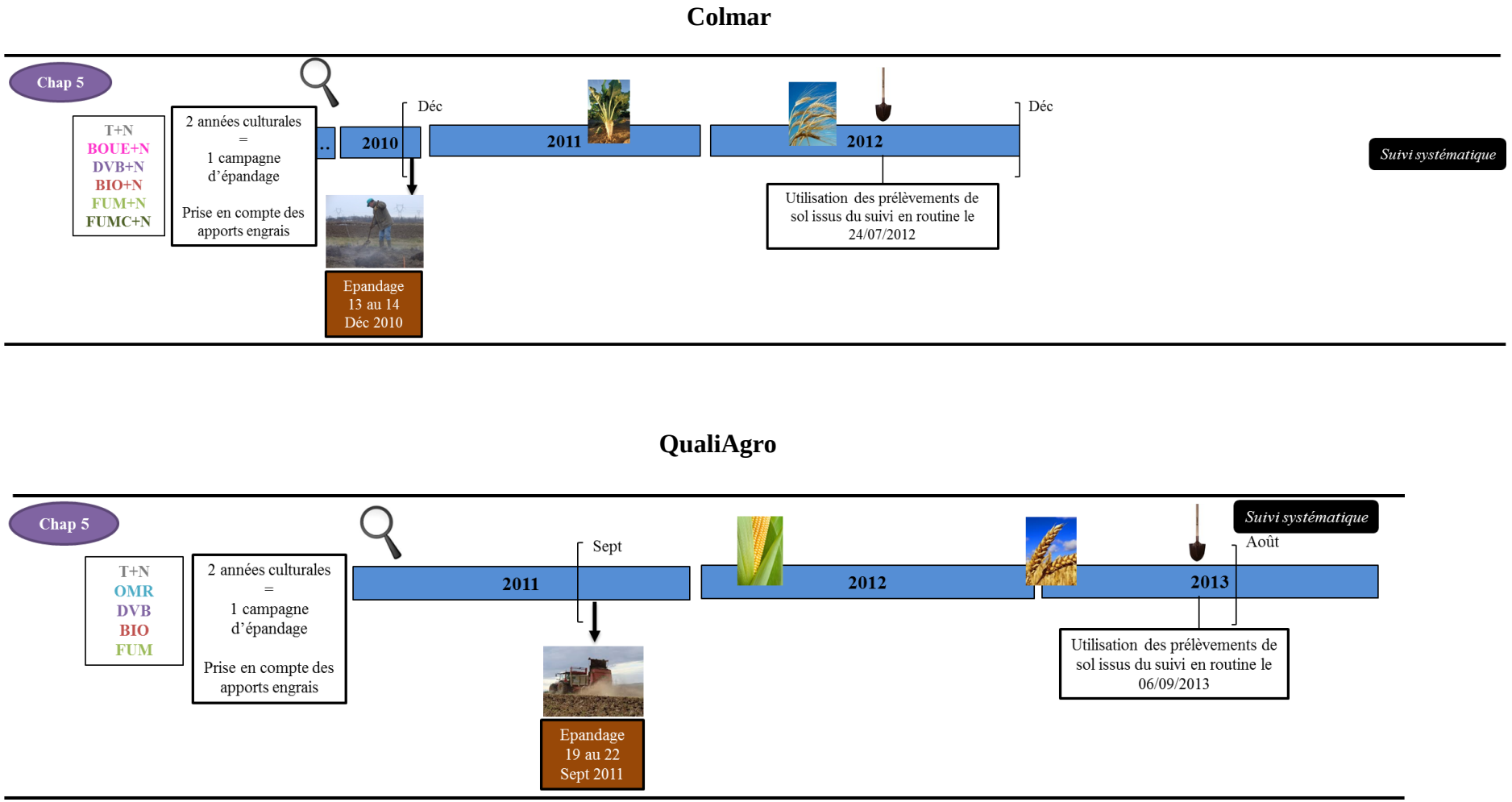


Figure 5.4. Période utilisée pour l'étude du bilan C pour le site de cColmar (haut) et QualiAgro (bas).

2.4. Traitements considérés

Pour le site de Colmar, nous avons considéré pour les calculs, les traitements recevant une fertilisation minérale azotée complémentaire. Dans ces sous-essais complémentés en N, les rendements des cultures sont similaires, ce qui permet de faire des calculs de substitution d'engrais en gardant le même potentiel de rendement. Tous les apports de PRO ou d'engrais se font manuellement et les doses d'engrais apportés sont ajustées en fonction des prévisions de rendement et de fourniture en N par le sol donc en considérant une substitution partielle des engrais liés aux apports de PRO.

Pour le site QualiAgro, les bilans ont été calculés à partir des résultats obtenus pour les parcelles amendées en PRO sans complémentation minérale en comparaison aux témoins fertilisés (T+N) car la gestion du site est basée sur des quantités de C et ces traitements ont des rendements similaires aux T+N. Dans les traitements amendés, le maïs qui suit l'apport de PRO ne reçoit aucune fertilisation minérale. De même, les doses d'engrais sur le blé sont modulées en fonction des reliquats azotés en sortie d'hiver. Nous pouvons donc estimer des substitutions d'engrais.

2.5. Détails des étapes de calculs pour la définition du bilan simplifié de C

7 étapes successives sont évaluées et cumulées sur le graphique représentant le bilan C. Ces sept étapes présentées dans le **Tableau 5.1**, sont détaillées ci-après.

2.5.1. Emissions de N_2O après apport de PRO

Les émissions de N_2O ont été estimées en utilisant les données issues de la modélisation des flux de N_2O mesurés en laboratoire (Cf **Chapitre 3**) correspondant aux facteurs d'émissions (FE) pour un an au champ (Tableau 5.84). Ces facteurs d'émissions ont été multipliés par les quantités de N apportées par les PRO lors de l'épandage de la campagne considérée (Tableau 5.84), **Eq. (a)**.

N2O (kg N/ha) = FE (% Ntot PRO apporté)× Q N PRO apporté (kg N/ha) **Eq. (a)**

Puis, on convertit ces résultats en kg eq CO_2, en utilisant la relation suivante :

$$N2O\ (kg\ eq\ CO2/ha)\ = 486.7\ \times FE\ (\%\ Ntot\ PRO\ apporté) \times Q\ N\ PRO\ apporté\ (kg\ N/ha)$$

Tableau 5.2. Facteurs d'émission du N_2O à un an (365 jours) en conditions au champ (T°C moyenne de 10°C), quantités de PRO apportées en kg N/ha pour l'épandage de Septembre 2011 à QualiAgro et de Février 2011 à Colmar et quantités d'engrais apportées (kg de N minéral/ha) sur les périodes considérées.

	Facteur d'émission pour 1 an (% Ntot)	Quantités apportées de PRO (kg N/ha)	Quantités apportées d'engrais (kg Nmin/ha) entre parenthèse la nature des engrais		Somme des deux types d'engrais apporté (kg Nmin/ha)
			Année 1	Année 2	
BOUE_C	1.9	150	0 (ammonitrate 27%)	39 (ammonitrate 33.5%)	39
DVB_C	0.19	179	42 (ammonitrate 27%)	56 (ammonitrate 33.5%)	98
BIO_C	0.41	172	100 (ammonitrate 27%)	47 (ammonitrate 33.5%)	147
FUM_C	0.28	141	87 (ammonitrate 27%)	34 (ammonitrate 33.5%)	121
FUMC_C	0.25	133	110 (ammonitrate 27%)	40 (ammonitrate 33.5%)	150
OMR_Q	0.48	255	0 (ammonitrate 33.5%)	87 (ammonitrate 33.5%)	87
DVB_Q	0.17	363	0 (ammonitrate 33.5%)	87 (ammonitrate 33.5%)	87
BIO_Q	0.3	300	0 (ammonitrate 33.5%)	87 (ammonitrate 33.5%)	87
FUM_Q	0.16	231	0 (ammonitrate 33.5%)	87 (ammonitrate 33.5%)	87
T+N_C	0.25	0	160 (ammonitrate 27%)	73 (ammonitrate 33.5%)	233
T+N_Q	0.09	0	110 (ammonitrate 33.5%)	176 (ammonitrate 33.5%)	286

2.5.2. Emissions de N_2O après apports d'engrais.

Pour évaluer les quantités de N_2O émis lors de l'apport d'engrais, on utilise les facteurs d'émission mesurés comme précédemment en conditions contrôlées de laboratoire pour les engrais minéraux appliqués aux sols des deux sites d'étude (**Tableau 5.2**). Comme précédemment, on multiplie ces facteurs d'émissions par les quantités d'engrais azotés apportées sur les parcelles : celles recevant des PRO mais complémentées en N minéral et les parcelles témoin ne recevant que des engrais minéraux lors des années considérées en fonction des sites d'études (**Tableau 5.2**), Eq. (**b**).

$$N2O\ (kg\ N/ha) = FE\ (\%\ N\ engrais\ apporté) \times Q\ \ N\ engrais\ apporté\ (kg\ N/ha)$$ **Eq. (b)**

Puis, on convertit ses résultats en kg eq CO_2, en utilisant la relation suivante :

$$N2O(kg\ eq\ CO2/ha) = 486.7\ X\ FE\ (\%\ N\ engrais\ apporté) \times Q\ N\ engrais\ apporté\ (kg\ N/ha)$$

2.5.3. *Emissions de GES correspondant à l'énergie consommée pour la fabrication des engrais.*

Des données issues de l'ACV agricole réalisée par Nemecek et al. (2007) ont été utilisées. Ils reportent que la fabrication d'1 kilogramme d'engrais émet 1.05 kg eq CO_2. On utilise de l'ammonitrate 33.5%, comme engrais chimique pour QualiAgro en 2012 et 2013 et pour la culture d'orge en 2012 à Colmar, alors que de l'ammonitrate 27% est utilisé pour la culture de betterave à Colmar en 2011. Dans 1 kilogramme d'engrais, il y a 0.335 kg de N. L'équation suivante est utilisée (**Eq (c)**) :

$$Q\ émis\ de\ GES\ (kg\ eq\ CO2/ha) = (Q\ apportée\ d'engrais\ (kg\ N/ha) \div Pr\ de\ N) \times Em\ GES$$

Eq (c)

Avec *Q* pour quantité, *Pr* pour proportion de N dans un kilogramme d'engrais (0.335 ou 0.27 kg de N) et *Em GES* pour les émissions de GES pour la fabrication de 1kg d'engrais (1.05 kg eq CO_2). Les quantités apportées d'engrais correspondent à celles apportées pour la période considérée à Colmar et à QualiAgro (**Tableau 5.2**).

2.5.4. *Evaluation des émissions évitées liées à la fabrication et à l'apport des engrais substitués par les PRO*

Calcul de la substitution des engrais minéraux azotés par les PRO.

Le calcul de la substitution des engrais minéraux par les PRO doit être abordé de manière différente entre Colmar et QualiAgro.

A Colmar, les quantités d'engrais azotés apportées pour fournir aux cultures des disponibilités en N équivalentes dans tous les traitements sont calculées chaque année sur la base de la méthode des bilans en prenant en compte la part de N disponible apportée par les PRO. Le potentiel de substitution des engrais minéraux par l'utilisation des PRO peut donc être approché par la différence des quantités d'engrais minéraux azotés apportées entre les traitements témoin et les traitements amendés en PRO pendant les deux années considérées (**Tableau 5.3**).

Calcul pour les années considérées:

Q substituée engrais= [(Q Nmin année 1 + Q Nmin année 2) apportée sur T+N]-[(Q Nmin année 1 + Q Nmin année 2) apportée sur PRO+N]

avec *Q* pour quantité en kg N/ha.

Les apports cumulés d'engrais sur tous les traitements (**Figure 5.5 gauche**) nous permettent de calculer ces substitutions d'engrais, celles-ci correspondant aux différences de quantités d'engrais apportées sur les traitements amendés en PRO par rapport au traitement témoin recevant des engrais minéraux (**Figure 5.5 droite**).

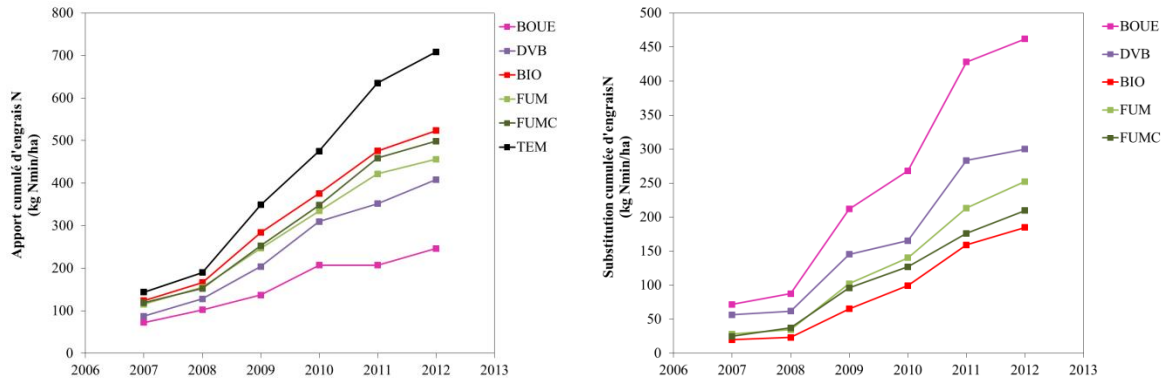


Figure 5.5. Site Colmar (gauche) Apports cumulés d'engrais minéral en kg N.ha^{-1}, (droite) substitution cumulée d'engrais (kg N.ha^{-1}) qui correspond à la différence entre les parcelles témoins (en noir) et les parcelles recevant des PRO (en couleur). Les traitements témoin et amendés en PRO se différencient à partir de 2007, période représentée sur les figures.

A QualiAgro, la gestion du site est basée sur des quantités de C à apporter, donc pour avoir accès à la substitution potentielle des PRO, nous avons considéré les traitements PRO seuls et le traitement T+N qui ont des rendements similaires. On compare donc les quantités apportées sur T+N (286 kg N.ha^{-1}) à la dose minimale apportée sur les parcelles sans complémentation minérale (apport minimal sur blé, soit 87 kgN.ha^{-1} pour toutes les parcelles).

Calcul pour les années considérées:

Q substituée engrais= [(Q Nmin année 1 + Q Nmin année 2) apportée sur T+N]-[(Q Nmin année 1 + Q Nmin année 2) apportée sur PRO seuls]

Avec *Q* pour quantité en kg Nmin/ha.

Tableau 5.3. Quantités de N minéral apportées sur les deux années (kgN/ha) et quantités substituées (kgN/ha) pour une campagne d'épandage (2 années culturales).

Années considérées		Quantités apportées de Nminéral sur deux années (kg N/ha)	Quantités Nminéral subsitué par les PRO (kg N/ha)
2011+2012	BOUE_C	39	194
	DVB_C	98	135
	BIO_C	148	85
	FUM_C	121	112
	FUMC_C	150	83
2012+2013	OMR_Q	87	199
	DVB_Q	87	199
	BIO_Q	87	199
	FUM_Q	87	199
2011+2012	T+N_C	233	0
2012+2013	T+N_Q	286	0

A partir des quantités d'engrais substituées par les PRO, on calcule les émissions évitées de N_2O associées à leur apport comme en *2.5.2/* et les émissions évitées de GES liées à leur fabrication comme calculé en *2.5.3/.* Il s'agit d'émissions évitées car ces quantités correspondent aux quantités non utilisées sur les deux années considérées, liées à l'économie d'engrais minéral réalisée par l'utilisation de PRO. Les quantités sont représentées en négatif et cumulées aux émissions précédemment estimées.

2.5.5. Evaluation de l'impact C lié aux passages des tracteurs lors de l'épandage et enfouissement de PRO, et l'épandage d'engrais minéraux.

Trois opérations culturales sont prises en compte car se différenciant entre les traitements des différents essais (**Tableau 5.4**):

- l'épandage des PRO. On considère un tracteur (Misten, hydraulic loader = 4WD 95-128 kW de capacité 5 tonnes qui pèse 7 tonnes vide auquel est ajoutée la machinerie agricole pour épandre les PRO qui pèse 3.8 tonnes) et une vitesse d'épandage de 0.00019 h/kg MB de produit épandu. On considère dans notre étude que pour l'épandage de la quantité de PRO utilisé et selon la surface, il nous faut 1 heure de travail avec cet équipement par hectare.

- L'enfouissement des PRO. On considère un tracteur (4 WD 65-94 kW de 5.3 tonnes) auquel est ajouté une charrue à 4 socs d'une tonne, de durée de vie de 12 ans pour une utilisation de 40 ha/an et donc d'une vitesse d'enfouissement de 1 h/ha.

- L'apport d'engrais minéral. On considère un tracteur (4 WD 30-64 kW qui pèse 3.3 tonnes) qui porte un épandeur d'engrais (fertiliser broadcaster Schleuderstreur de capacité 500 litres (LBL et al., 2000) qui pèse environ 200 kg), avec une durée de vie de 10 ans pour une utilisation d'environ 100 ha/an, et avec une vitesse d'épandage des engrais de 0.2 h/ha.

Toutes ces informations proviennent del'ACV agricole (Nemecek et al., 2007).

Tableau 5.4. Descriptions des tracteurs et de la machinerie agricole (opération culturale), poids, durée de vie et temps d'utilisation par opération (*données issues de l'ACV agricole de Nemecek et al. 2007 et **données à dire d'expert).

Tracteur (T)*	Poids de T*	Machinerie agricole (MA)*	Poids de MA*	Durée de vie*	Temps d'utilisation pour l'opération culturale**	Description*
-	tonnes	-	tonnes	années	h/ha	-
Tracteur 4WD 30-64 kW	3.3	Epandeur d'engrais	0.193	10	0.2	Fertiliser broadcaster de capacité 500l, Schleuderstreur bis (LBL et al. 2000)
Tracteur 4WD 64-94 kW	7	Epandeur de PRO	3.8	10	1	Epanadge du chargement de fumier solide avec versement hydraulique à partir de lisier (Misten hydraulic loader) de capacité 5 tonnes. La production de fumiers et les émissions du lisier ne sont pas inclus.
Tracteur 4WD 65-94 kW	5.3	Charrue	1	12	1	Charrue à 4 sillons pour l'enfouissement des PRO

**Nemecek et al. 2007 (Annexes dans le rapport sur l'ACV agricole, Chapitre 7)*

***Données personnelles de Emmanuelle Garrigues (enquête réalisée sur le site expérimentale de Naizin avec les cultures classiques colza maïs blé)*

Des précisions sont données sur les émissions de GES liées à la consommation de diesel pour les différents équipements ou type d'opérations (Nemecek et al., 2007). On connaît le temps de travail (Données personnelles de Emmauelle Guarrigues) pour chaque pratique pour un hectare à savoir 1h pour l'épandage des PRO, 1h pour l'enfouissement des PRO et 0.2h pour l'épandage des engrais minéraux et la consommation de diesel associée à chaque pratique : 3.3 $l.h^{-1}$; 14.8 $l.h^{-1}$ et 4.2 $l.h^{-1}$ respectivement (**Tableau 5.5**).

Les émissions totales sont ensuite calculées en considérant les émissions dues à la combustion du diesel et les émissions dues à la consommation de diesel générées lors des différentes opérations d'épandages d'engrais et de PRO et d'enfouissement des PRO (**Tableau 5.5**). Les émissions prises en compte lors de la combustion du diesel au champ et donc liées au CO (monoxyde de carbone) et NOx (oxydes d'azote) sont exprimées en $g.h^{-1}$ (ces émissions varient principalement en fonction de la charge du véhicule) (**Tableau 5.5**), alors que les données pour les émissions de N_2O, CH_4 et CO_2 sont données en kg émis.kg^{-1} de diesel consommé (**Tableau 5.5**). Pour le CO_2, CH_4 et N_2O, les émissions liées à la consommation de diesel (kg/ha) sont calculées à partir de la consommation horaire (temps de travail × consommation de carburant) des tracteurs en diesel multipliée par le rapport entre les consommations de diesel (kg/heure) et sa masse volumique (0.85 kg/l).

A l'aide des pouvoirs de réchauffement globaux (PRG) sur 100 ans de tous les GES étudiés (CH_4=25, CO_2=1, N_2O=310, CO=1.57, HC=3.67, NOx= 40), on convertit les données initiales en kg eq CO_2. Finalement, les émissions de GES exprimées en kg eq CO_2 par passage pour un hectare sont de 27.1 kg eq CO_2/ha pour l'épandage des PRO, 74.9 kg eq CO_2/ha pour l'enfouissement des PRO et 4.4 kg eq CO_2/ha pour l'épandage des engrais minéraux (**Tableau 5.5**).

Tableau 5.5. Résumés des consommations de carburant, temps de travail au champ, GES considérés (CO, HC, NOx, CO_2, CH_4 et N_2O), pouvoirs de réchauffements globaux (PRG) des GES considérés, et du total des émissions pour les 3 pratiques culturales (épandage des PRO, enfouissement et épandage des engrais minéraux) exprimés en kg eq CO_2/ha.

	Consommation de carburant par heure	Temps de travail	Emissions par heure			Emissions par hectare			Emissions en kg eq CO_2 par hectare*		
			NO x	CO	HC	NO x	CO	HC	NO x	CO	HC
	(l/h)	(h/ha)	(g/h)	(g/h)	(g/h)	(g/ha)	(g/ha)	(g/ha)	(kg eq CO_2/ha)	(kg eq CO_2/ha)	(kg eq CO_2/ha)
Epandage de PRO	3.3	1.0	367	53	28	367	53	28	14.68	0.08	0.10
Enfouissement de PRO	14.8	1.0	490	99	26	490	99	26	19.60	0.16	0.10
Epandage d'engrais minéral	4.2	0.2	154	14	10	30.8	2.8	2	1.23	0.00	0.01

*conversion avec les PRG de chaque gaz (cf Tableau)

	Consommation de carburant par heure	Temps de travail	Consommation de diesel par heure			Emissions liées à la consommation de diesel, par hectare**			Emissions liées à la consommation de diesel en kg eq CO_2 par hectare*		
			CO_2	CH_4	N_2O	CO_2	CH_4	N_2O	CO_2	CH_4	N_2O
	(l/h)	(h/ha)	(kg)	(kg)	(kg)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg eq CO_2/ha)	(kg eq CO_2/ha)	(kg eq CO_2/ha)
Epandage de PRO	3.3	1.0	3.12	1.30E-04	1.21E-04	12.11	5.03E-04	4.68E-04	12.11	0.01	0.15
Enfouissement de PRO	14.8	1.0	3.12	1.30E-04	1.21E-04	54.31	2.26E-03	2.10E-03	54.31	0.06	0.65
Epandage d'engrais minéral	4.2	0.2	3.12	1.30E-04	1.21E-04	3.08	1.28E-04	1.19E-04	3.08	0.00	0.04

** masse volumique du diesel est de 0.85 kg/l

*conversion avec les PRG de chaque gaz (cf Tableau)

	Emissions totales des GES considérés dans les deux tableaux
	(kg eq CO_2/ha)
Epandage de PRO	27.1
Enfouissement de PRO	74.9
Epandage d'engrais minéral	4.4

Le nombre de passages de tracteurs correspondant aux différentes opérations est résumé dans le **Tableau 5.6**. Dans toutes les parcelles amendées avec des PRO, on compte 1 passage pour l'épandage et 1 passage pour l'enfouissement des PRO. Pour l'épandage des engrais minéraux le nombre de passages de tracteur varie en fonction de la capacité du PRO à substituer de l'engrais minéral. Dans les traitements FUM_C, BIO_C, DVB_C, les épandages de PRO doivent être complémentés par 3 apports d'engrais tout comme dans le traitement témoin. Dans le traitement BOUE_C, un seul apport d'engrais minéral en 2 ans est suffisant. A QualiAgro, comme précédemment, on compte un passage pour épandre les PRO et un passage pour enfouir les PRO dans tous les traitements organiques. Il y a 1 épandage d'engrais pour les parcelles recevant des PRO contre 2 épandages pour les parcelles recevant uniquement des engrais minéraux.

Par multiplication des émissions estimées par passage sur un hectare avec le nombre de passages par pratique, on obtient les émissions pour chaque traitement dues au passage des tracteurs pour les 3 pratiques, sur la période des deux années considérées et pour un hectare (**Tableau 5.6**). Ces émissions sont ajoutées à notre bilan.

Tableau 5.6. Nombre de passages des trois tracteurs et estimations des émissions totales considérant tous les GES, et toutes les pratiques (épandage des PRO, enfouissement et épandage des engrais minéraux), exprimées en kg eq CO_2.

	Nombre de passages			Emissions totales pour les 3 pratiques considéeés
	Epandage des PRO	Enfouissement des PRO	Epandage des engrais minéraux	(kg eq CO_2)
BOUE_C	1	1	1	106.4
DVB_C	1	1	2	110.7
BIO_C	1	1	3	115.1
FUM_C	1	1	3	115.1
FUMC_C	1	1	3	115.1
OMR_Q	1	1	1	106.4
DVB_Q	1	1	1	106.4
BIO_Q	1	1	1	106.4
FUM_Q	1	1	1	106.4
T_C	0	0	3	13.1
T_Q	0	0	2	8.7

2.5.6. *Evaluation de l'évolution des stocks de C dans les sols correspondant aux deux années étudiées.*

Les évolutions des stocks de C dans l'horizon de labour sont suivies depuis la mise en place des expérimentations. Elles ont été estimées sur 12 années pour Colmar et 15 années pour QualiAgro. Ces données sont calculées comme suit, en négligeant l'évolution des densités dans la couche labourée (**Eq. (e)**) :

$$Delta\ stock\ C\ (tC/ha) = (Teneur\ en\ C\ du\ sol\ final\ (g/kg) - Teneur\ en\ C\ du\ sol\ initial\ (g/kg)) \times profondeur\ (m) \times densité\ (g/cm3) \times 10 \qquad \textbf{Eq (e)}$$

Plusieurs épandanges ont eu lieu pendant la période considérée : 6 à Colmar et 8 à QualiAgro. Pour estimer l'évolution des stocks de C sur une campagne, nous avons divisé ces augmentations de stock de C **(Eq (e))** par le nombre d'épandages ayant eu lieu en fonction du site étudié (6 ou 8), (**Tableau 5.7**).

Tableau 5.7. Evaluation des stocks de C dans les sols correspondant aux deux années culturales étudiées dans chaque site expérimental et en fonction des PRO reçus.

	Delta du stock de C (2000-2012 pour Colmar et 2013-1998 pour Qualiagro)	Augmentation du stock de C pour les deux années considérées	Emissions liées à l'évolution du stock de C
	t C/ha	t C/ha	kg eq CO_2/ha
BOUE_C	-3.3	-0.5	1892
DVB_C	1.9	0.3	-1113
BIO_C	3.1	0.5	-1781
FUM_C	0.0	0.0	0
FUMC_C	-1.6	-0.3	946
OMR_Q	8.9	1.1	-4037
DVB_Q	19.2	2.4	-8808
BIO_Q	19.5	2.4	-8808
FUM_Q	13.4	1.7	-6239
T+N_C	-7.0	-1.1	4063
T+N_Q	-0.5	-0.1	367

On ajoute ces émissions exprimées en kg eq CO_2 dans notre bilan (dernière colonne du **Tableau 5.7)**. Dans certains cas, les valeurs sont positives et dans d'autres négatives. Dans ce dernier cas, on parlera d'émissions évitées.

2.5.7. Emissions de GES liées au compostage des PRO.

On prend en compte uniquement les émissions de GES lors du traitement par compostage des PRO étudiés dans les essais. Le compostage au sein del'ensemble de la filière, de la collecte au produit final,est le poste qui contribue à 90% des émissions totales de la filière (en tout cas pour la BOUE ; Pradel et al., 2013). Au sein du compostage, les émissions de N_2O et autres GES (principalement CH_4) sont très impactantes dans le procédé à cause du très fort pouvoir de réchauffement de ces GES (310 pour N_2O *vs* 25 pour CH_4) (ADEME, juillet 2012). Il n'y a pas de consensus sur la comptabilisation des émissions de CH_4 dans les ACV mais certains auteurs ont bien documenté ces émissions lors du compostage en andain (Amlinger et al., 2008; Luske, 2010; Edwards et Williams, 2011). Le N_2O avec son plus fort PRG (310) est le gaz le plus impactant (Bacheley et al. 2008 ;de Guardia et al., 2010a, 2010b ; Hao et al. 2011; Boldrin et al. 2009) et il intervient surtout à la fin du processus de compostage quand le C disponible a été utilisé sans que la totalité de l'N n'ait été stabilisé (Boldrin et al., 2009). Aucune émission n'est considérées pour la BOUE brute ou le fumier car ils sont produits et doivent être valorisés ou éliminésde toute façon.

Le rapport publié par l'ADEME en juillet 2012 sur les émissions atmosphériques du compostage nous a permis de prendre en compte les émissions de N_2O et CH_4 estimées pour des PRO de nature différente (fumier, biodéchet, boue, déchets verts). Nous avons sélectionné les données se rapprochant le plus des caractéristiques des PRO utilisés dans notre étude. Lorsque plusieurs valeurs étaient référencées, nous avons choisi d'utiliser la médiane de ces résultats. Il faut noter que seules quelques références étaient disponibles et que la plupart des valeurs provenaient de pilotes de compostage et non de mesures réelles sur plateformes (**Tableau 5.8**). Les données chiffrées étaient exprimées en g par tonne de MS entrante. On a considéré que 500 kg de MS de compost étaient produits pour 1 tonne de MS entrante (abattement de 50%).

Tableau 5.8. Récapitulatif des facteurs d'émissions recensés dans le rapport sur les émissions atmosphériques du compostage, ADEME, juillet 2012, et utilisés dans nos calculs.

Type de compost	Matrice	Auteur	Emissions (g/500 kg MS compost)		Intervalle émission (g/500 kg MS compost)	
-	-	-	N_2O	CH_4	N_2O	CH_4
BIO	biodéchets municipaux et industriels	Bacheley et al., 2008	172-392	-		
BIO	déchets alimentaires et copeaux de bois	De Guardia et al., 2010 a et b	0-179	0-3673	196	1836.5
BIO	Différentes matrices (rapport)	GBD 2005	7-168	-		
OMR	ordures ménagères municipaux après collecte sélective et élimination d'emballages	Bacheley et al., 2008	2	-		
OMR	OMR criblées à 30 mm	SUEZ ENVIRONNEMENT	-	1.5		
OMR	OM mélangées après BRS avec déchets verts et une faible proportion de biodéchets industriels	EMISITE	-	4000	210.5	4762.75
OMR	Différentes matrices (rapport)	GBD 2005	17-419	436-9524		
DVB	Différentes matrices (rapport)	GBD 2005	1141	580-760	1141	670
FUM	fumier de bovins	Hao et al., 2010	14.5	6887	14.5	6887

Le bilan des émissions (N_2O ou CH_4) en équivalent CO_2 est calculé à partir des PRG de chacun des gaz selon **(Eq. (f))** :

$$Em\ GES\ comp(kg\ eq\ CO2/ha) = Q\ épandue\ (kg\ MS/ha) \times PRG \times Em\ Rapport$$

Eq (f)

Avec *Q épandue* correspondant à la quantité de compost épandue (kg MS/ha), PRG pour le pouvoir de réchauffement global du gaz considéré et *Em Rapport* pour émissions du gaz considéré exprimées pour 1 kg MS de compost et issue du rapport sur les émissions GES lors du compostage (ADEME, juillet 2012).

La somme des émissions estimées pour les deux gaz (CH_4 et N_2O) est réalisée pour avoir les émissions totales de GES liées à la pratique de compostage (**Tableau 5.9**).

Tableau 5.9. Emissions totales des GES provenant du compostage. _C pour les PRO de Colmar et _Q pour les PRO de QualiAgro.

Compost	Doses apportées de compost lors de l'épandage	Emissions liées au compostage*		Emissions liées au compostage ramené à la dose apportée de compost		Emissions liées au compostage**		Emissions totales liées au compostage
	-	CH_4	N_2O	CH_4	N_2O	CH_4	N_2O	Somme CH_4+N_2O
	kg MS/ha	g/500 kg de compost	g/500 kg de compost	kg/ha	kg/ha	kg eq CO_2/ha	kg eq CO_2/ha	kg eq CO_2/ha
BIO_C	7764	1836.5	196.0	28.5	3.0	713	943	**1656**
FUMC_C	6400	6887.0	14.5	88.2	0.2	2204	58	**2261**
DVB_C	7094	670.0	1141.0	9.5	16.2	238	5018	**5256**
BIO_Q	19740	1836.5	196.0	72.5	7.7	1813	2399	**4211**
OMR_Q	13420	4762.8	210.5	127.8	5.6	3196	1751	**4947**
DVB_Q	17400	670.0	1141.0	23.3	39.7	583	12309	**12892**

* Source: Rapport ADEME 2012 ** Conversion en utilisant les PRG des GES considéré

2.6. Calcul du bilan C

Un premier bilan au champ ne prenant en compte que les processus au champ et l'intérêt de la substitution d'engrais peut être effectué en faisant la somme des émissions mesurées pour les étapes 1 à 6.

Un deuxième bilan plus global prenant en compte le traitement des PROavant épandage peut être réalisé pour rendre compte des étapes lié à la pratique au champ et à un processus en amont qui est le compostage, en sommant la totalité des émissions.

Ces bilans sont présentés indépendamment pour Colmar et QualiAgro.

3. Résultats

3.1. Bilan au champ

Les **Figure 5.6** et **Figure 5.7** représentent les émissions cumulées des étapes 1, 2, 3, 4 (en distinguant les émissions évitées dues à la fabrication et à l'apport d'engrais), 5 et 6 pour le site de Colmar et pour le site de QualiAgro respectivement. Le détail des contributions de chaque PRO en fonction du poste mesuré sont présentés dans les **Tableau 5.10** et **Tableau 5.11**, pour chaque site d'étude.

Colmar

Tableau 5.10. Bilan au champ des émissions sur le site de Colmar. _C pour les traitements de Colmar.

	Etape 1/	Etape 2/	Etape 3/	Etape 4/	Etape 4/	Etape 5/	Etape 6/	
	Emissions N_2O liées à l'apport de PRO	Emissions N_2O liées à l'apport d'engrais	Emissions liées à la fabrication des engrais	Emissions évitées N_2O liées au non apport de l'engrais substitué	Emissions évitées liées à la non fabrication des engrais (car substitué par les PRO)	Emissions liées à l'utilisation de tracteur	Emissions liées à l'évolution du stock de C	Bilan intermédiaire
	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2
BOUE_C	1389	47	122	-235	-728	106	1892	2593
DVB_C	164	119	339	-163	-512	111	-1113	-1055
BIO_C	345	179	536	-104	-315	115	-1781	-1025
FUM_C	191	147	445	-136	-406	115	0	356
FUMC_C	159	182	553	-100	-298	115	946	1558
minéral_C	0	283	741	0	0	13	4063	5100

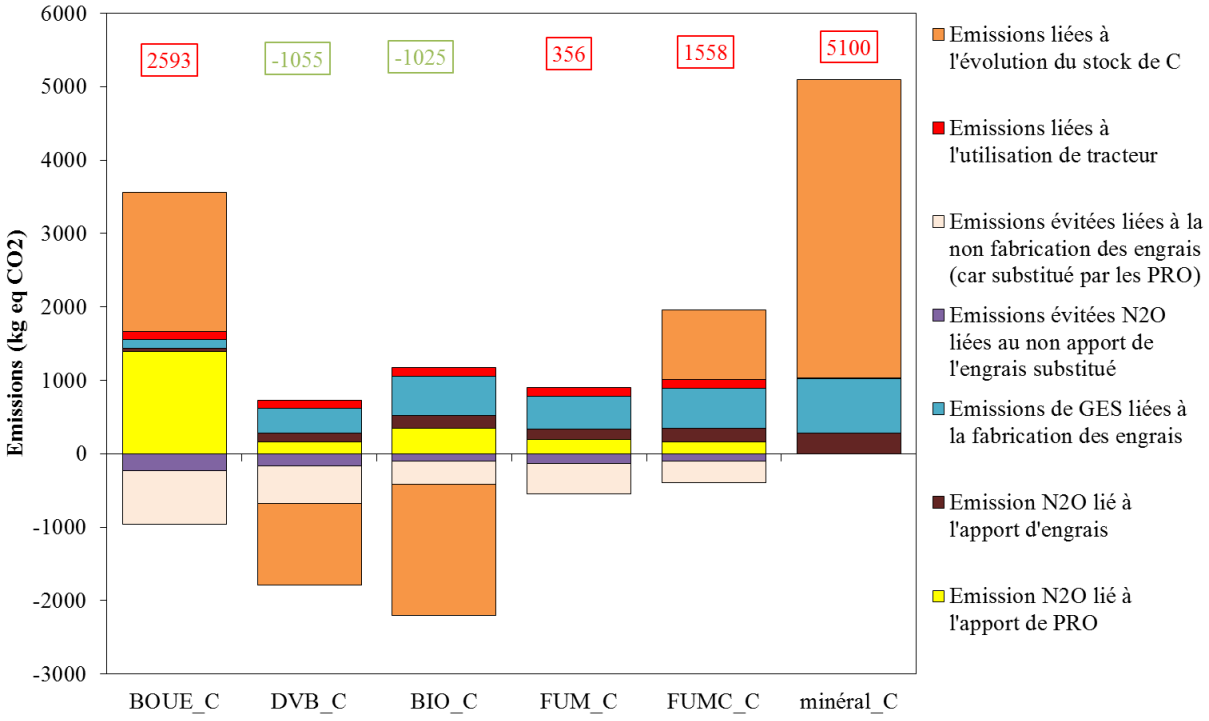


Figure 5.6. Site de Colmar : bilan C au champ exprimé en kg eqCO_2/ha pour l'ensemble des traitements. Les résultats du bilan sont inscrits dans les cartouches en vert pour les émissions évités avec des valeurs négatives et en rouge pour les émissions de CO_2 avec des valeurs positives.

Les processus apparaissant comme les postes les plus émetteurs semblent être, à Colmar :

- la diminution du stock de C (en orange) qui représente une moyenne de 45% des émissions totales positives des 3 traitements pour lesquels les stocks de C diminuent (80% pour le Nminéral_C, 53% pour la BOUE_C et 48% pour le FUMC_C).
- la fabrication des engrais (en bleu) qui représente une moyenne de 31% des émissions totales positives de l'ensemble des traitements
- les émissions de N_2O liées à l'apport des PRO (en jaune) représentant une moyenne de 24% des émissions totales positives des PRO et particulièrement importantes avec la BOUE

Le processus qui permet d'éviter le plus les émissions de CO_2 semble être l'augmentation du stock de C pour le DVB_C et le BIO_C.

La BOUE_C émet une grande quantité de GES (N_2O) lors de son apport au sol (1389 kg eq CO_2). En contrepartie, c'est le PRO qui a le moins d'engrais minéral apporté en complément donc il y a peu d'émissions liése à l'apport des engrais minéraux (47 kg eq CO_2). Comparé aux autres PRO, la diminution du stock de C conduit à des émissions positives (1990 kg eq CO_2). En ne prenant en compte que les processus au champ, son bilan intermédiaire est élevé : 2593 kg eq CO_2 émis.

Les autres PRO étudiés à Colmar, ont des comportements assez similaires pour toutes les étapes mais diffèrent par leur capacité à augmenter le stockage de C. Le BIO_C se distingue aussi par des émissions de N_2O plus fortes lors de son apport (345 kg eq CO_2).

D'une manière générale, à Colmar, à l'issue du bilan intermédiaire lié aux processus au champ, les traitements amendés en PRO ont un bilan inférieur à celui de l'engrais minéral (minéral_C), (**Figure 5.6**). Les composts ont des bilans C au champ négatifs pour les composts DVB_C et BIO_C, mais positifs pour le FUMC_C qui émet 1558 kg eq CO_2. La BOUE_C a un bilan très positif (2593 kg eq CO_2).

Parmi tous les postes évalués, la substitution d'engrais par les PRO a en fait un faible poids. Ce sont les émissions directes de GES (en positif) et les évolutions des stocks de C (en négatif en cas de stockage ou en positif en cas de perte de C dans les sols) qui ont le poids les plus forts dans le bilan effectué.

Finalement, pour ce premier bilan des processus impliqués au champ pour le site de Colmar, le BIO_C, DVB_C apparaissent comme les meilleurs pour éviter les émissions de CO_2 car leurs bilans sont les plus négatifs.

QualiAgro

Les résultats du bilan intermédiaire au champ à QualiAgro mettent en évidencedes bilans C positifs à cause du poidsfort du stockage de C.

Tableau 5.11. Bilan au champ des émissions sur le site de QualiAgro. _Q pour les traitements de QualiAgro.

	Etape 1/	Etape 2/	Etape 3/	Etape 4/	Etape 4/	Etape 5/	Etape 6/	
	Emissions N_2O liées à l'apport de PRO	Emissions N_2O liées à l'apport d'engrais	Emissions liées à la fabrication des engrais	Emissions évitées N_2O liées au non apport de l'engrais substitué	Emissions évitées liées à la non fabrication des engrais (car substitué par les PRO)	Emissions liées à l'utilisation de tracteur	Emissions liées à l'évolution du stock de C	Bilan intermédiaire
	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2
OMR_Q	596	38	305	-87	-697	106	-4107	-3846
DVB_Q	300	38	305	-87	-697	106	-8818	-8852
BIO_Q	438	38	305	-87	-697	106	-8953	-8849
FUM_Q	180	38	305	-87	-697	106	-6384	-6539
minéral_Q	0	212	1001	0	0	9	1820	3043

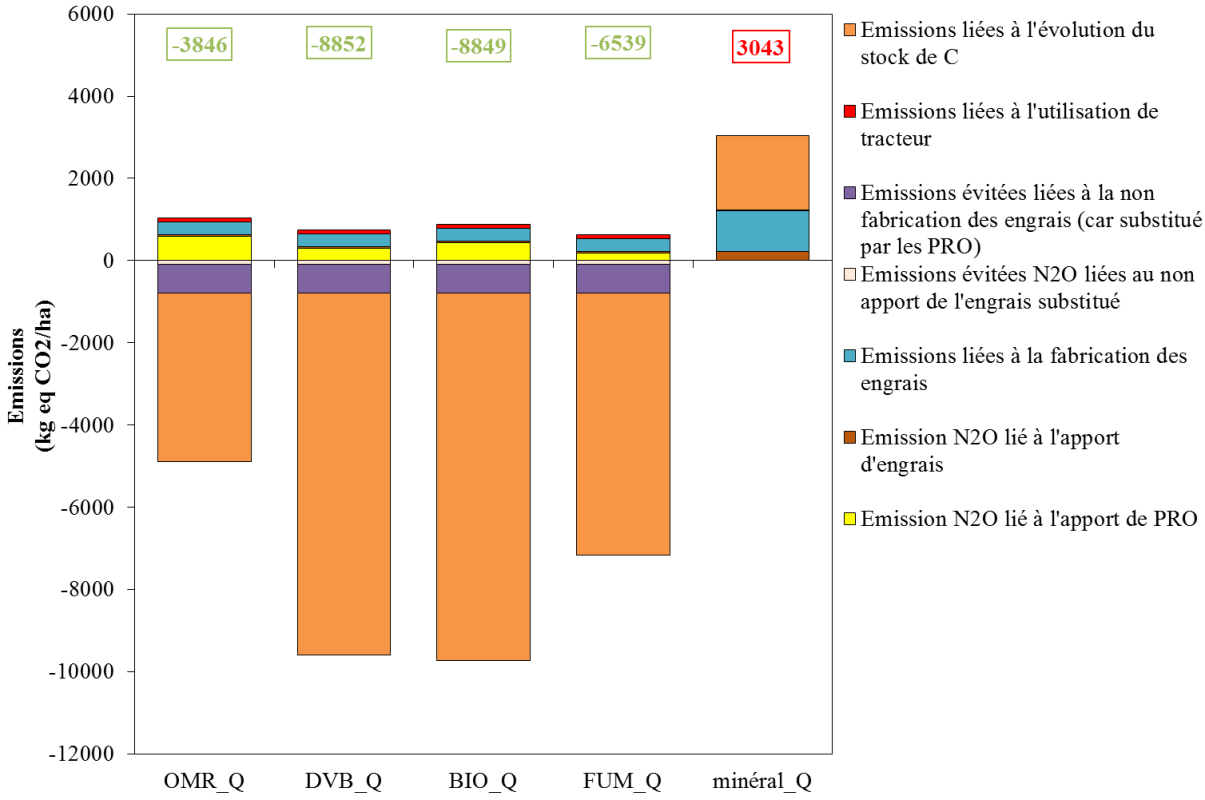


Figure 5.7. Site QualiAgro : bilan C au champ exprimé en kg eqCO_2/hapour l'ensemble des traitements. Les résultats du bilan sont inscrits dans les cartouches en vert pour les émissions évitées donc un bilan négatif et en rouge pour les émissions de CO_2 donc en positif.

Les postes les plus importants à QualiAgro pour ce bilan intermédiaire sont les mêmes que ceux observés à Colmar:

- la diminution du stock de C (en orange) dans la parcelle recevant de l'engrais minéral avec 60% des émissions positives totales
- les émissions de N_2O liées à l'apport de PRO (en jaune) avec 44% des émissions positives totales en moyenne sur les 4 parcelles recevant des PRO
- et les émissions liées à la fabrication des engrais (en bleu) qui représentent 36% des émissions totales en moyenne sur les 5 traitements.

Cependant, les augmentations du stockage de C correspondent à desapports 2 à 3 fois supérieurs à ce qu'on utilise dans la réalité.

Les PRO qui ont les bilans les plus intéressants sont les compots DVB_Q et BIO_Q qui permettent les stockages de C les plus importants avec respectivement 8852 et 8849 kg équivalent CO_2 évité (**Figure 5.7** et **Tableau 5.11**).

3.2. Bilan global prenant en compte le processus de compostage en amont de la pratique au champ.

Les **Tableau 5.12** et **Tableau 5.17** représentent le détail des résultats des calculs des postes pour Colmar et QualiAgro respectivement.

Les **Figure 5.8** et **Figure 5.9** représentent les émissions cumulées liées au processus de compostage avant épandage et aux pratiques d'épandage au champ. Ce sont donc des représentations complémentaires des **Figure 5.6** et **Figure 5.7** auxquelles nous avons ajouté un poste en vert représentant les émissions C liées au compostage.

Colmar

Tableau 5.12. Site de Colmar : Bilan global (processus compostage + épandage) ro. _C pour les traitements de Colmar.

	Etape 1/	Etape 2/	Etape 3/	Etape 4/	Etape 4/	Etape 5/	Etape 6/	Etape 7/	
	Emissions N_2O liées à l'apport de PRO	Emissions N_2O liées à l'apport d'engrais	Emissions liées à la fabrication des engrais	Emissions évitées N_2O liées au non apport de l'engrais substitué	Emissions évitées liées à la non fabrication des engrais (car substitué par les PRO)	Emissions liées à l'utilisation de tracteur	Emissions liées à l'évolution du stock de C	Emissions de GES liées au compostage	Bilan global
	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2
BOUE_C	1389	47	122	-235	-728	106	1892	0	2593
DVB_C	164	119	339	-163	-512	111	-1113	5256	4201
BIO_C	345	179	536	-104	-315	115	-1781	1656	632
FUM_C	191	147	445	-136	-406	115	0	0	356
FUMC_C	159	182	553	-100	-298	115	946	2261	3820
minéral_C	0	283	741	0	0	13	4063	0	5100

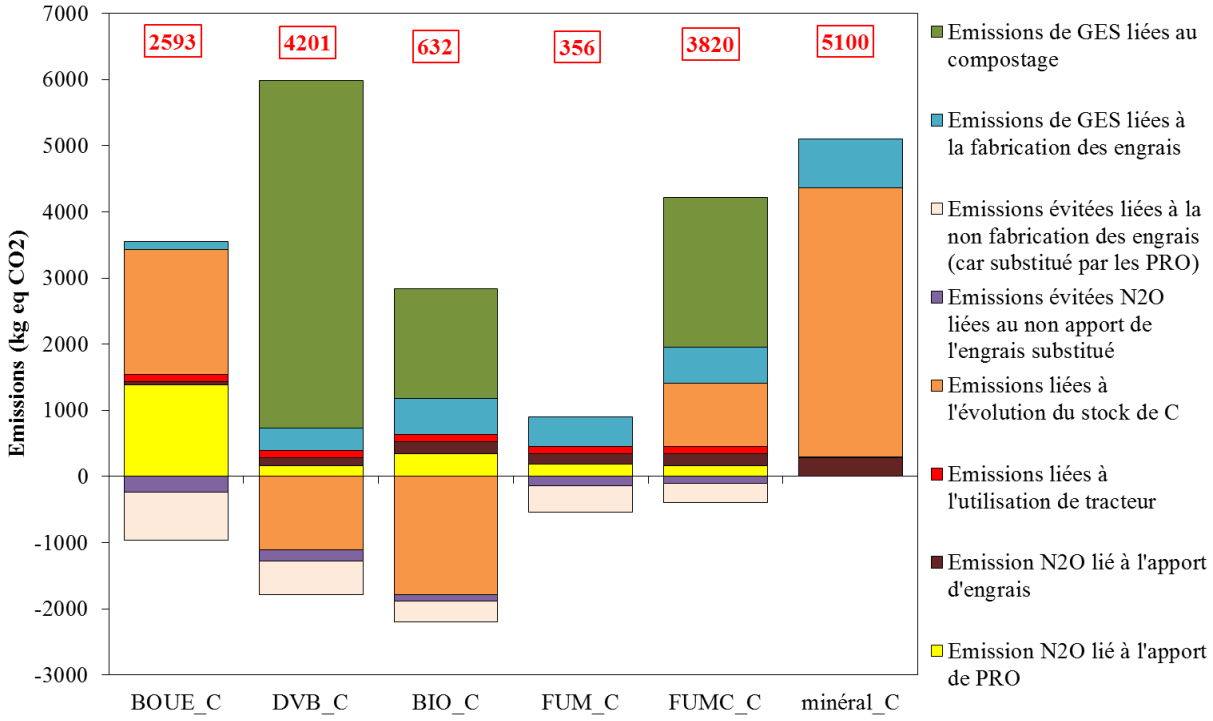


Figure 5.8. Site de Colmar : bilan C global (compostage + épandage) exprimé en kg eqCO_2/ha pour l'ensemble des traitements. Les résultats du bilan global sont inscrits dans les cartouches en vert pour les émissions évités avec des valeurs négatives et en rouge pour les émissions de CO_2 avec des valeurs positives.

Les postes les plus émetteurs pour le bilan global sont à Colmar:

- Les émissions de GES au cours du compostage (en moyenne 67% des émissions positives du bilan total pour les traitements au champ recevant les PRO compostés)
- les émissions liées à la diminution du stock de C (une moyenne de 25% des émissions totales positives) pour les traitements : Engrais minéral_C, BOUE_C, et FUMC_C.
- la fabrication des engrais (une moyenne de 18% des émissions positives totales)
- les émissions de N_2O liées à l'apport des PRO (une moyenne de 16% des émissions positives totales des 5 traitements)

La prise en compte du compostage et des émissions liées à l'énergie consommée pour la fabrication des engrais sont des sources importantes d'émissions en équivalent CO_2. Le compostage du fumier, des biodéchets et de la boue émet 2261 kg eq CO_2, 1656 kg eq CO_2 et 5256 kg eq CO_2 respectivement (**Tableau 5.12**). C'est donc un poste très important en termes

de bilan C. Les émissions liées à l'apport d'engrais, calculées sur ce qui est réellement apporté au champ varient de 122 kg eq CO_2 à 741 kg eq CO_2. Enfin, en ce qui concerne les émissions évitées liées à la non-utilisation des engrais chimiques, ce poste permet d'éviter entre 298 et 728 kg eq CO_2.

Finalement la prise en compte des processus en amont de ce qui se passe au champ modifie les bilans finaux des PRO. Les PRO subissant un traitement montrent des bilans qui augmentent nettement. DVB_C et BIO_C qui présentent des bilans négatifs lorsqu'on ne prend en compte que la pratique d'épandage, conduisent à des bilans positifs lorsque le traitement préalable de compostage est considéré. Les répercussions sont plus importantes pour DVB_C que BIO_C. Le bian C de FUMC_C reste positif mais augmente d'un facteur 2.5 avec le compostage.

QualiAgro

Les importants apports en C via les PRO sur le site de QualiAgro ne correspondent pas aux pratiques usuelles d'épandage et les niveaux de teneur en matière organique observés seraient en réalité obtenus au bout de 20 ans pour le FUM_Q, 30 années pour l'OMR_Q et plus de 60 ans pour les autres PRO de QualiAgro (simulation avec Carbo-PRO[1] avec des PRO ayant les mêmes ISMO que ceux épandus à QualiAgro), (**Tableau 5.13**).

Tableau 5.13. Simulations de l'augmentation du stock de C dans les sols sur 20 ans et correspondance du nombre d'années simulées pour atteindre les valeurs mesurées sur QualiAgro (CARBO-PRO), comparé aux augmentations du stock de C estimées sur 15 ans avec les données au champ.

QualiAgro	Augmentations du stock de C estimées sur 15 ans (t $C.ha^{-1}$/2 années)	**Correspondance en simulé à X années (CARBO-PRO)**
DVB_Q	2.4	60
BIO_Q	2.4	70
FUM_Q	1.7	20
OMR_Q	1.1	30

[1]http://www.carbo-pro.fr/

Les bilans ont donc été recalculés en considérant des pratiques plus réalistes choisies à partir des résultats obtenus avec Carbo-PRO (**Tableau 5.15**) : apport de 15 t MB.ha^{-1} pour les composts et 30 t MB.ha^{-1} pour les fumiers bovins, tous les deux ans en Septembre, sur le sol limoneux argileux de QualiAgro, pour une simulation sur 20 ans se rapprochant le plus de notre situation (15 ans).

Tableau 5.14. Paramètres d'entrées utilisées pour utiliser le modèle Carbo-PRO.

Teneur du sol		QualiAgro
argile	%	15
limon	%	78
sable	%	7
corg	%	1.1

densité apparente	-	1.32
profondeur	m	0.29

quantité apportée	t MB/ha	15	Compost
quantité apportée	t MB/ha	30	Fumier

ISMO	min	moyenne	max
DVB_Q	65.4	77.6	96.3
BIO_Q	67.4	75.5	89.4
FUM_Q	52.5	66.6	75.7
OMR_Q	26.8	49.0	61.3

	MS (%)
DVB_Q	62.3
BIO_Q	70.1
FUM_Q	39.7
OMR_Q	67.7

Les postes impactés ayant été recalculés sont donc les émissions liées au stockage de C et les émissions de N_2O liées à l'apport de PRO puisque le tonnage des produits apporté est modifié.

Après 20 ans de pratique avec des apports de 15 t MB/ha pour les composts et 30 t MB/ha pour le fumier, les stocks de C atteints sont plus faibles que ceux mesurés sur 15 ans et basés sur 4 t C/ha (**Tableau 5.15**).

Tableau 5.15. Evolution du stock de C simulée sur 20 ans en utilisant Carbo-PRO et émissions correspondantes (sorties du modèle).

QualiAgro	Augmentation du stock de C sur 2 années (tC/ha) Carbo-PRO simulation sur 20 ans	Emissions liées à l'évolution du stock de C (kg eq CO2/ha) Carbo-PRO simulation sur 20 ans
DVB_Q	1.06	3890
BIO_Q	0.96	3523
FUM_Q	1.76	6459
OMR_Q	0.76	2789

Les émissions de N_2O ont été recalculées à partir des quantités d'azote apportées par les PRO dans le cadre d'une gestion plus raisonnée (**Tableau 5.16**). Nous avons en revanche supposé que les substitutions d'engrais étaient les mêmes.

Tableau 5.16. Facteurs d'émission du N_2O à un an (365 jours) en conditions au champ (T°C moyenne de 10°C), quantités de PRO apportées en kg N/ha pour un épandage plus raisonné basé sur 15 t MB/ha pour les composts et 30 t MB/ha pour le fumier à QualiAgro.

	Facteur d'émission pour 1 an (% Ntot)	Quantités apportées de PRO (kg N/ha)
OMR_Q	0.48	176
DVB_Q	0.17	231
BIO_Q	0.30	250
FUM_Q	0.16	175

Le bilan global C (compostage + épandage) est présenté dans la **Figure 5.9.**

Tableau 5.17. Site QualiAgro : Bilan global (processus compostage + épandage). _Q pour les traitements de QualiAgro. En rouge sont représentés les postes qui ont été recalculé par rapport au bilan au champ dû à la modification des tonnages apportés pour être plus dans une situation « réaliste ».

	Etape 1/	Etape 2/	Etape 3/	Etape 4/	Etape 4/	Etape 5/	Etape 6/	Etape 7/	
	Emissions N_2O liées à l'apport de PRO	Emissions N_2O liées à l'apport d'engrais	Emissions liées à la fabrication des engrais	Emissions évitées N_2O liées au non apport de l'engrais substitué	Emissions évitées liées à la non fabrication des engrais (car substitué par les PRO)	Emissions liées à l'utilisation de tracteur	Evolution des stocks de C (**Carbo-PRO**)	Emissions de GES liées au compostage	Bilan global
	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2	kg eq CO_2
OMR_Q	411	38	305	-87	-697	106	-2789	3744	1031
DVB_Q	191	38	305	-87	-697	106	-3890	6924	2890
BIO_Q	365	38	305	-87	-697	106	-3523	2243	-1250
FUM_Q	136	38	305	-87	-697	106	-6459	0	-6658
minéral_Q	0	212	1001	0	0	9	1820	0	3042

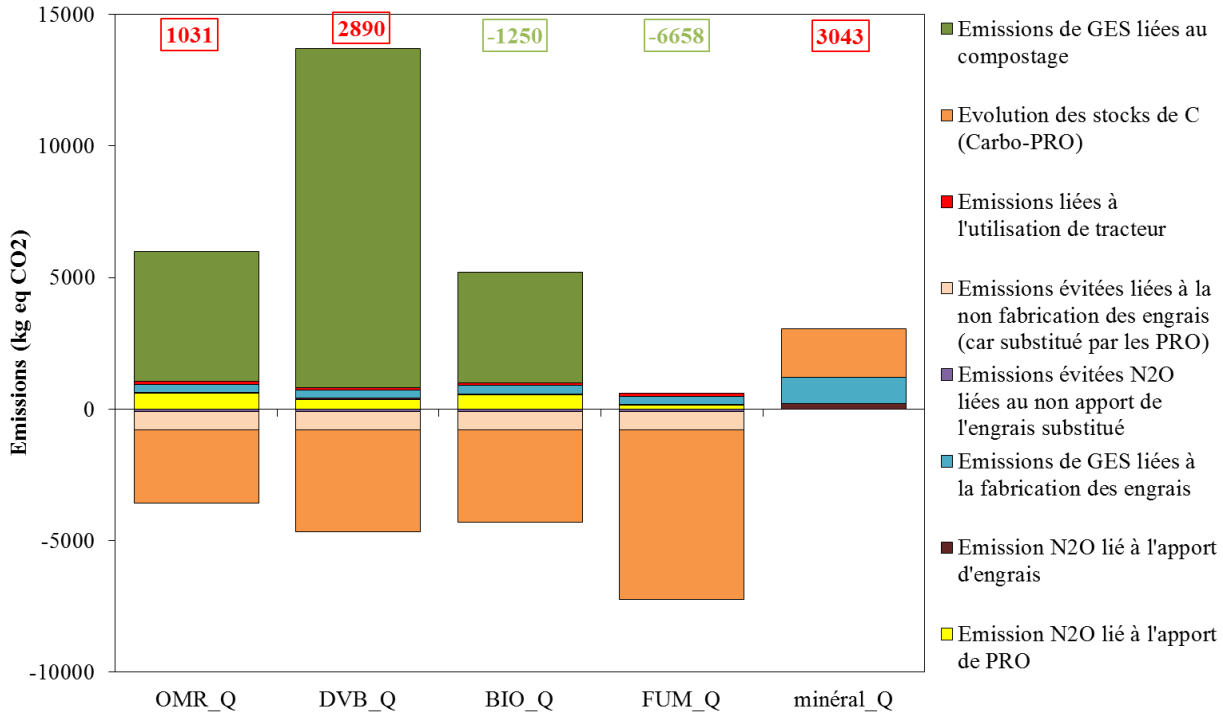


Figure 5.9. Site QualiAgro : bilan C global (compostage + épandage) exprimé en kg eqCO_2/ha pour l'ensemble des traitements, en corrigeant les conséquences de l'augmentation du stock de carbone et des émissions de N_2O au moment de l'apport grâce au modèle Carbo-PRO. Les résultats du bilan global sont inscrits dans les cartouches en vert pour les émissions évités avec des valeurs négatives et en rouge pour les émissions de CO_2 avec des valeurs positives.

Les postes les plus émetteurs sont :

- les émissions de GES au cours du compostage qui représentent entre 73 et 92% des émissions positives totales des traitements recevant des composts
- les émissions liées à la consommation énergétique allouée pour la fabrication des engrais minéraux (une moyenne de 21% des émissions positives totales avec 52% pour le FUM_Q et 33% pour l'Engrais minéral_Q de leurs émissions positives totales, pour les autres traitements ce poste représente moins de 5% de leurs émissions positives totales)
- les émissions N_2O liées à l'apport de PRO avec en moyenne sur les 4 parcelles recevant des PRO une contribution de 12% des émissions positives totales de ces parcelles

La prise en compte du compostage dans des conditions plus proches des utilisations que font les agriculteurs des PRO montre des bilans C augmentés dans le cas de l'OMR_Q et du DVB_Q avec des émissions allant jusqu'à 1031 kg eq CO_2 et 2890 kg eq CO_2 respectivement. Le traitement avec compost BIO_Q a un bilan qui reste négatif (-1250 kg eq CO_2) grâce à sa capacité à augmenter les stocks de C dans les sols mais qui diminue surtout à cause du compostage. A l'inverse, le compostage des déchets verts et de boue fait du DVB_Q un poste plus émetteur et il voit son bilan devenir plus émetteur (2890 kg eq CO_2 émis). Le fumier (FUM_Q) apparaît donc comme le produit organique qui a le bilan C le plus intéressant avec 6658 kg eq CO_2 évités (**Tableau 5.17 et Figure 5.9**). Le compostage de DVB émet 6924 kg eq CO_2 soit 2 à 3 fois plus que les autres composts.

4. Discussion

4.1. Considération générale de l'insertion des PRO dans les bilans carbone

Peu d'articles portent sur l'impact environnemental du compostage et de l'usage des composts en fertilisation des cultures avec la méthode du bilan C. L'une des études réalisée par Choate and Lord (2007) porte sur trois différents scénarios de gestion de déchets municipaux solides de la ville de San Francisco. Les auteurs concluent de cette étude que le recyclage des déchets permet de réduire les émissions de GES alors que le compostage des déchets organiques (résidus de nourriture, déchets verts, déchets organiques mixtes) peut les augmenter plus ou moins en fonction des technologies de compostage utilisées. Mais les auteurs ne présentent pas les hypothèses de calcul (ex : % fuite de méthane de la décharge) et ne distinguent pas la part de réduction des émissions liées au compostage, ni leur origine, ce qui rend difficile au final l'interprétation des conclusions.

Les boues issues du traitement des eaux usées ont été assez étudiées aux Etats-Unis mais assez peu en France et en Europe (Pradel et al., 2014). Quelques articles ont été référencés sur l'impact de la gestion des fumiers et des engrais sur le bilan GES des élevages laitiers en Europe. Par exemple, Vellinga et al. (2011) au cours d'une analyse réalisée sur des exploitations laitières aux Pays-Bas et en utilisant le modèle DaisyWise incluant l'énergie

utilisée pour l'épandage du fumier, la production et le transport de fumiers et de fertilisants, ontmontré qu'une réduction des doses à 60-100 kg $N.ha^{-1}$(en moyenne 237 kg $N.ha^{-1}$ étaient épandus avec 102 kg $N.ha^{-1}$provenant des fumiers et 135 kg $N.ha^{-1}$ provenant de fertilisants minéraux) permettait de réduire le bilan de GES de 50 à 100 g eq $CO_2.kg^{-1}$ de lait (sur un bilan global de 1075 eq $CO_2.kg^{-1}$ de lait correspondant à une réduction d'environ 10% du bilan global).

La réduction des intrants minéraux sous forme d'engrais azoté est une des voies les plus souvent mentionnées parmi les options de réduction des émissions de GES en agriculture parmi d'autres options *i)* stocker le carbone dans les sols et la biomasse, *ii)* modifier la ration des animaux pour réduire les émissions de CH_4 entérique et les émissions de N_2O liées aux effluents, *iii)* valoriser les effluents pour produire de l'énergie et réduire la consommation d'énergie fossile pour réduire les émissions de CH_4 et de CO_2 ou *iv)* changer les pratiques culturales comme le non-labour ou l'introduction de CIPAN par exemple (Houot et al., 2014, Pellerin et al., 2014). La réduction des émissions de GES peut donc passer par l'utilisation préférentielle des PRO qui peut permettrela réduction de l'apport de N inorganique (Desjardins et al., 2001; Janzen et al., 2003) et le stockage de C (Lal, 2011, 2004; Lal et al., 2004). D'autres pratiques pourraient contribuer aussi à l'amélioration du bilan C et notamment l'utilisation de légumineuses fixatrices de N dans les successions culturales et/ou de bactéries symbiotiques qui permettent de fixer l'azote atmosphérique et de réduire les intrants d'azote inorganique dans certaines régions (Alves et al., 2003).

4.2. Utilisation des PRO : substitution potentielle de fertilisant N

Dans notre étude, les bilans les plus émetteurs pour les deux sites sont ceux avec les engrais minéraux (>3000 kg eq CO_2 émis). Les pratiques pouvant remplacer les engrais minéraux ont donc tout intérêt à être encouragées pour limiter les émissions de GES.

L'insertion des PRO dans les systèmes de cultures permet de réduire le bilan C (Boldrin et al., 2009; Martinez-Blanco et al., 2013). Nous avons montré que les PRO ont un potentiel de substitution des engrais minéraux par leur effet direct et arrière-effet de substitution de

l'engrais minéral mais aussi par leur impact sur le potentiel de substitution *via* l'augmentation du stock de Norganique dans le sol qui va augmenter la fourniture en N par le sol *via* la minéralisation (**Chapitre 4**). Cette économie d'engrais diminue les postes émetteurs liés à leur épandage et fabrication en amont. Cette économie de la fabrication des engrais a aussi été évaluée dans l'étude de Boldrin et al. (2009) qui ont estimé des émissions sauvées entre 30 et 89 kg eq CO_2 par tonne de compost sortant correspondant à 691 kg eq CO_2/ha pour la même dose de compost apportée à Colmar ou 1757 kg eq CO_2 apporté pour la même dose de compost apportée à QualiAgro. La méthode d'évaluation de cette substitution est différente de notre étude et elle explique les différences de résultats (même ordre de grandeur pour Colmar mais nettement supérieur à QualiAgro).

La BOUE_C est caractérisée par le plus fort facteur d'émission de N_2O au moment de son apport qui contribue grandement aux émissions totales. Comme elle permet d'économiser plus d'engrais minéral, les émissions évitées y sont aussi plus élevées que les autres traitements. Dans ce traitement, les stocks de C organique du sol diminuent contribuant à augmenter le bilan des émissions de CO_2.

4.3. Utilisation de PRO : amélioration du stock de C dans les sols

L'insertion des PRO dans les systèmes de cultures, selon leur efficacité à augmenter les stocks de C dans les sols, a un effet positif sur le bilan C des pratiques. Quel que soit le type de PRO, l'utilisation répétée des PRO permet une augmentation du stock de C excepté avec la BOUE_C, FUMC_C et FUM_C. La gestion du site influence les réponses des PRO. Cette absence d'effet des PRO sur l'augmentation du stock de C est dûe aux doses plus faibles des apports basés sur les flux de N apportés. Cependant les effets tendent à être visibles à partir de 2013 (données non présentées). C'est pourquoi le poste « émissions liées à l'évolution du stock de C dans le sol » dans le bilan global (**Figure 5.8**) tend à apparaitre positivement dans différents traitements à Colmar.

Hillier et al. (2009) se sont intéressés à l'empreinte carbone sur différentes cultures (pomme de terre, céréales de printemps, oléagineux d'hiver). Ils ont utilisé une méthode de calcul

simple du bilan C (prise en compte des émissions dérivant des opérations mécaniques, du coût de production de l'engrais minéral et les émissions directes de N_2O au moment de l'apport du fumier ou de l'engrais minéral) développée par St. Clair et al. (2008) pour comparer 3 pratiques culturales, (conventionnelle, intégrée ou biologique. Cependant, ils n'ont pas pris en compte l'impact de l'équilibre du Corg du sol dans les voies d'émissions de GES. Smith et al. (2008) ont utilisé des données de l'étude de Ogle et al. (2005) et ont estimé que la réduction du labour pouvait permettre en moyenne une séquestration d'environ 115 kg $C.ha^{-1}.an^{-1}$ dans le sol au Royaume-Uni. Ogle et al. (2005) ontaussi montré que la restitution des résidus de cultures avait un impact important sur le stock de C, comme dans le cas de la gestion à Colmar.

Le stockage de C dans les sols a été évalué comme permettant de réduire les émissions de 1 à 54 kg éq CO_2 par tonne de déchets frais entrants en compostage (soit 500 kg de compost de biodéchets sortant) d'après Boldrin et al. (2009) pour une unique application, ce qui correspond dans notre étude a une estimation de 6700 kg eq CO_2 évités pour BIO_Q pour 8 applications alors qu'on a estimé des émissions évitées de l'ordre de 8800 kg eq CO_2. Edwards et Williams, (2011) ont trouvé des valeurs nettement supérieures aux nôtres avec 282 kg éq CO_2 par tonne de compost sortant d'émissions évitées *via* l'augmentation du stock de C.

Dans le cas de QualiAgro, l'utilisation de l'outil Carbo-PRO pour « corriger » l'augmentation exacerbée de MO dans le sol au-delà des pratiques culturales « classiques » diminue les bilans globaux et positionne l'utilisation de fumier (FUM_Q=-6658 kg eq CO_2) et de compost de biodéchets (BIO_Q=-1250 kg eq CO_2) à la première et deuxième place du classement des bilans les plus performants en terme de réduction d'émissions de GES.

Dans notre étude, nous avons considéré les stocks de C mesurés sur la période de mesure. Le plus souvent, les auteurs se placent dans le cadre conventionnel des études menées par le GIEC et donc prennent en compte des estimations des taux de séquestration du C du compost du sol sur un temps de résidence du C de 100 ans (rapport RECORD, CITEPA, 2008). D'autres méthodes ou outils peuvent être utilisées pour estimer les stockages de C : utilisation de modèles comme CENTURY pour estimer la séquestration sur 100 ans pour USEPA (2006) ou estimation des augmentations sur 100 ans (d'après des mesures au champ) pour Brandão et al. (2011) puis ramenée à 1 année, ou encore en prenant en considération qu'après 100 ans

seuls 2 à 10% du C du compost restentprésents dans le sol (Fisher et al. 2006, Smith et al. 2001). Pour Bruun et al. (2006), la fourchette se situe plutôt entre 9 et 14% du C du compost et dépend des cultures mises en place et du type de sol.

4.4. Des émissions de N_2O plus faibles par rapport aux références proposées par le GIEC (2007)

Une étude réalisée par Adom et al. (2012) aux Etats-Unis sur les émissions liées à la production de lait (en g équivalent CO_2 par kg d'aliments secs) a été réalisée afin de proposer des recommandations pour réduire les émissions de GES. A l'aide d'une ACV (Ecoivent et SimaPro 7.1A), ils ont considéré seulement la catégorie d'impact « changement climatique » et ont doncutilisé une approche monocritère en utilisant la méthode ACV standardisée. Les facteurs d'émissions de N_2O provenaient du GIEC. Leurs résultats ont montré que 65% du bilan C des engrais N inorganiques sont liés à l'application au champ (émissions directes de N_2O) et 35% à leur fabrication (émissions liées à l'énergie de production). Dans notre étude, nous avons choisi de prendre en compte les données laboratoire plus précises que les données du GIEC, ce qui fait que les facteurs d'émissions du N_2O sont plus faibles pour l'engrais minéral que pour les PRO et globalement plus faibles que les valeurs de référence sauf pour la boue. L'application au champ n'est pas à l'origine de fortes émissions dans le bilan C dans notre cas. Nos résultats montrent que le poste « fabrication des engrais » quant à lui, est un des postes majeurs des émissions positives des bilans intermédiaires ou globaux pour les deux sites. La capacité de substitution d'une partie des engrais minéraux par les PRO permet d'éviter une part d'émissions liées à l'apport d'engrais inorganique. Tout comme Adom et al. (2012), le bilan final de C est nettement moins bon avec l'utilisation d'engrais minéral sous forme inorganique mais principalement dû dans notre cas à la diminution du stock de C avec des engrais minéraux. Un transfert de connaissances auprès des agriculteurs sur les bonnes pratiques de fertilisation organique peut être efficace pour contribuer à réduire sensiblement les bilans GES régionaux des cultures.

4.5. Une contribution variable des postes d'émissions liées aux caractéristiques des PROet aux modes de raisonnement des apports

Les postes d'émissions ont des contributions qui varient en fonction de la qualité des PRO étudiés et du mode de raisonnement des apports au sein des bilans au champ. Les postes les plus émetteurs semblent être la fabrication des engrais minéraux et les émissions au moment de l'apport des PRO pour les deux sites d'études.

Le raisonnement des apports basé sur le C (à QualiAgro) permet une réduction des émissions *via* les augmentations de la MO du sol. La substitution des engrais minéraux par les PRO réduit le poste lié à la fabrication des engrais et atténue les émissions de N_2O liées à l'apport de PRO. Le raisonnement des apports basé sur les flux de N (à Colmar) ne permet pas de stocker du C dans le cas du fumier, fumier composté et de la boue et les bilans des émissions pour ces PRO sont donc positifs. Cependant, les faibles facteurs d'émissions de tous les PRO amendants limitent les émissions, ce qui n'est pas le cas pour la BOUE_C.

Les bilans au champ les plus intéressants sont observés dans les parcelles recevant des composts de biodéchets (BIO) et des co-composts de boue et déchets verts (DVB) pour les deux sites d'études (BIO_C=-1025 kg eq CO_2, DVB_C=-1055 kg eq CO_2, BIO_Q=-8849 kg eq CO_2 et DVB_Q=-8852 kg eq CO_2).

Le poste lié auxopérations culturalesau champ est un poste très peu émetteur, quasiment négligeable, de l'ordre de la centaine de kg eq CO_2 émis au maximum. Il s'agit d'une petite composante de l'empreinte globale De même, dans l'étude d'Hillier et al. (2009), la préparation du sol, l'application des produits et l'utilisation de machines pour la culture représentent 67.7 kg eq $CO_2.ha^{-1}$soit 9% du bilan C final dans les limites du système considéré.

Certaines étapes sont donc peu émettrices quel que soit le PRO étudié : c'est le cas des opérations culturales. D'autres sont émettrices comme les émissions de N_2O au moment de l'apport ou la fabrication des engrais minéraux. La plupart des étapes sont dépendantes des caractéristiques des PRO et notamment leur capacité à augmenter le stock de MO dans le sol ou à substituer les engrais minéraux. Il faut prendre en considération les procédés en amont du

champ et notamment le compostage afin d'avoir une vision plus globale et réaliste de l'insertion des PRO dans les systèmes de cultures.

4.6. Conséquence de la prise en compte de l'amont : fabrication des PRO

La prise en compte du compostage modifie le bilan des traitements les plus efficaces et fait passer l'utilisation du fumier comme le PRO le plus intéressant dans les deux sites d'études (FUM_C=356 kg eq CO_2 émis, FUM_Q=-6658 kg eq CO_2) et maintient le compost de biodéchets (BIO) comme une alternative intéressante (BIO_C=632 kg eq CO_2 et BIO_Q=-1250 kg eq CO_2).

L'étude de Pradel et al. (2013) montre que les émissions de GES au cours du compostage représentent 90% des émissions C au cours du procédé de compostage de boue. Boldrin et al. (2009) aboutissent aux mêmes conclusions sur des composts de biodéchets. Le CITEPA (rapport RECORD application de la méthode « bilan carbone » aux activités de gestion des déchets, 2008) recommande de considérer une fourchette d'émissions de GES atteignant 1035 kg eq CO_2 (somme de CH_4 et N_2O) lors du procédé de compostage pour tous les composts de natures variées et confirme la prédominance des émissions de GES dans l'impact C du compostage.

La prise en compte des émissions liées à la fabrication des engrais et des composts sont les postes d'émissions les plus importants. C'est donc bien les émissions gazeuses au cours du compostage qui ont le poids le plus important de l'ensemble de la filière compostage.

Les facteurs d'émissions vont varier en fonction du système considéré et de la technologie utilisée pour le compostage. Fisher et al. (2006) reportent des flux nets de 13 kg CO_2 eq par tonne de déchets bruts entrant pour un compostage « sous andain » et 12 kg CO_2 eq par tonne de déchets bruts entrant pour un compostage en cuve. Boldrin et al. (2009) ont, quant à eux, estimé que le compostage à domicile émet 77 à 220 kg eq CO_2 par tonne de déchets bruts entrants. Ces études proposent des facteurs d'émissions uniques pour une variété de technologies et de systèmes, ce qui en limite l'utilisation. Il semble important de consolider

les connaissances et quantifications des émissions de GES lors des procédés de compostage pour améliorer les inventaires d'émissions.

Les fumiers utilisés à Colmar (FUM_C) et à QualiAgro (FUM_Q) sont des traitements ayant des bilans C les plus intéressants car nous n'avons pas pris en compte le stockage. Peu d'auteurs réalisant des bilans de C, prennent en compte le stockage des PRO avant épandage. Le stockage des fumiers peut pourtant être un poste émetteur, principalement de CH_4,(alors que les émissions de N_2O lors du stockage sont négligeables) et peut représenter 3.8 Mt éq CO_2 du total de la gestion des effluents bovins en France (en 2003), (Gac et al., 2007). Les processus en amont de l'insertion des PRO ont un poids très fort dans le bilan de C global.

A QualiAgro, le stockage important de C dans le traitement fumier explique en majorité le bilan global positif. A Colmar, l'absence de traitement et la substitution non négligeable des engrais minéraux par l'utilisation des fumiers expliquent le bilan global très peu émetteur (356 kg eq CO_2 seulement). La gestion des fumiers au champ, en particulier leur date d'épandage par rapport aux cultures, permet de moduler les potentiels d'augmentation des stocks de C dans les sols et réduit légèrement les émissions de GES (Vellinga et al. (2011). Dans notre cas, le compostage des fumiers (FUMC_C) ne montre pas d'amélioration du bilan, en raison des émissions au moment du compostage.

Finalement, les bilans C finaux et intermédiaires au champ sont nettement meilleurs pour les PRO que pour les engrais minéraux par site (bilan des engrais minéraux>3000 kg eq CO_2). Les modes de raisonnement des apports différents entre les sites d'études conduisent à des bilans C différents qui dépendent essentiellement des caractéristiques des PRO utilisés, de leur dose apportée et de leur capacité à économiser des engrais.

4.7. Innovation dans l'élaboration de la méthode de calcul du bilan C

L'approche monocritère du bilanC est moins répandue que l'approche multicritère avec la méthode ACV. La méthode ACV standardisée, bien que complète, utilise des bases de données fournies par exemple par le GIEC ou des bases nationales, régionales ou encore européennes, comme Ecoivent (contient 2500 usagers dans plus de 40 pays) et n'inclut pas, le

plus souvent, de données précises de sites d'étude. Cela a pour avantage de pouvoir comparer des études utilisant les mêmes références.

Aucune méthode standardisée n'existe pour l'évaluation monocritère de l'empreinte carbone. Sevenster and Verhagen (2010) ont étudié la production de règles spécifiques pour évaluer l'empreinte carbone sur des plantations de café. Ils ont mis en évidence un certain nombre de manquements scientifiques dans la méthode dus à des variations trop importantes dans les données, les données inconnues ou encore les données incertaines. Certains de ces manques sont contournés en utilisant des facteurs d'émission standards comme ceux proposés par le GIEC (2007) pour l'application de fertilisants. Mais comme nous avons pu le montrer, les facteurs mesurés en laboratoire sont très différents de ceux proposés par le GIEC et dépendent de la nature du sol et de la nature des PRO utilisés. Des mesures au champ seraient encore plus intéressantes. Il est donc recommandé d'utiliser des données plus précises quand elles sont connues. Il est même recommandé de développer des facteurs d'émissions qui pourraient être implémentés dans des modèles pour comparer des scénarios de gestion de cultures, en fonction des types de sol et des conditions climatiques.

Notre étude se situe donc dans les limites évoquées par Sevenster and Verhagen, (2010), dans la mesure où nous avons essayé de prendre en considération l'augmentation de la MO du sol, les facteurs d'émissions de N_2O mesurés au laboratoire. Cependant, nous avons dû utiliser des références tirées de la littérature pour les émissions liées au procédé de compostage.

5. Conclusion

Cette étude a présenté une proposition de bilan C de la pratique d'épandage des PRO en quantifiant les principales opérations au champ et des processus de traitement des déchets organiques *via* la prise en compte du compostage en amont. Les résultats démontrent l'importance de la substitution des fertilisants minéraux par l'utilisation des PRO. La fabrication des engrais est un poste émetteur qui peut être réduit par une bonne substitution des intrants minéraux par les PRO. La prise en compte des processus en amont (notamment le compostage) des PRO a un poids très important sur le bilan C. On a vu des différences notables en fonction de la nature des PRO compostés, avec un bilan plus intéressant en cas d'utilisation de fumiers et de compost de biodéchets (BIO). Cependant, nous avons utilisé une

méthode de calcul simple avec des données de laboratoires, de mesures au champ mais aussi quelques références récoltées dans la littérature. Comme on a pu le voir, il existe peu de références pour les émissions liées au compostage. Ces références étaient issues de diverses expérimentations réalisées dans des conditions très variables avec finalement peu de produits testés et peu de mesures associées. Ce manque de données rend imprécis le bilan effectué et démontre la nécessité d'autres campagnes de mesures au champ et lors du compostage.

Nous avons essayé de prendre en compte les impacts des traitements amont lors du compostage des PRO. Cependant les déchets initiaux auraient de toute façon fait l'objet d'un traitement s'ils n'avaient pas été compostés (incinération, méthanisation, mise en décharge) qui aurait aussi un impact. Il faudrait alors plutôt considérer la différence d'impact entre les modes de traitement ou définir des références d'impact pour ces traitements amont. On peut donc conclure à la difficulté et l'importance de définir les limites des études. L'étape d'agrégation suivante serait une ACV qui prendrait en considération une approche multicritères (étude de plusieurs catégories d'impacts) de la pratique d'épandage. Garrigues (2015) conclut que l'utilisation des PRO, selon des scénarii précis, permet de substituer de l'engrais minéral et qui a pour conséquence un impact positif sur l'augmentation du Corg des sols et sur la diminution des risques d'eutrophisation par rapport à un engrais minéral. Pour l'impact changement climatique, les émissions directes au champ ne sont pas modifiées ou améliorées par l'utilisation de PRO en comparaison à un engrais minéral, mais une attention particulière doit être portée sur les processus en amont comme le traitement des PRO (digestion, compostage, méthanisation...) avant l'application au sol qui sont très générateurs de GES.

Ce chapitre nous a donc permis de mettre en évidence que la fertilisation organique peut permettre de réduire l'impact du changement climatique par rapport à une fertilisation minérale qui constitue un des services écosystémiques rendus par les PRO. Le chapitre suivant consiste à traduire les effets des PRO sur une plus large vision des services écosystémiques évoqués dans les précédents chapitres.

CHAPITRE 6 : BILAN DES IMPACTS DES APPORTS DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES SUR LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES RENDUS PAR LES SOLS

1. Introduction

Les sols fournissent de nombreux services écosystémiques qui peuvent être classés en services de support (formation des sols, cycle des nutriments), d'approvisionnement (nourriture, bois, fibres...), de régulation (prévention érosion des sols, contrôle des pathogènes, flux hydrologiques, climat…) et de culture (valeur esthétique, usages récréatifs), ces services devant assurer le bien-être de l'homme et la durabilité de l'usage des sols (Millenium Ecosystem Assesment, 2005). Ces services sont le résultat du fonctionnement des écosystèmes qui dépendent directement des processus biotiques et abiotiques, eux-mêmes contrôlés par des facteurs anthropiques et naturels.

La quantification des services écosystémiques est difficile car la plupart des services dépendent de nombreuses fonctions des sols. Mais certaines fonctions et propriétés des sols peuvent être plus facilement mesurables et ont des liens étroits avec les services. Elles pourraient par conséquent être utilisées comme indicateurs des services écosystémiques (Dale and Polasky, 2007).

Différents travaux se sont basés sur le concept de services écosystémiques pour évaluer les relations entre pratiques agricoles et impacts sanitaires et environnementaux (e.g. Carreno et al., 2012; Hao et al., 2012; Mendoza-Gonzalez et al., 2012). Cependant, ces travaux se focalisent très souvent sur un seul service écosystémique (Burkhard et al., 2012) et très peu d'études ont essayé de considérer le potentiel d'une pratique agricole à produire de multiples services (Kragt and Robertson, 2014). Or les différents services écosystémiques peuvent co-varier ou être antagonistes (Bennett et al., 2009; Daily et al., 1997).

Par exemple, dans le cas d'apports de PRO, la minéralisation de la MO permet de libérer des éléments nutritifs indispensables à la croissance des plantes (service de support et de produciton des sols) mais a contrario s'oppose aux processus d'humification qui contribuent au stockage de C dans les sols (service de régulation du climat), à la rétention en eau (service de régulation de l'eau)(Swift et al., 2004)...De même, des applications répétées de PRO améliorent la stabilité des agrégats, la structure du sol et par conséquent diminuent les risques d'érosion (Annabi et al., 2011, 2007). Mais une augmentation de la macroporosité due à l'amélioration de la structure du sol et la stimulation de l'activité biologique (galeries de vers de terre) pourrait également favoriser l'apparition de flux préférentiels et le transfert de

polluants dans les eaux (Edwards and Bater, 1992; Isensee et al., 1990). Cet effet pourrait néanmoins être contrebalancé par l'adsorption de ces polluants sur la MO ou la stimulation des activités microbiennes qui peuvent également être à l'origine d'une dégradation accélérée des pesticides par exemple (Levanon et al., 1994).

C'est pourquoi pour pouvoir gérer, évaluer et optimiser les compromis entre les différents services écosystémiques (Carpenter et al., 2009; Pataki et al., 2011; Raudsepp-Hearne et al., 2010), les services ne peuvent être analysés indépendamment les uns des autres mais doivent être considérés comme un tout (Bennett et al., 2005, 2005).

Dans ce chapitre, nous nous sommes focalisés sur quelques services écosystémiques liés aux dynamiques du C et de N après apport de PRO, à savoir :

- Le sol en tant qu'habitat et support de biodiversité,
- Le sol en tant que support de la production via la fertilité des sols et la substitution de fertilisants,
- Le sol participant au service de production via la production agricole,
- Le sol dans la régulation du climat (stockage du carbone, émissions de GES),

Les services culturels n'ont pas été pris en compte. Les impacts d'apports de PRO sur les serviceschoisis ont été discutés à partir des résultats acquis dans le cadre de cette thèse et décrits dans les chapitres 3, 4 et 5 (effets d'un apport unique ou d'apports répétés sur la microflore et ses activités et les conséquences associées sur la disponibilité de l'azote, le stockage du C, les émissions de GES, la volatilisation d'ammoniac) (**Figure 6.1**).

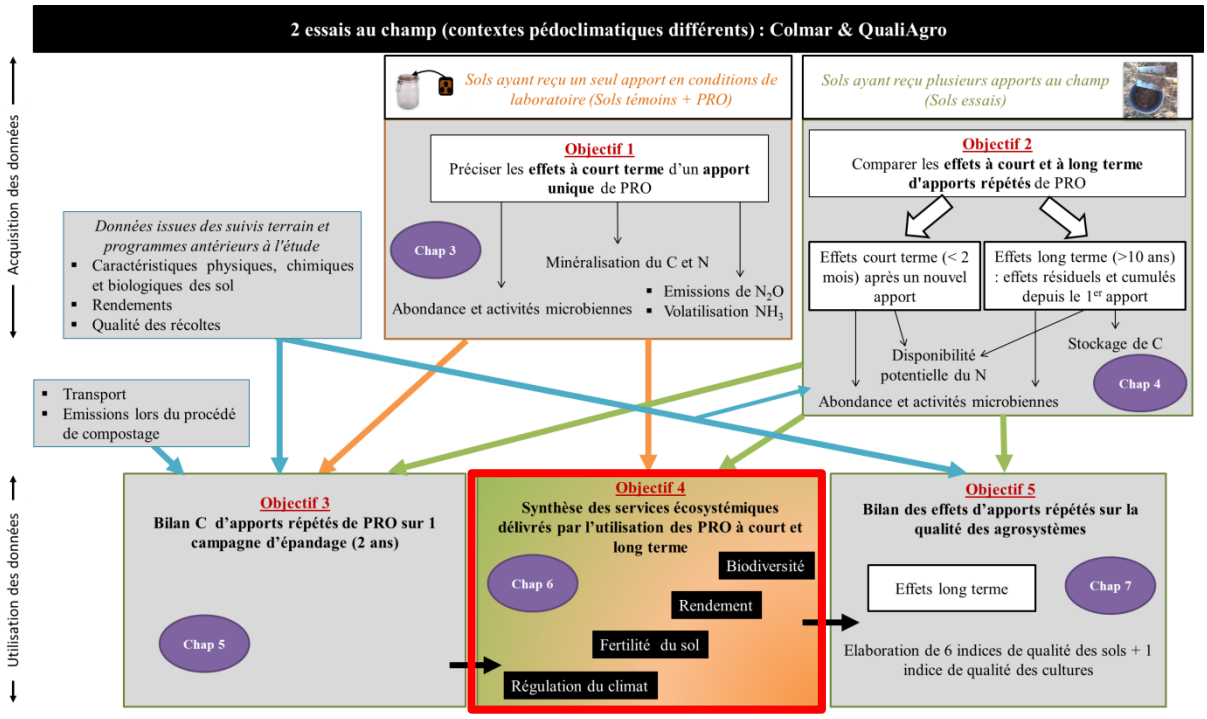


Figure 6.1. Localisation du chapitre 6 dans le schéma global des objectifs de la thèse.

Les **Figure 6.2** et **Figure 6.3** résument les résultats obtenus au cours des précédents chapitres de la thèse et seront repris dans les différentes parties de ce Chapitre.

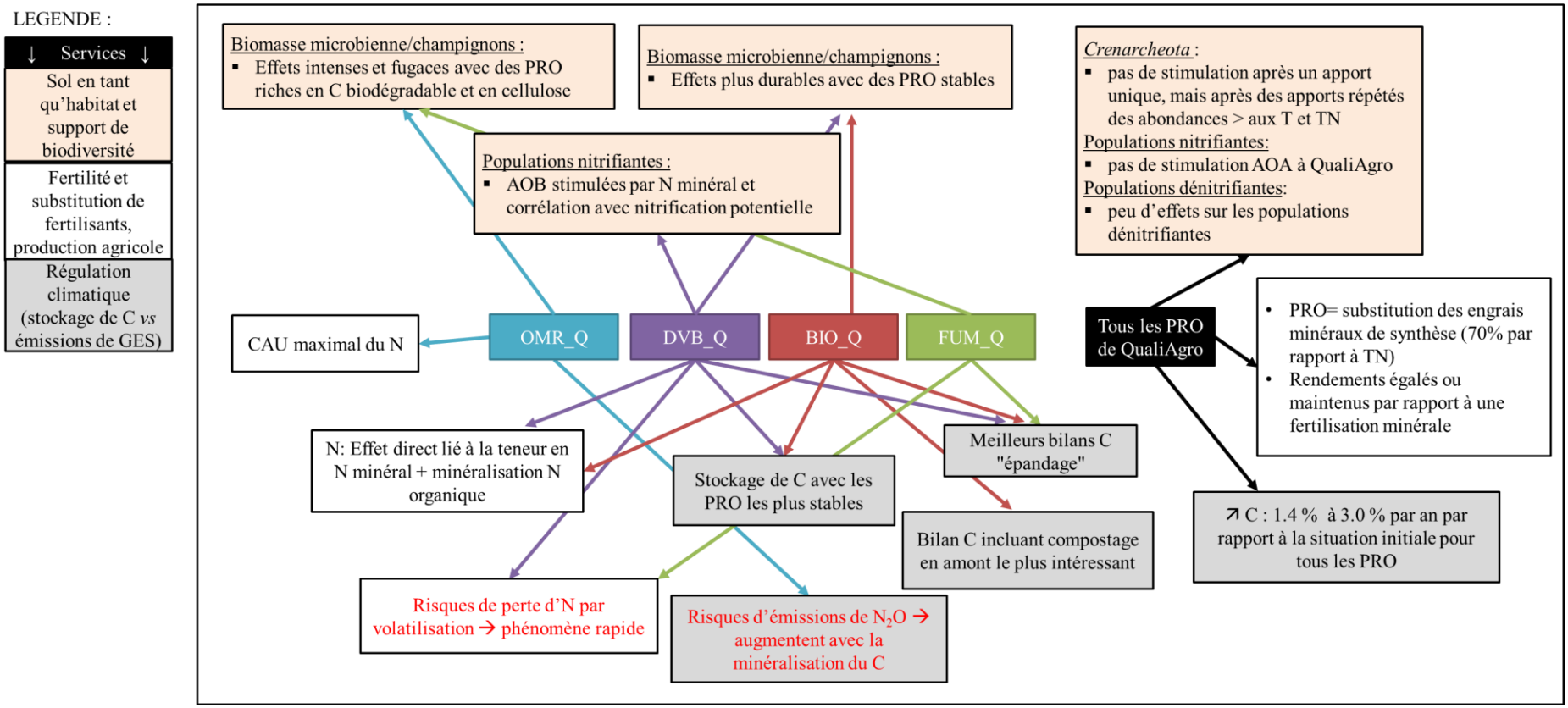


Figure 6.2. Site QualiAgro : bilan des impacts des apports de PRO sur les services écosystémiques rendus par les sols

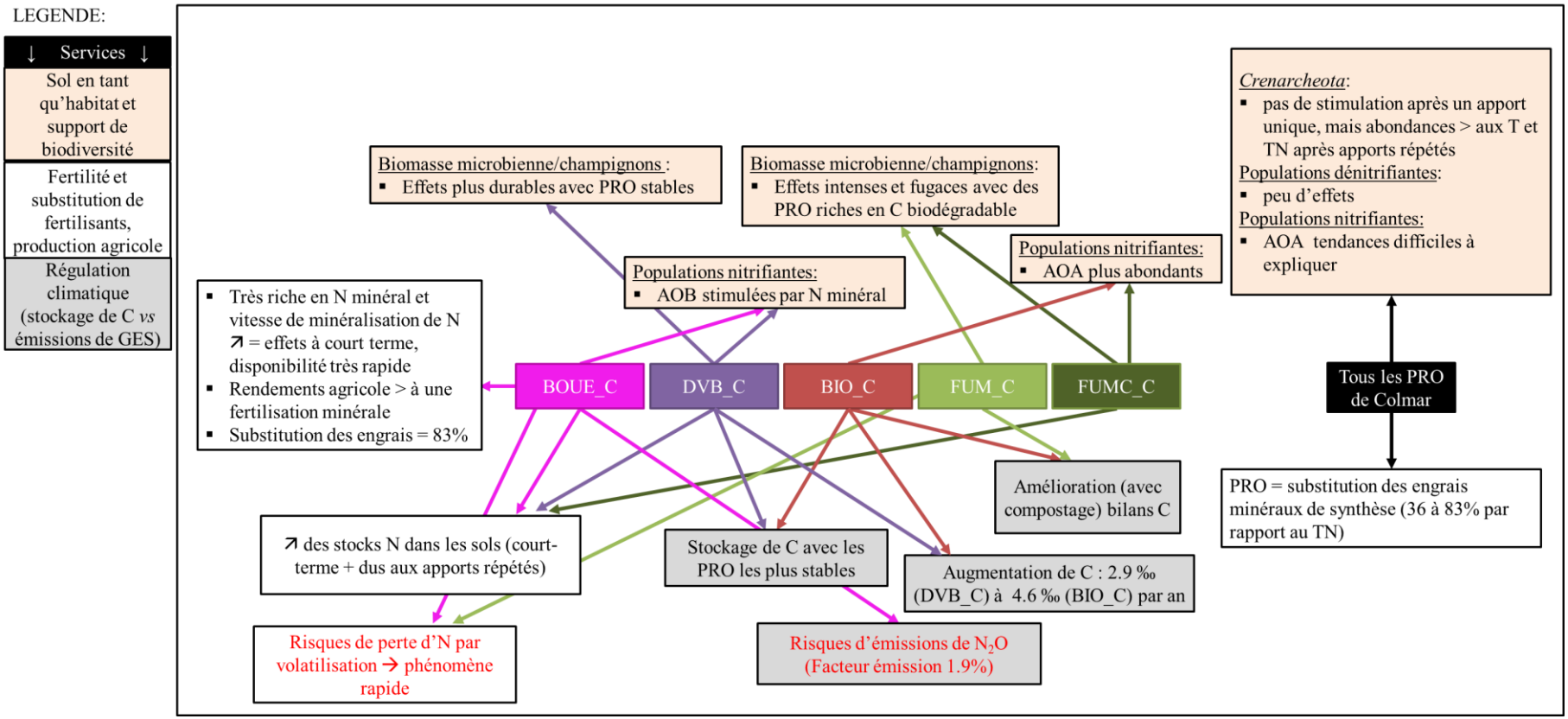


Figure 6.3. Site de Colmar : bilan des impacts des apports de PRO sur les services écosystémiques rendus par les sols

2. Sol, habitat et support de biodiversité

Les sols sont un habitat pour les organismes vivants et sont une source de biodiversité importante, en particulier en ce que concerne les microorganismes (Hawksworth, 1991; Torsvik et al., 1990). Un seul gramme de sol contient plusieurs milliers d'espèces de bactéries (Torsvik et al, 1994) et de champignons (Hawksworth, 1991). La biodiversité peut participer à des bénéfices estimés à 1546 billions de dollars (Pimentel et al., 1997) mais néanmoins elle est encore considérée comme une boîte noire (Huguenin et al., 2006). Les organismes indigènes du sol jouent un rôle capital dans le fonctionnement des écosystèmes via notamment *i)* la décomposition de la matière organique et le cycle des nutriments(Bandick and Dick, 1999; Crecchio et al., 2004) avec des impacts sur la fertilité du sol et la substitution potentielle des engrais, la régulation du climat, *ii)* la stabilité de la structure du sol, avec des conséquences sur la régulation des flux hydriques ou la protection contre l'érosion, *iii)* la biodégradation des polluants et la protection de la qualité de l'eau, *iv)* la régulation des populations et la lutte biologique contre les agents pathogènes (Barrios, 2007; Doran and Zeiss, 2000; Kibblewhite et al., 2008).

À quelques exceptions près, la plupart des organismes du sol ont besoin de substrats carbonés pour se multiplier et être actifs. De par l'apport de MO, les applications de PRO peuvent donc stimuler l'abondance, la diversité et les activités des organismes dans le sol. Dans cette thèse, nous nous sommes concentrés principalement sur les micro-organismes (bactéries, archées et champignons) et avons ciblé des populations globales et spécifiques.

Nous avons montré que des apports de PRO pouvaient stimuler la biomasse microbienne totale, les *Crenarchaeota*, les bactéries et les champignons avec une intensité et une durée des effets qui varient en fonction des caractéristiques des PRO, les doses apportées (QualiAgro > Colmar) et la fréquence des apports. La stimulation est d'autant plus forte et fugace que les PRO sont riches en C facilement biodégradable (OMR_Q, FUM_C, FUM_Q, FUMC_C). Les effets sont moins intenses mais plus durables avec des PRO qui contiennent du C plus stable (DVB_Q, BIO_Q, DVB_C). Ces effets persistent à moyen et long terme après des applications répétées du fait de l'accroissement des stocks de MO dans le sol. De plus, les apports de PRO semblent stimuler les nitrifiants et la nitrification potentielle et avoir moins d'effet sur les dénitrifiants. Les résultats sur les *Crenarchaeota* sont encore plus difficiles à

expliquer car très peu étudiés dans la littérature. Cependant, les PRO stimuleraient leur croissance en comparaison avec un engrais minéral (TN) ou une parcelle n'ayant jamais reçu de fertilisant organique ou minéral (T) (**Chapitre 4**), dans les expériences au champ à la suite d'apports répétés. Cependant après un seul apport, aucun effet significatif n'est observé (**Chapitre 3**).

En ce qui concerne les populations nitrifiantes, il a souvent été rapporté dans la littérature que les AOB étaient plus stimulées par des fortes teneurs en NH_4^+ (Di et al., 2009; Schauss et al., 2009; Verhamme et al., 2011). Il s'agit là d'une observation que nous avons aussi faite avec une stimulation préférentielle de ces populations avec les PRO riches en N minéral comme la BOUE_C, DVB_C et DVB_Q (à la suite d'un unique apport ou quelques semaines à quelques mois après un nouvel épandage) (**Figure 6.2** et **Figure 6.3**). Pour les AOA qui préfèrent les faibles teneurs en NH_4^+ et donc sont plus stimulées par des minéralisations progressives de Norg (en NH_4 qui est le précurseur de la réaction de nitrification), un lien était attendu entre vitesse de minéralisation de l'N et abondance des AOA mais aucun effet significatif n'a été observé. Cependant, les conditions de stimulation sont clairement différentes entre AOA et AOB puisque les stimulations des AOA et AOB sont observées dans des traitements différents (AOB stimulés par les deux DVB et la BOUE, alors que les AOA plutôt par les FUM_C et FUMC_C), (**Figure 6.2** et **Figure 6.3**). Ces différences pourraient être expliquées par des caractéristiques physiologiques différentes (affinités des transporteurs NH_3/NH_4^+) (Hatzenpichler, 2012).

3. Disponibilité de l'azote et substitution des engrais minéraux

Les PRO peuvent remplacer au moins en partie les fertilisants azotés de synthèse. Les PRO contiennent de l'azote sous forme minérale et organique. L'azote minéral est directement disponible pour les cultures (à court terme) alors que l'azote organique doit dans un 1er temps être minéralisé par les microorganismes du sol avant de devenir disponible pour les cultures à court, moyen ou plus long terme. La minéralisation de la MO facilement dégradable permet le relargage rapide de nutriments alors que la minéralisation de la MO plus stable incorporée au

sol libère de l'azote à moyen et long terme. La disponibilité de l'azote et la durabilité des effets dépendent donc en partie des caractéristiques des PRO.

Dans les 2 situations étudiées, Colmar et QualiAgro, avec des conditions pédoclimatiques différentes, des doses et des fréquences d'apport différentes, l'apport de PRO conduit à une augmentation des stocks d'azote disponible dans les sols (sauf à court terme avec BIO_C et FUM_C après un seul apport) qui s'additionne à la disponibilité de « fond » due aux apports répétés (**Figure 6.2** et **Figure 6.3**). Les PRO les plus efficaces à court terme sont ceux riches en N minéral et qui ont des vitesses de minéralisation du N les plus élevées : BOUE_C et DVB_Q. Concernant l'évaluation de l'augmentation de la disponibilité du N liée à l'augmentation des stocks de MO dans le sol, celle-ci parait faible au vu des résultats obtenus avec des augmentations notables expérimentalement seulement dans les traitements BIO_Q et le DVB_Q (+13 kgN.ha^{-1} et +11 kgN.ha^{-1} par rapport aux témoins non fertilisés) (**Figure 6.2**).

Les PRO peuvent donc remplacer au moins partiellement les fertilisants minéraux de synthèse.Ainsi à Colmar sur la campagne d'épandage analysée (2 années au champ), les PRO permettent la substitution de 36 à 83% des engrais azotés par rapport au traitement témoin (**Chapitre 5**). A QualiAgro, la substitution représente 70% des engrais azotés par rapport au traitement témoin (**Chapitre 5**). Néanmoins, la gestion de la fertilisation est certainement plus difficile avec les PRO qu'avec les engrais de synthèse pour les agriculteurs. En effet, la prévision de l'évolution des PRO après leur application (et en particulier les dynamiques de minéralisation du N) représente une difficulté majeure et il peut donc être compliqué de synchroniser la minéralisation de la MO avec les besoins des plantes. Ainsi, en cas de mauvaise utilisation des PRO, les bénéfices environnementaux liés à l'approvisionnement en éléments nutritifs pourraient être contrebalancés par une lixiviation des nitrates dans les eaux souterraines et des émissions de GES (N_2O) (cf service régulation du climat). Nous avons en effet montré que les apports de PRO semblaient stimuler les nitrifiants et la nitrification potentielle (en tout cas à QualiAgro). Ils ont moins d'effet sur les dénitrifiants mais génèrent quand même des flux d'émission de N_2O supérieurs à ceux mesurés avec des engrais de synthèse même si les facteurs d'émissions sont inférieurs au seuil de 1% proposé par le GIEC sauf pour la boue avec un FE de 1.9% (**Figure 6.3**).

La disponibilité en azote peut également être modulée par des pertes via la volatilisation de NH_3 notamment pour les PRO (BOUE_C et DVB_Q) qui sont initialement riches en

ammonium (Möller and Stinner, 2009; Parnaudeau et al., 2009) et si les conditions de température et de pH sont favorables (Rochette et al., 2009). Dans notre étude, les pertes par volatilisation peuvent représenter jusqu'à plus de 10% des apports d'azote en conditions de laboratoire. Des mesures en plein champ effectuées à QualiAgro en 1998, 2002, 2004 et 2006 confirment nos résultats de laboratoire avec des émissions à 1 jour très similaires pour le BIO, l'OMR et le DVB avec respectivement une médiane de 4.1% $N\text{-}NH_4^+$, 17.5% $N\text{-}NH_4^+$ et 16.1% $N\text{-}NH_4^+$ au champ contre 6% $N\text{-}NH_4^+$, 12% $N\text{-}NH_4^+$ et 10 % $N\text{-}NH_4^+$ mesurés au laboratoire respectivement **(Chapitre 3 §2.5**). Pour le fumier, nos résultats sont plus élevés (88% $N\text{-}NH_4^+$ perdu le premier jour) que ceux mesurés au champ en tunnel (52% $N\text{-}NH_4^+$ perdu le premier jour) surement à cause de la grande variabilité des fumiers. La volatilisation est un phénomène rapide, qui a lieu dans les premiers jours suivant l'application. Une solution pour limiter la volatilisation consiste à enfouir rapidement voire immédiatement les PRO après leur apport (en général l'enfouissement a lieu dans les 24h suivant l'apport).

Enfin, nous nous sommes focalisés dans ces travaux sur l'azote mais les PRO peuvent également ajouter d'autres nutriments comme le P ou le K…, ce qui peut rendre leur utilisation moins souple pour les agriculteurs par rapport aux engrais minéraux dont ils connaissent la composition précise en nutriments et dans lesquels les éléments peuvent être dissociés. De plus, étant donné que la fertilisation est en général raisonnée par rapport à l'azote et que les ratios N/P des PRO sont en général faibles, des apports répétés de PRO peuvent conduire à un enrichissement des sols en P (Edmeades, 2003; Rosen and Allan, 2007). Pour éviter des phénomènes d'eutrophisation des eaux et donc protéger leur qualité, il faut réguler les doses d'apport pour limiter les excès et déséquilibres entre éléments.

Le déterminisme des processus biologiques de décomposition et de minéralisation de l'azote sont liés à des facteurs qui agissent sur l'activité des micro-organismes, qu'ils dépendent des substrats eux-mêmes ou des conditions de l'environnement. Selon Swift et al. (1979), les principaux facteurs de l'environnement qui agissent sur la minéralisation des matières organiques sont la température, l'humidité, la disponibilité en O_2 et le pH du sol. Les conditions d'apports (doses, modalités, période) et certaines pratiques agricoles (travail des sols, chaulage…) peuvent modifier la minéralisation. Le type de sol, de par sa texture et son pH influe sur la dynamique des MO dans les sols à long terme notamment par la présence d'argiles qui assurent une protection physique de la matière organique (Ladd et al., 1985).

Cependant à court terme, on n'observe pas ou peu de différence sur les intensités de minéralisation de formes organiques exogènes (Noirot-Cosson, 2016). En revanche des différences de caractéristiques physico-chimiques des sols influent beaucoup sur les émissions de N_2O (Laville et al.,2014). La composition des PRO, leur origine (traitement ou non), ainsi que leurs caractéristiques physiques déterminent en premier lieu leur aptitude à la minéralisation ou à l'organisation de l'azote dans le sol.

Enfin, la période d'apport est un facteur important qui détermine aussi les effets des PRO. En fonction des types de PRO et de leur vitesse de minéralisation dans le sol, la période la plus favorable pour l'épandage des PRO est le printemps pour les PRO fertilisants et plutôt à la fin de l'été ou l'automne (avant le début de drainage) pour les PRO amendants (ex. Eriksen et al., 1999, Goulding, 2000).

4. Rendements des cultures et service de production

Les apports de PRO peuvent impacter les rendements et le service de production par l'apport de nutriments minéraux directement disponibles pour les cultures ou indirectement via l'augmentation des stocks de MO dans le sol (Edmeades, 2003). Pour comparer l'efficacité des PRO sur le rendement des cultures, les résultats ont été comparés à ceux obtenus avec une fertilisation minérale classique. Les impacts sur les rendements dépendent des quantités d'azote total apportées par les PRO et de la forme d'azote présente dans les PRO (les PRO les plus riches en N minéral étant les plus efficaces). Les impacts sur les rendements sont plus importants sur la culture qui suit l'épandage que sur les cultures suivantes.

Nous avons observé que les apports de PRO permettent d'obtenir des rendements de maïs similaires voire supérieurs sur le site de QualiAgro, à ceux d'une fertilisation minérale après 4-5 apports. Des rendements similaires sont d'autant plus vite atteints que les quantités d'azote total et notamment en N minéral apportées par les PRO étaient importantes (408 kg N total/ha en moyenne pour le compost DVB). Néanmoins il ne faut pas perdre de vue que les apports de PRO équivalents à 4t C/ha sur QualiAgro sont supérieurs aux doses habituellement appliquées. Les rendements sont impactés surtout pour la culture qui suit l'apport de PRO (maïs). Les rendements en blé peuvent êtreinférieurs à ceux obtenus avec une fertilisation

minérale. Pour Colmar où les doses d'azote apportées via les PRO sont similaires (170 U d'azote), les impacts sur les rendements sont supérieurs avec la BOUE qui présente la plus forte proportion de N minéral. La substitution des engrais minéraux est aussi maximale pour ce PRO (**Figure 6.3**).

5. Service de régulation du climat

Les agroécosystèmes peuvent impacter la régulation du climat en favorisant le stockage de carbone et/ou les émissions de GES (N_2O, CH_4, CO_2) qui sont le résultat d'activités microbiennes. En quantifiant le stockage de C et les émissions de N_2O sur 1 an en utilisant des fonctions de température pour passer des conditions de laboratoire à des conditions au champ, nous avons pu faire un 1er bilan des épandages de PRO sur ce service.

Les PRO qui favorisent le plus le stockage de C dans le sol correspondent à ceux pour lesquels la minéralisation carbonée est la moins stimulée et sont intéressants à utiliser comme amendements (DVB_Q, BIO_Q, DVB_C, BIO_C) (**Figure 6.2** et **Figure 6.3**). Le stockage de C, résultat de l'augmentation des stocks de MO dans les sols, impacte également d'autres services comme la fertilité des sols, la stabilité structurale des sols…

Les sols agricoles sont les plus gros contributeurs aux émissions de N_2O et CH_4. Dans notre cas, les émissions de N_2O les plus fortes sont observées avec l'utilisation de BOUE_C (facteur d'émissions évalué à 1.9% Ntot), alors que les autres PRO ont des facteurs d'émission bien inférieurs à celui proposé par le GIEC de 1% Ntot. Mais les résultats des travaux de Philibert et al.(2012) issus d'une méta-analyse montrent que les émissions augmentent exponentiellement avec la dose d'azote total apportée, sans distinction de type d'engrais, d'origine organique ou minéral.

Il a été observé en Europe un déclin des stocks de carbone dans les sols (Ciais et al., 2010), avec une situation variable d'un pays à l'autre surtout liée aux changements de pratiques depuis les 10-20 dernières années (Arrouays, 2002 ; Marmo, 2008). Dans leur rapport final, (ECCP, 2003), les membres du groupe ont estimé que plus de 60–70 millions t CO_2 eq par an ont été séquestrés par les sols agricoles dans les pays de l'Union Européenne des 15 durant la

première période d'engagement au protocole de Kyoto (équivalent à 1.5–1.7% des émissions anthropiques du CO_2). Parmi les différentes mesures proposées, le rapport cite la promotion de l'utilisation de PRO (résidus de culture, fumiers, boue de STEP) estimant le potentiel de stockage à 20 millions de tonnes de CO_2 eq pour l'Union Européenne des 15. En ce qui concerne la France métropolitaine, les stocks de carbone organique des sols sont évalués à environ 3.2 Gt dans les 30 premiers centimètres (Gis sol, 2011). Lors de la COP21, l'initiativeinternationale « 4 pour 1000 » a été présentée dans le but de développer des recherches permettant d'augmenter le réservoir de C dans les sols de 0.4% par an pour compenser l'accroissement net des émissions de CO_2 vers l'atmosphère.

Les mesures en conditions contrôlées de laboratoire montrent que tous les PRO testés dans le cadre de la thèse pourraient permettre du stockage de C dans le sol (**Chapitre 3**), mais au final, lorsqu'on utilise une approche plus globale basée sur l'historique du site (**Chapitre 5**), les PRO testés sont plus ou moins efficaces pour stocker du C. Tous les PRO de QualiAgro le permettent ; à Colmar, la BOUE_C, le BIO_C et FUM_C n'augmentent pas le stock de C (**Figure 6.2** et **Figure 6.3**).

Les augmentations de stock de C que nous avons estimées à QualiAgro (**Chapitre 5**) étaient comprises entre 1.1 et 2.4 t C .ha^{-1}pour deux années (1 campagne d'épandage), soit l'équivalent de 1.4 % de C à 3.0 % de C supplémentaire par rapport à la situation initiale et par an, nettement supérieures aux préconisations faite par l'initiative « 4 pour mille ». A Colmar les augmentations des stocks n'étaient positives que dans deux situations : 0.15 t C .ha^{-1}.an^{-1} avec DVB_C et 0.24t C .ha^{-1}.an^{-1} avec le BIO_C, ce qui correspond à 2.9 ‰ et 4.6 ‰ annuels si on compare ces résultats au stock initial des sols témoins en 2000 qui était de 53 t C.ha^{-1}. Des meilleurs bilans C ont été trouvés dans les deux sites avec BIO et FUM quand les impacts des procédés amont sont pris en compte. Tous les PRO ont des bilans C plus intéressants que l'engrais minéral (**Figure 6.2** et **Figure 6.3**).

6. Conclusion

En se focalisant sur les impacts liés aux apports de C et N, nous avons montré que les apports de PRO favorisaient les services de biodiversité, de fertilité des sols, de production et de régulation du climat, les impacts négatifs en termes de volatilisation de NH_3, d'émissions de N_2O et de lixiviation des nitrates ne semblant pas être prédominants.

L'intensité des impacts sur ces différents services dépendent de la qualité de la MO apportée par le PRO (plus ou moins biodégradable) et aux traitements qu'ils subissent avant d'être épandus sur les sols (Nannipieri et al., 2003), de la nature du sol récepteur, de la dose apportée, des conditions pédoclimatiques (Sparling, 1997) et des cultures mises en place (Sparling, 1997 ; Dalal, 1998).

La prise en compte de ces services n'est cependant pas suffisante pour évaluer la pratique d'épandage de PRO. En effet, des apports répétés de PRO, via l'augmentation des stocks de MO des sols, peuvent impacter la structure du sol et la rétention en eau avec des conséquences sur le fonctionnement physique ou la régulation hydrique du sol directement via des processus physico-chimiques ou indirectement via des processus biologiques. La MO peut notamment stimuler l'activité de la macrofaune telle que les vers de terre qui vont créer des galeries et augmenter la macroporosité du sol (Leroy et al., 2008, 2007). Les apports de PRO améliorent également la stabilité des agrégats (Diacono and Montemurro, 2010). D'après Abiven et al. (2009), le processus d'agrégation dépend de la décomposabilité des PRO. Un produit qui se décompose vite aura un effet rapide mais temporaire sur la stabilité structurale. Des produits facilement décomposables vont entraîner une stimulation plus importante de la croissance des microorganismes. C'est le cas des fumiers de bovins mais aussi des boues de papeteries (Camberato et al., 2006)ou du compost OMR dans nos résultats.

Les conséquences sont une augmentation des vitesses d'infiltration et de la rétention en eau dans le sol. Hudson (1994) ont montré que pour une augmentation de 1% de MO, la quantité d'eau disponible retenue dans le sol augmentait de 3.7%. La présence d'eau disponible dans le sol étant un facteur majeur de contrôle de la croissance des plantes, des apports répétés de PRO pourraient permettre des économies d'irrigation aux agriculteurs (Eden et al. 2013). Les sols bien structurés permettent également aux racines de pénétrer et de proliférer dans le sol. Ces sols structurés sont également plus résistants à la compaction et pourraient permettre auxagriculteurs d'augmenter le nombre de jours de travail par an avec des machines lourdes.

Enfin, les sols structurés permettent de limiter l'érosion et ainsi de préserver la qualité de l'eau (et générer potentiellement des économies de traitement d'eau).

Les PRO peuvent également contenir des contaminants organiques ou minéraux ainsi que des pathogènes ou des gènes de résistance aux antibiotiques qui peuvent s'accumuler dans les sols après des apports répétés et ainsi altérer la qualité des sols, des cultures et des eaux.

De plus, dans le but de comprendre les relations entre les pratiques agricoles et les services écosystémiques (Williams and Hedlund, 2014) et ainsi de faciliter la gestion et la stimulation de certains services au sein des écosystèmes, il est intéressantde développer des outils pour évaluer la qualité des sols et des cultures et la capacité des sols à fournir ces services. Le développement d'outils pour évaluer la qualité des sols et des cultures en considérant davantage de services a fait l'objet du chapitre suivant.

CHAPITRE 7 : INDICES MULTICRITERES DE LA QUALITE DES SOLS ET DES CULTURES POUR EVALUER LA PRATIQUE D'EPANDAGE DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES A L'ECHELLE DE LA PARCELLE

Article accepté et révisé, envoyé à la revue *Agriculture Environnement and Ecosystem*

Introduction

Dans les précédents chapitres, nous avons vu que les apports répétés de PRO au champ, peuvent de manière plus ou moins efficace augmenter les stocks de MO dans les sols et sont donc susceptibles de *(i)* stimuler l'abondance, la diversité et les activités des microorganismes du sol, *(ii)* augmenter les stocks de carbone dans les sols, mais aussi *(iii*) augmenter la disponibilité des nutriments et notamment de l'azote, via les apports directs de N minéral, la minéralisation rapide du N organique des PRO ou la minéralisation des stocks de MO augmentés dans le sol pour *(iv)* améliorer ou maintenir des rendements identiques à une fertilisation minérale (**Chapitre 4**). Mais tous ces effets sont très dépendants des caractéristiques physico-chimiques et biochimiques des PRO (cf **Chapitre 3**). Ils dépendent aussi des conditions de leurs apports (dose d'apports, fréquences...) qui expliquent les différences des effets observés entre les 2 sites d'études avec des effets plus marqués à QualiAgro qu'à Colmar. Ces différences sont en partie dues au mode de raisonnement des apports, basés sur le flux de C apporté à QualiAgro (4 t $C.ha^{-1}$) et sur le flux de N apporté à Colmar (170 $kgN.ha^{-1}$)(**Chapitre 4**). Par ailleurs, outre les effets agronomiques se traduisant par l'augmentation d'un certain nombre de services écosystémiques rendus par les sols comme celui d'habitat, de support de biodiversité ou d'approvisionnement (**Chapitre 6**), l'augmentation des teneurs en MO dans les sols contribue au stockage du C dans le sol et donc au service de régulation du climat puisque ces augmentations ne sont pas compensées par l'augmentation des émissions de GES après apport de PRO par rapport à une fertilisation minérale classique (**Chapitre 3** et **Chapitre 5**). Cependant, la prise en compte des traitements en amont des PRO par compostage impacte fortement le bilan C de la pratique (**Chapitre 5**). Par ailleurs, l'insertion de PRO dans les itinéraires techniques des cultures peut aussi entrainer d'autres impacts comme la volatilisation de NH_3, l'augmentation des flux de contaminants, la lixiviation de nitrates ou l'introduction de pathogènes. Dans le **Chapitre 6**, nous avons synthétisé les résultats obtenus pour évaluer les services écosystémiques améliorés dans les sols après apports répétés de PRO mais des outils multicritères sont nécessaires pour agréger l'ensemble des informations disponibles afin d'évaluer globalement les effets tant positifs que négatifs de l'insertion régulière des PRO dans les systèmes culturaux.

Ainsi, un inventaire des données disponibles sur le site QualiAgro depuis la mise en place de l'essai a été réalisé afin de compléter les données mesurées au sein de ce travail de thèse. Les données utilisées proviennent de campagnes de mesures antérieures. Avec l'objectif de proposer un outil d'évaluation multicritères de la pratique, la démarche de construction d'indices de qualité des sols (IQS) a été modifiée pour créer plusieurs indices de qualité des sols et un indice de qualité des culturesafin de prendre en compte et faire figurer dans l'évaluation plusieurs catégories d'effets qui seraient impactés différemment en fonction de la nature des PRO. Nous avons choisi de définir 7 classes d'indices utilisant les données relatives à la biodiversité, les activités biologiques, l'état physique du sol, la fertilité du sol, l'état sanitaire total des sols, l'état sanitaires échangeable des sols, et la qualité de la culture (rendement/qualité des grains) ciblant donc les services de support-biodiversité, d'approvisionnement et de régulation.

Les données expérimentales de suivi en laboratoire n'ont pas été considérées dans ce chapitre (émissions de N_2O, volatilisation de NH_3) et seules les données acquises au champ ont été utilisées. La démarche utilisée, le détail de la conception et les résultats de l'agrégation des données font l'objet du **Chapitre 7** (**Figure 7.1**).

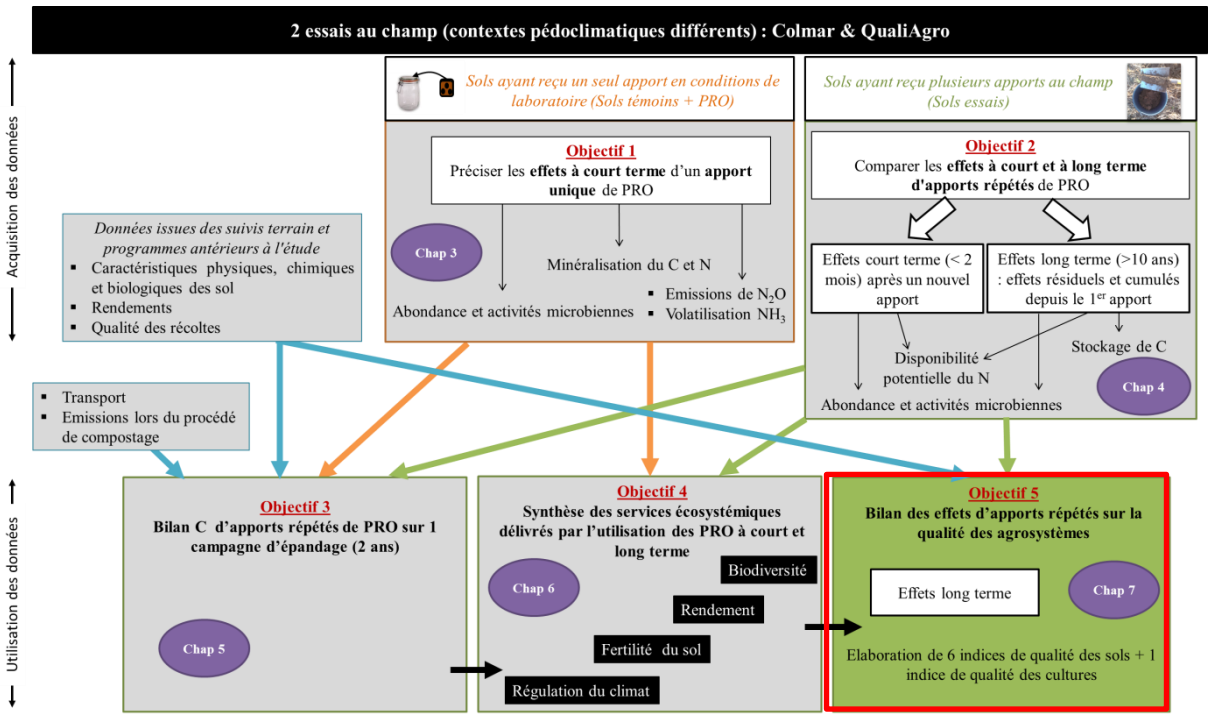


Figure 7.1. Localisation du chapitre 7 dans le schéma global des objectifs de la thèse.

Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil and crop quality

Obriot Fiona[1], Stauffer Marie[1], Goubard Yolaine[1], Cheviron Nathalie[2], Peres Guénola[3], Eden Marie[4], RevallierAgathe[5], Vieublé-Gonod Laure[1], Houot Sabine[1]

[1]UMR ECOSYS, AgroParisTech, INRA, Université Paris-Saclay, 78850, Thiverval-Grignon, France

[2]UMR ECOSYS, AgroParisTech, INRA, Université Paris-Saclay, 78026, Versailles, France

[3]INRA/Agrocampus, UMR1069 SAS, F-35000 Rennes, France

[4]Technical University of Munich, Dept. of Geomorphology and Soil Science, Germany

[5]Veolia Recherche & Innovation, Département Environnement et Santé, F-78520 Limay, France

houot@grignon.inra.fr

lvieuble@grignon.inra.fr

Abstract

Repeated applications of exogenous organic matter (EOM) promote the increase of soil organic matter (OM) and biological activity, the recycling of nutrients and crop production, but they may also lead to soil contamination. All these effects occur simultaneously and must be considered in the evaluation of such practice. Three urban composts (a municipal solid waste compost or MSW, a co-compost of sewage sludge and green waste or GWS, a biowaste compost or BIO) and a farmyard manure (FYM) have been applied in a long term field experiment near Paris, France (representing 7 amendments since the beginning of the trial) and have been compared to a mineral fertilized control (CONT+N). Soils and crops were sampled with time and more than 100 physical, chemical and biological parameters were measured (*e.g.* organic C, N mineralization rate, pH, Olsen P, plastic limit, microbial biomass, enzymatic activities, trace elements). A statistical method was used to determine a minimum data set (MDS), and 7 indices of soil and crop quality (QI) were calculated using linear scoring functions: soil fertility, soil biodiversity, soil biological activities, soil physical properties, soil sanitary status (available contamination and total contamination) and crop productivity. All QI varied between 0 and 1, 1 being the best score. EOM amendments significantly increased soil biodiversity, soil biological activities and soil physical properties with intensity generally depending on their characteristics. FYM was the most efficient EOM to improve soil biological properties (QI of soil biological activities=0.71 *vs* 0.45 in CONT+N and QI of soil

biodiversity=0.73 *vs* 0.51 in CONT+N). EOM application lead to similar yields as mineral fertilizers but the quality of grains was slightly decreased. Thus, mineral fertilizer remained more efficient at improving crop productivity index (QI=0.88) than EOM although BIO was not significantly different than CONT+N for crop productivity (QI=0.83). All EOM were significantly efficient to improve soil fertility but only BIO was significantly higher than all treatments (QI=0.86). EOM brought nutrients (N, P and K) for crops but an excess of P (*e.g.* GWS) can negatively impact the soil fertility index. EOM negatively affect the soil sanitary status when considering total concentrations of contaminants but decreased available fractions and consequently the risks of transfers to plants and ground waters. BIO was the most efficient EOM to improve the index of "available" soil sanitary status (QI=0.76 *vs* 0.52 in the CONT+N). Finally, BIO was the most efficient for most indices.

By original integrative approach, this study demonstrated the positive impact of repeated EOM applications on soil and crop quality in a loamy soil, associated with the improvement of some ecosystem services such as nutrient cycling, increasing biodiversity and activities, crop yield or limiting risk contamination. Nevertheless, the equilibrium of N, P and K brought by EOM is difficult to predict and sometimes lead to an excess of other nutrients like P (*e.g.* GWS). The study showed that the development of different quality indices can provide a quantitative tool for assessing the overall effects of recycling different types of organic wastes.

Key words: *compost, farmyard manure, mineral fertilizer, long term effect, quality index, aggregated method.*

1. Introduction

Within the framework of developing circular economy and in order to loop the biogeochemical cycles, the recycling of exogenous organic matters (EOM) on cropped soils is being encouraged in Europe (European Commission, 2010). The EOM represent potential sources of nutrients (N, P…) for crops and can partially substitute the use of mineral fertilizers (Chalhoub et al., 2013; Senthilkumar et al., 2012). Regular applications of EOM to soil can also be a way of restoring soil organic matter content in intensively managed cultivated soils and contributing to carbon (C) storage in soils (Marmo et al., 2004; Peltre et al., 2012). Manures have been traditionally spread on cropped soils but in the areas where animal breeding is scarce, the recycling of EOM of urban origin may be an alternative

opportunity, limiting landfilling or incineration (Houot et al., 2014). In addition to positive effects on soil fertility, EOM applications improve soil biodiversity and biological activities (Bastida et al., 2008; García-Gil et al., 2000), aggregate stability and soil structure (Annabi et al., 2011; Diacono and Montemurro, 2010) and water infiltration by increasing soil porosity (Haynes and Naidu, 1998). However, negative impacts may occur and have to be taken into account. Indeed EOM may contain contaminants such as pathogens, organic contaminants or trace elements (Belon et al., 2012; Smith, 2009) that may accumulate in soils and/or be transferred to plants and water. To assess the potential risks associated to the application of EOM to soils, considering total concentrations of contaminants is not enough (Burakov et al., 2010), and available and mobile fractions must also be taken into account (Harmsen et al., 2005). Additional negative impacts like a decrease of pH, or an excessive input of nutrients due to simultaneous N and P input for example while EOM application should also be considered. The intensity and duration of positive and negative effects of EOM amendments on soil depend on the characteristics of these EOM, the applied doses, the frequency of applications and the cropping system.

Soil quality defined as "the capacity of soil to perform its functions" (Lal, 1994) may be evaluated for different purposes (Karlen et al., 2003): (1) the suitability for different land uses (e.g. crop production, housing) or (2) the assessment of management practices for a specific use, the assessment of farming practices on cropped soils in our case. There are strong links between soil quality and agricultural sustainability: with reference to agricultural land use, soil quality refers to its ability to sustain production (Lal, 1994).

In most cases, a combination of physical, biological and chemical parameters is used to develop robust interpretation of soil quality (Andrews et al., 2004). "Inherent" soil parameters such as texture, mineralogy or depth are determined by *e.g.* parent material, climate or topography and are use-invariant. They are used to qualify soil for different land-uses (Seybold et al., 1999). For example, "inherent" parameters have been used to compare soil fertility, define the best soils for crop production or soil capacity at receiving liquid sludge or waste water reuse (Robinson et al., 2009). On the other hand, soil "dynamic" parameters such as organic matter content, nutrient availability, biological activities and communities' structure or total and available trace element concentrations may be impacted by anthropic activities. Such parameters are of interest to assess the effects of management practices (soil

tillage, organic farming or EOM recycling) on soil and crop qualities. Time scales differentiate both types of parameters: soil "inherent" parameters need very long periods to develop and they may be considered as constant at a human scale, whereas soil "dynamic" parameters might be altered rather rapidly through human interventions (Robinson et al., 2009). Moreover, the evaluation of dynamic parameters focuses on the topsoil, where most likely they have been altered by human interventions.

A selection of relevant indicators is always needed to assess soil quality. Parameters are defined as all data available, whereas indicators are defined as the most sensitive or relevant parameters as proxy of a soil property or modified by the practice, not expensive, accessible to many users and easy to measure and interpret, meaning that references are available (Doran and Parkin, 1996a; Rutgers et al., 2012a). A minimum data set (MDS) of indicators has to be chosen to assess the impact of a practice on soil quality. Currently, there is no consensus on this MDS for soil functioning (Morvan et al., 2008). No universal list of indicators suitable for all regions and ecosystem functions exists (Seybold et al., 1998). When the potential indicators are too numerous, a method has to be defined to select the most relevant ones before aggregating them into a unique soil quality index or developing a multi-criteria tool considering several specific indices. The choice of MDS may be based on (a) expert opinion (Doran and Parkin, 1996a; Karlen and Stott, 1994; Larson and Pierce, 1991) or (b) statistical method (Andrews et al., 2004; Shukla et al., 2006). Murkherjee and Lal (2014) compared the two approaches and showed that they were correlated (r=0.97).

In the present work, the objective was to develop a multi-criteria tool to compare fertilizing practices either based on mineral fertilizers or repeated applications of EOM and taking into account the positive but also negative impacts. The development of different quality indices was used to provide a quantitative tool for assessing the overall effects of recycling different types of EOM. The originality consisted in distinguishing 6 different soil quality indices: soil fertility, soil biodiversity, soil biological activities, soil physical properties, two soil sanitary states (considering total and available concentrations of contaminants) and one index of crop quality, while most previous studies developed a unique and global index. The choice of indicators and their aggregation were based on a statistical approach. Indices were developed from an experimental site set up in 1998 and after 7 applications of EOM.

2. Materials and methods

2.1. Field site and sampling

The long-term field experiment QualiAgro (INRA-Veolia Recherche & Innovation partnership, Feucherolles, France) has been started in 1998 (Houot et al., 2002). The soil is a luvisol with the following initial characteristics in the plough layer (0-28 cm): clay, 150 g kg^{-1}; silt, 790 g kg^{-1}; sand, 60 g kg^{-1}; organic carbon, 11.0 g kg^{-1}; organic nitrogen, 1.0 g kg^{-1} ; pH, 6.9. A farmyard manure (FYM) and 3 urban composts, including a municipal solid waste compost (MSW), a biowaste compost (BIO), a co-compost of sewage sludge and green waste (GWS) have been applied every other year in September, at doses equivalent to ~ 4 tC ha^{-1} (18 to 35 t fresh matter ha^{-1}) corresponding to 1.5 to 2-times the doses that are typically applied by farmers. EOM were added on wheat stubbles of a maize-wheat succession (barley in 2007 due to a regional attack of *Diabrotica virgifera* on maize). After 7 applications, the inputs of contaminants (trace metals, pathogens or PAH/PCB) in soil remained below the regulatory limits. The design of the field experiment includes four blocks of replication of the different treatments including amended and control plots (450 m^2 each). The control treatment (CONT+N) receives enough mineral nitrogen (25% nitrate, 25% ammonium and 50% urea) to comply the crop needs. More information about the composting process and the field experiment can be found in Annabi et al. (2007; 2011). In each plot, before each EOM application, five to ten soil cores are sampled in the ploughed horizon (0-28 cm) and pooled for monitoring physico-chemical characteristics. All EOMs are also sampled during their application for analysis. Each year, crop yields have been determined and grains sampled for further quality analyses. In the present study, the most recent samplings of soil (September 2011 for physico-chemical parameters) and crop (wheat 2011) were considered. Additional soil samplings occurred in the ploughed horizon for other characterizations: in May 2005 for aggregate stability, in April 2013 for other physical parameters; in March 2009 and September 2011 for biological parameters; in September 2011, April 2012, March 2013 and October 2013 for enzymatic activities; in March 2009 for the *oprF gene* as a pathogen marker and in September 2011 for others pathogens and antibiotic resistant genes (**Table S1**).

2.2. Analyses

Most analyses of EOM were performed on dried and 200 µm ground samples at central analytical laboratory of INRA (LAS, Arras, France): pH measured in water (ISO 10390;

AFNOR, 2005), organic C (ISO 10694; AFNOR, 1995a), total N (Dumas method), $CaCO_3$ (ISO 10693; AFNOR 2014). Total majors elements in EOM like total Ca, Cr, Cu, Mg, Ni, K, Zn were analyzed after HF digestion (NF X 31-147; AFNOR, 1996), P by NF EN ISO 11885 (AFNOR, 2009a) and total Pb and Cd by INRA method. They were quantified by ICP-AES radial quantification, except for Pb and Cd which were quantified by ICP-MS. The index of residual organic carbon (I_{ROC}) that represents the proportion of organic matter potentially incorporated into soil organic matter after EOM application (Lashermes et al., 2009) was measured on dried and 1mm ground EOM samples as described in the French standard XPU 44-162 (AFNOR, 2009b). The mean EOM characteristics measured between 1998 and 2011 are presented in **Table 1**.

Table 1. Mean characteristics of EOM applied in QualiAgro between 1998 and 2011. GWS: Co-compost of sewage sludge and green waste, BIO: biowaste compost, MSW: municipal solid waste compost and FYM: farmyard manure; I_{ROC} proportion of total organic carbon potentially incorporated into organic matter (Lashermes et al., 2009). The treatments with same letters were not significantly different.

		GWS	BIO	MSW	FYM
Dry matter [1]	%	63.3 ± 8.2 a	70.1 ±8.5 a	67.8 ± 12.0 a	39.6 ± 9.1 b
Applied quantity	t DM.ha^{-1}	16.4 ± 2.7 a	19.1 ± 4.2 a	12.0 ± 3.2 a	13.2 ± 2.0 a
Organic carbon [1]	g.kg^{-1} DM	265 ± 44 b	208 ± 47 c	308 ± 45 a	320 ± 67 a
I_{ROC} [2]	% org C	77 ± 9 a	75 ± 6 a	49 ± 13 c	67 ± 7 b
Total N [1]	g.kg^{-1} DM	23.5 ± 2.7 a	17.4 ± 4.5 b	17.6 ± 2.0 b	21.9 ± 3.1 a
Organic carbon/total N [1]	-	11.4 ± 2.1 b	12.1 ± 8.5 b	17.8 ± 4.0 a	14.7 ± 2.8 c
pH (water) [1]	-	7.5 ± 0.6 c	8.1 ± 0.5 a	7.5 ± 0.5 bc	9.1 ± 0.3 a
Total P [1]	g.kg^{-1} DM	29.7 ± 7.8 a	11.0 ± 3.9 bc	8.0 ±1.7 c	12.6 ± 2.4 b
$CaCO_3$ [1]	g.kg^{-1} DM	25.8 ± 10.4 c	99.0 ± 55.7 a	69.8 ± 22.7 ab	47.1 ± 16.6 b
Total Ca [1]	g.kg^{-1} DM	39.2 ±12.7 b	61.2 ± 19.6 a	60.3 ± 7.1 a	28.8 ± 8.4 c
Total K [1]	g.kg^{-1} DM	14.5 ± 4.5 c	21.0 ± 2.9 b	10.4 ± 3.0 c	35.6 ± 2.5 a
Total Mg [2]	g.kg^{-1} DM	4.9 ± 0.6 bc	4.7 ± 0.6 c	8.4 ± 4.4 a	5.9 ± 1.0 b
Total Cd	mg.kg^{-1} DM	1.1 ± 0.7 a	0.7 ± 0.7 a	1.3 ± 0.7 a	1.2 ± 1.2 a
Total Cr	mg.kg^{-1} DM	39.4 ± 7.8 a	39.6 ± 14.7 a	87.1 ± 60.3 a	36.4 ± 24.2 a
Total Cu [3]	mg.kg^{-1} DM	170.1 ± 44.1 b	65.7 ± 25.2 a	134.6 ± 88.9 ab	101.3 ± 71.1 ab
Total Hg [1]	mg.kg^{-1} DM	0.9 ± 0.3 c	0.2 ± 0.1 ab	0.8 ± 0.8 bc	0.1 ± 0.1 a
Total Ni [3]	mg.kg^{-1} DM	28.2 ± 7.4 a	26.9 ± 25.3 ab	29.1 ± 18.4 ab	13.1 ± 9.4 b
Total Pb	mg.kg^{-1} DM	62.0 ± 11.3 a	92.6 ± 57.3 a	143.0 ± 92.9 a	127.7 ± 129.5 a
Total Zn	mg.kg^{-1} DM	397.5 ± 91.8 a	244.8 ± 102.9 a	349.2 ± 182.1 a	357.8 ± 195.3 a

[1] $p<0.0001$; [2] $p<0.001$; [3] $p<0.1$

All parameters for soils and crops were measured on dried and 200µm-ground samples. The methods used are listed in **Table S1** and summarized thereafter. Soil physico-chemical characteristics were measured according to standardized methods at central analytical laboratory of INRA (LAS, Arras, France): total N (NF ISO 13878, AFNOR 1998), organic C (NF ISO 10694; AFNOR, 1995a), Olsen P (NF ISO 11263; AFNOR, 1994), pH (ISO 10390; AFNOR, 2005), exchangeable K, Ca, Mg, Na and cation exchange capacity (CEC) (NF X 31-130; AFNOR, 1999b), soluble boron (NF X 31-122; AFNOR, 1999a), electrical conductivity (NF ISO 11265, AFNOR 1995b). Total trace element concentrations were measured by ICP-AES radial quantification in HF-digested soil samples (NF 31-147; AFNOR, 1996). Exchangeable trace elements were extracted with a $CaCl_2$ 0.01 mol l^{-1} solution in a 1:10 ratio soil: extractant (dw/vol) and analyzed by ICP-MS on soil samples. PAH and PCB were measured on fresh soil samples or stored frozen soil after ASE extraction and they were quantified by GC-ECD (gas chromatography-electron capture detection) or GC-HRMS (gas chromatography-high resolution mass spectrometry).

Soil bulk density was determined on 50 cm^3 cylinders sampled in the different treatments in the field according to Grossman and Reinsch (2002). Plant available water was estimated as the difference in water contents measured on soil cylinders (50 cm^3) at -10 kPa and -1585 kPa suctions (in Brady and Weil, 1996). Soil Atterberg plastic limits were measured by the mechanical strength test according to Atterberg (1911) and Bergaya and Theng (2006). Finally, aggregate stability was measured using the method described by Le Bissonnais and Arrouays (1997).

Total microbial biomass was measured on 5 mm sieved fresh soil samples using the fumigation-extraction method (Vance et al., 1987). Chimioorganotrophic and mesophilic cultivated bacteria were quantified on non-selective culture media (R2A) after 48 hours of growth. Fungal biomass was assessed through the ergosterol extraction (Djajakirana et al., 1996). Different microbial populations (bacteria, fungi, *Creanarchaea*, AOA and AOB nitrifying microorganisms, *nirK* and *nirS* denitrifying microorganisms) were quantified by qPCR after soil DNA extraction (Ranjard et al., 1998) on frozen samples.

Pathogens (*E. coli, E. faecalis and L. monocytogenes),* the *oprF gene* coding the most abundant outer membrane protein of *Pseudomonas aeruginosa* (Duchêne et al., 1988) which is also a pathogen and oxy-iminocephalosporin antibiotic resistant gene ($bla_{CTX\text{-}M1}$) were

estimated by quantitative real-time polymerase chain reaction (qPCR) after DNA extraction (Hartmann et al., 2012;), on fresh soil samples (INRA Agroecology Dijon, France).

Bacterial and fungal community structures were analyzed after temporal temperature gradient electrophoresis (TTGE) of the 16S or 18S DNAr genes and production of a matrix of ribotypes (Cebron et al., 2009; Thion et al., 2012). A Shannon diversity index (H') was calculated for bacteria and fungi as follows: $H' = \sum_{b=1}^{s} Pb \times logPb$, where b is the specie in the considered ecosystem and Pb the proportion of the specie (b) to the total number of species (s) in the considered ecosystem (Hill et al., 2003).

Other soil organisms were sampled and analyzed using standardized methods: earthworms (adapted from ISO 23611-1; AFNOR 2011a, Peres et al., 2011), microarthropods *i.e.* collembola and mites (ISO 23611-2; AFNOR, 2006a), total free-living nematodes (ISO 23611-4; AFNOR 2011b). A Shannon diversity index (H') was also calculated for earthworms.

Different microbial activities were measured on fresh samples. The labile C was obtained through cumulated quantification of C-CO_2 mineralization during 175 days of incubation of fresh soil samples at 28°C and -32 kPa (NF ISO 14239; AFNOR, 1997) and expressed in percentages of C mineralized. The rate of soil organic N mineralization was measured in similar incubations in lab conditions and expressed in mg mineral N per kg of soil per day. And the basal respiration was calculated as the rate of C-CO_2 mineralization during 28 days from fresh soil samples incubated at 28°C and -32 kPa (NF ISO 16072; AFNOR, 2002a). The metabolic quotient (qCO_2) was calculated as the ratio of C mineralization after 28 days and initial microbial biomass C (Anderson and Domsch, 1993).

Potential nitrification expressed as the rate of nitrate production (NO_3^-) during incubations of soil enriched with a $(NH_4)_2SO_4$ solution as described in Petersen et al. (2012).

Enzyme activities involved in C, N, S and P cycles such as arylamidase, laccase, β-glucosidase, urease, arylsulfatase and phosphatase were quantified on sieved soil samples (6 mm), using colorimetric methods Acosta-Martinez and Tabatabai(2000); Anastasi et al. (2009) de Santiago-Martin et al. (2013).

The crop yields were measured by manual plant sampling on sub-surfaces of the experimental plots. The grains were analyzed at the central analytical laboratory of INRA for plants (USRAVE, Bordeaux, France). C contents in grains were measured by dry combustion (ISO

10694, AFNOR, 1995a adapted for vegetal). Protein contents in grains were calculated as total N multiplied by 5.7 (Boudreau and Ménard, 1992). Total Ca, Na, K, P, Cu, Fe, S, Mg, Mn and Zn in grains were measured by ICP-AES radial quantification after HF digestion.

2.3. Development of quality indices

2.3.1. Definition of 7 categories of parameters

The **Figure 1** describes the method used to build the different indices. The first step that consisted in the inventorying of all available data (**Step 1a**) on the QualiAgro site gathered a total of 119 chemical, physical and biological parameters (**Table S1**). Only dynamics parameters were considered since inherent parameters (particle size distribution, soil depth…) were not modified by EOM applications. These parameters were distributed into 7 categories (**Step 1b, Table S1**): soil fertility, soil biodiversity, soil biological activities, soil physical properties, sanitary status taking into account total and available concentrations of contaminants and crop productivity.

For soil fertility, the selected parameters represented the soil ability to supply (directly or after organic matter mineralization) essential plant nutrients and soil chemical properties favorable for plant growth. They included major physico-chemical characteristics (total C and N, CEC, Olsen P, electrical conductivity...).

Soil biodiversity included parameters of abundance and diversity of soils organisms from microorganisms to macrofauna and supported the fact that soils with large biodiversity are more resistant and/or more resilient to disturbances.

Soil biological activities brought information on soil functioning. The indicators included soil enzymatic activities, potential nitrification, basal respiration and metabolic quotient. All activities were related to biogeochemical cycles (C, N, S and P).

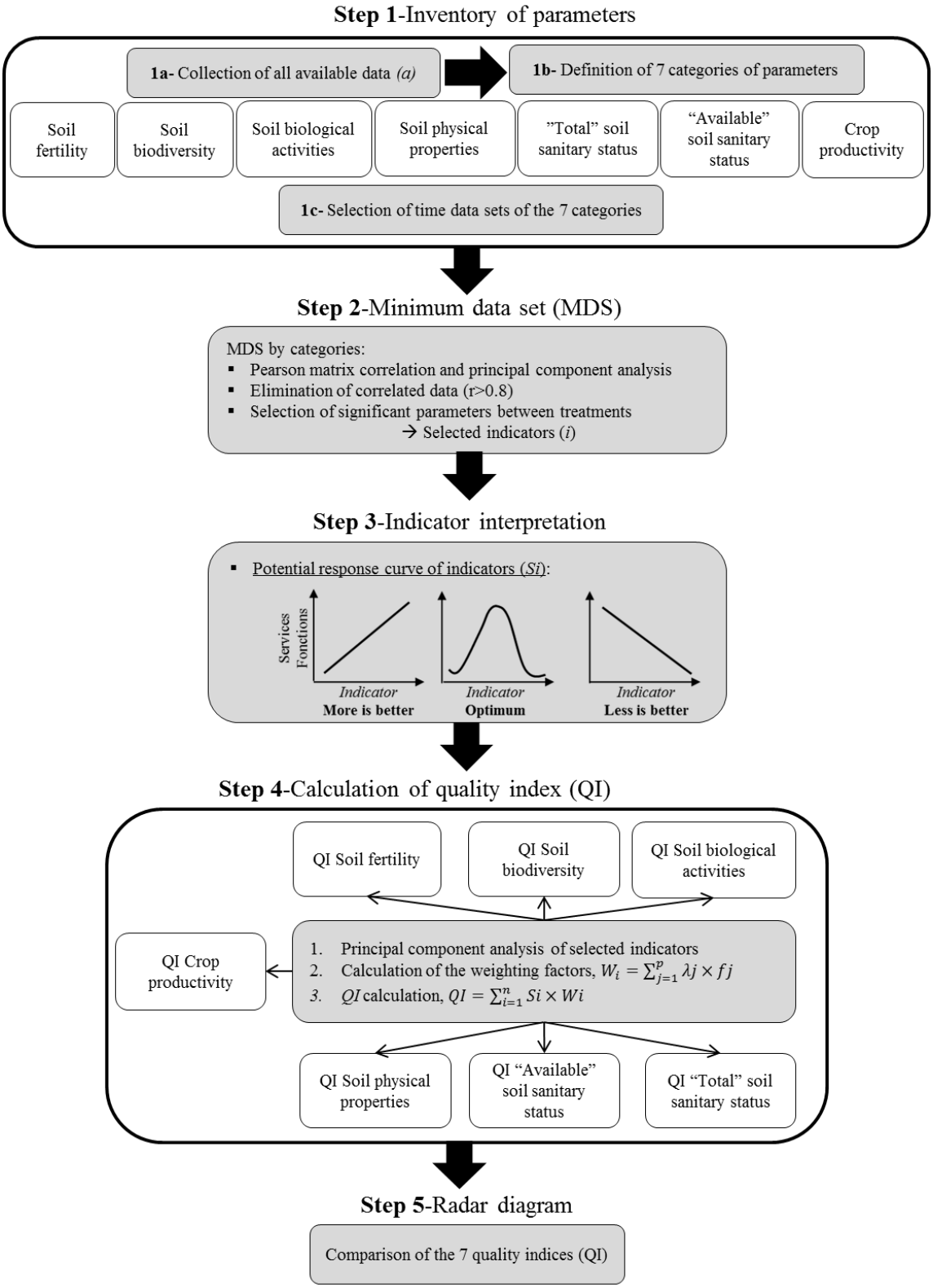


Figure 1. Framework used for the development of the 7 quality indices (QI) (adapted from Andrews, 2004 and Bhardwaj et al. 2011).

***λj*= squared eigenvectors, *fj*=selected principal component, *Si*=normalized indicator scores**

Soil physical properties included parameters related to water regulation, erosion control and the suitability of soil for crop production. Soil structure with adequate porosity permits good root development, increases water infiltration and retention potential and is more resistant to soil compaction due to field works.

Trace elements (TE), pathogens, organic contaminants such as PAH or PCB and antibiotic resistant genes represented potential soil contamination due to EOM repeated applications and were included in the soil sanitary status category. Additionally to the total concentrations of contaminants, assessment of easily extractable contaminants may represent the potential risk for plant and water contaminations at short term. Two soils sanitary states were therefore created, based on one hand on the total concentrations of contaminants (TE, PAH, PCB and pathogens), called hereafter "total" soil sanitary status, and on the other hand on the potential available fractions of contaminants (easily extractable TE) called hereafter "available" soil sanitary status.

A last category was defined to characterize the productivity and quality of crops with parameters such as yield and major elements' contents in wheat grains.

For many parameters, several sets of data have been measured at different dates since the beginning of the trial. The following step had the objective to determine which data sets have to be considered for the construction of indices (**Step 1c**, **Figure 1, Table S1**).

For most parameters, the most recent data set (2011) was used as it better represented the impact of the 7 EOM applications that have occurred since the beginning of the experiments. This included all parameters used for crop productivity, soil fertility, the two soil sanitary states (total and available contaminants except for the *oprF gene* which was quantified in March 2009), total microbial biomass in the "soil biodiversity" category, aggregate stability (in 2005) in the "physical properties" category and some parameters included in soil biological activities (*e.g*. basal respiration or labile C). The parameters related to enzymatic activities used to characterize biological activities have been measured only since 2009 and important variability has been observed due to seasonal variations and climatic conditions. Consequently, we considered the means of all available values in each treatment (from 2009 to 2013). Finally, for some parameters, measures were performed only once since the start of the field experiment: (i) earthworms, microarthropods and nematodes in spring 2009; (ii) abundances of specific microorganisms (nitrifying or denitrifying organisms) in 2011 and (iii) physical parameters with Atterberg limits and plant water availability in 2013.

2.3.2. Selection of the Minimum Data Set (MDS)

Due to the very high number of available data and to avoid overlapping between them, a MDS was selected (**Step 2** in **Figure 1**) within each category. Only parameters which significantly discriminated the treatments (EOM versus control) were considered as relevant. Then, a Pearson matrix was performed with all relevant parameters per index. When correlation coefficients (*r*) between significant parameters were over 0.8, we kept only the parameter most commonly used in agricultural evaluation context. The selected parameters were considered as "indicators" to be included in the MDS (Larson and Pierce, 1991, Andrews et al., 2002). The 36 indicators selected to be included in the seven indices corresponding to soil fertility, soil biological activities, soil biodiversity, soil physical properties, soil sanitary status (available and total concentrations) and crop productivity are identified in **Table 2** and **Table S1**.

2.3.3. Indicator interpretation

Following was the step of "indicator interpretation" (**Step 3** in **Figure 1**). Three different linear responses curves (more is better, less is better, optimum value) were used to relate a given indicator to a soil function (Bhardwaj et al. 2011). For each indicator, trends and critical limits were determined based on literature or expert judgment, and used to establish the type of response curve of each indicator (**Table 2**). The "more is better" response was chosen for most indicators of soil or crop qualities for which larger values were associated to better quality. The "less is better" was used for soil or crop contaminants and the "optimum" response curve meant that an optimum value was identified in literature for soil or crop parameters.

Table 2. Indicators included in the minimum data set (MDS) of each quality index and responses curves (Step 3, see Figure 1).

With a_{max}=maximum value observed of indicator, a_{min}=minimum value observed of indicator, a_{opt}=optimum value observed of indicator, DM=dry matter, CEC=cation exchange capacity, QI=Quality index, ind.=individuals, Exch.=echangeable, act.=activity, alk.= alkaline.

QI	Indicators used in QI	Source of response curve	Response curve	a_{min}	a_{max}	a_{opt}
Soil fertility	Total N (g kg^{-1})	Askari and Holden, 2015; Glover et al., 2000	More is better	0.94	1.56	-
	Olsen P (mg kg^{-1})	UNIFA	Optimum	19	86	35
	pH (water)	Expert judgement	Optimum	6.6	7.8	7.5
	CEC (cmol+ kg^{-1})	Glover et al., 2000	More is better	7.4	11.5	-
	N mineralization rate (mg kg^{-1} d^{-1})		More is better	4.4	7.1	
	Labile C (%)	Velasquez et al., 2007	More is better	5.6	8.5	
	Exch. Na (cmol+ kg^{-1})		Less is better	0.02	0.04	-
	K_2O/MgO	Expert judgement	Optimum	1.1	2.8	2.0
Soil biodiversity	Microbial biomass (mg kg^{-1})	Andrews et al., 2004; Glover et al., 2000	More is better	195	325	-
	Fungal diversity (H'18S)		More is better	1.46	2.29	-
	Cultivated bacteria (number g^{-1})	Rutgers et al., 2012a	More is better	3.28×10^{6}	18.60×10^{6}	-
	Earthworms (ind. m^{-2})	Glover et al., 2000	More is better	14	401	-
	Earthworms diversity	Rutgers et al., 2012a	More is better	0.51	0.98	-
	Free-living nematodes (ind. $100g^{-1}$)	Rutgers et al., 2012a	More is better	205	1064	-
Soil biological activities	Basal respiration (mg C-CO_2.kg^{-1} h^{-1})	Askari and Holden, 2015	More is better	0.2	0.6	-
	β-glucosidase act. (mU g^{-1})	Puglisi et al., 2006	More is better	7.4	11.9	-
	Urease act. (mU g^{-1} dry soil)		More is better	2.6	11.9	-
	Arylamidase act. (mU g^{-1})		More is better	0.0	11.9	-
	Alk. phosphatase act. (mU g^{-1})	Puglisi et al., 2006	More is better	17.3	32.3	-
	Laccase act. (mU g^{-1})		More is better	1.8	3.5	-
Soil physical properties	Plastic limit (% humidity)		More is better	31.3	37.8	-
	Aggregate stability (mm)	Askari and Holden, 2015	More is better	0.6	1.0	-
	Bulk density (g cm^{-3})	Lal, 1994; Lefebvre, 2010	Optimum	1.33	1.52	1.40
"Total" soil sanitary status	Total Zn (mg kg^{-1})	Andrews et al., 2002	Less is better	48	68	-
	Total Mo (mg kg^{-1})	Chen et al., 2005	Less is better	0.4	0.6	-
	Total Cu (mg kg^{-1})	Chen et al., 2005	Less is better	11	18	-
	oprF gene (gene copy number g^{-1})		Less is better	131×10^{7}	214×10^{8}	-

Available soil sanitary status	Exch. Cu (µg kg^{-1})	Chen et al., 2005	Less is better	31	58	-
	Exch. Zn (µg kg^{-1})	Chen et al., 2005	Less is better	26	240	-
	Exch. Pb (µg kg^{-1})	Chen et al., 2005	Less is better	1.4	9.6	-
Crop productivity	Crop yield (t ha^{-1})	Farmer point of view, Liebig et al., 2001	More is better	7.4	9.1	-
	Proteins content in grains (g kg^{-1})	Agronomical point of view	More is better	78	102	-
	P content in grains (g kg^{-1})		More is better	2.7	3.2	-
	Ca content in grains (g kg^{-1})		More is better	0.37	0.42	-
	Fe content in grains (mg kg^{-1})	Tremel-Schaub and Feix, 2005	Optimum	25	36	45

All measured values were then transformed into unitless values. For the "more is better" response curve, the highest experimental value was considered as "the best" and the other observed values (*a*) were divided by this highest value to normalize the data ($Si=a/a_{max}$), (**Table 2**). Thus the maximum normalized observed value received a score of 1 and other normalized values were below 1.

When the lowest value was considered as "the best", the lowest observed value was divided by each observation ($Si=a_{min}/a$), so that the lowest observed value received a score of 1, while others were less than 1 (Bhardwaj et al., 2011) **(Table 2**). For trace elements, total concentrations were above critical deficiency values for plants. And for extractable elements, contaminations risks towards soil water were considered. Therefore, both indicators were considered as "less is better".

For the indicators that followed an "optimum response curve", two situations could be met. When the observed value (*a*) was below the optimum, the value was divided by the optimum value ($Si=a/a_{opt}$) (*e.g.* Fe content in grains) and inversely, when the experimental value was above the optimum value, we divided the optimum value by the observation data ($Si=a_{opt}/a$) (*e.g.* Olsen P, **Table 2)**.

Finally, we obtained normalized data ranging from 0 to 1 for each indicator, with 1 representing the best values. These indicators scores appointed *Si* were then combined in the different indices.

2.3.4. Calculation of quality index (QI)

This corresponded to **Step 4** (**Figure 1**). As example, the calculation of the soil fertility index is detailed in **Table S2.** Once transformed, the MDS was weighted using a principal component analysis (PCA) for each index. Each principal component (PC) partially explained the variability in the total data set. Only the *p* PCs named *(j)* with eigenvalues > 1 were kept (Brejda et al., 2000; Kaiser, 1960). They were considered as representing the total variability of the dataset and the relative percentage of total variability attributed to each PC was calculated (*fj*). According to Rossi et al. (2009), the sum of squared coordinates of an indicator *i* in each eigenvector (λj) multiplied by the percentages of total variability (*fj*) explained by each PC were

used as weighting factors (*Wi*) for scoring the indicators. The higher the *Wi* is, the more important the contribution of the indicator is.

$$W_i = \sum_{j=1}^{p} \lambda j \times fj$$

At the end, the quality index was calculated as follows:

$$QI = \sum_{i=1}^{n} Si \times Wi$$

where *Si* (see paragraph *2.3.3*) are the normalized indicator scores and *Wi* the weighted factors. The closest the index is to one, the better is the soil or crop quality.

A final representation of results (**Step 5** in **Figure 1**) as a radar diagram with QI calculated for each EOM and control treatments, normalized by the maximum score for each category enabled the comparison between indices and between EOM versus mineral fertilizer.

2.4. Statistical analyses

Statistical analyses were performed using XLSTAT 2014 Software (Addinsoft) with $\alpha \leq 0.05$ considering the four replicates of each treatment (control plots and plots amended with the different EOM). First of all, the normality (Shapiro-Wilcoxon test) and the homogeneity of variances (Levene test) were checked. If both normality and homoscedasticity conditions were respected, analyses of variance (ANOVA) followed by Newman-Keuls post hoc tests were used. Otherwise, non-parametric Kruskal-Wallis tests were performed. For each category of parameters, a PCA using experimental value *(a)* was performed with the *n* indicators *(i)* discriminating treatments in each category (**Figure 3**).

3. Results

3.1. Physico-chemical characteristics of EOM

All composts were characterized by higher dry matter contents and a slightly lower pH than manure (**Table 1**). The quality of organic matter varied among EOM. The MSW compost was characterized by a lower potential efficiency at increasing soil organic matter as shown by its

lower I_{ROC} (49%) compared to the manure and the two other composts (67 to 77%). The C/N ratio was also significantly higher for MSW (17.8±4.5) and FYM (14.7±2.8).

All EOM differed in total concentrations of major nutrients for plants with specificities: GWS was significantly richer in total nitrogen (23.5±2.7 g kg^{-1} DM) and in total P (29.7±7.8g kg^{-1} DM) while MSW had a significant higher Mg content (8.4±4.4 g kg^{-1} DM) and FYM a higher total K content (35.6±2.5 g kg^{-1} DM). BIO was characterized by a higher concentration of $CaCO_3$ (99.0±55.7 g kg^{-1} DM), potentially relevant for soil pH correction.

Concentrations of Cd, Cr, Pb and Zn were similar in all EOM. GWS was enriched in Cu and Hg compared to other EOM. The composts presented larger concentrations in Ni than FYM. All EOM respected the French quality standards defined in NFU 44-095 for sludge compost (AFNOR, 2006b) and 44-051 for the other amedments (AFNOR, 2002b) (**Table S1**).

3.2. Long term impact of repeated applications of EOM on the agro-ecosystem

Seven PCA (on per index) were realized with parameters that significantly differed among treatments (**Figure 2**).

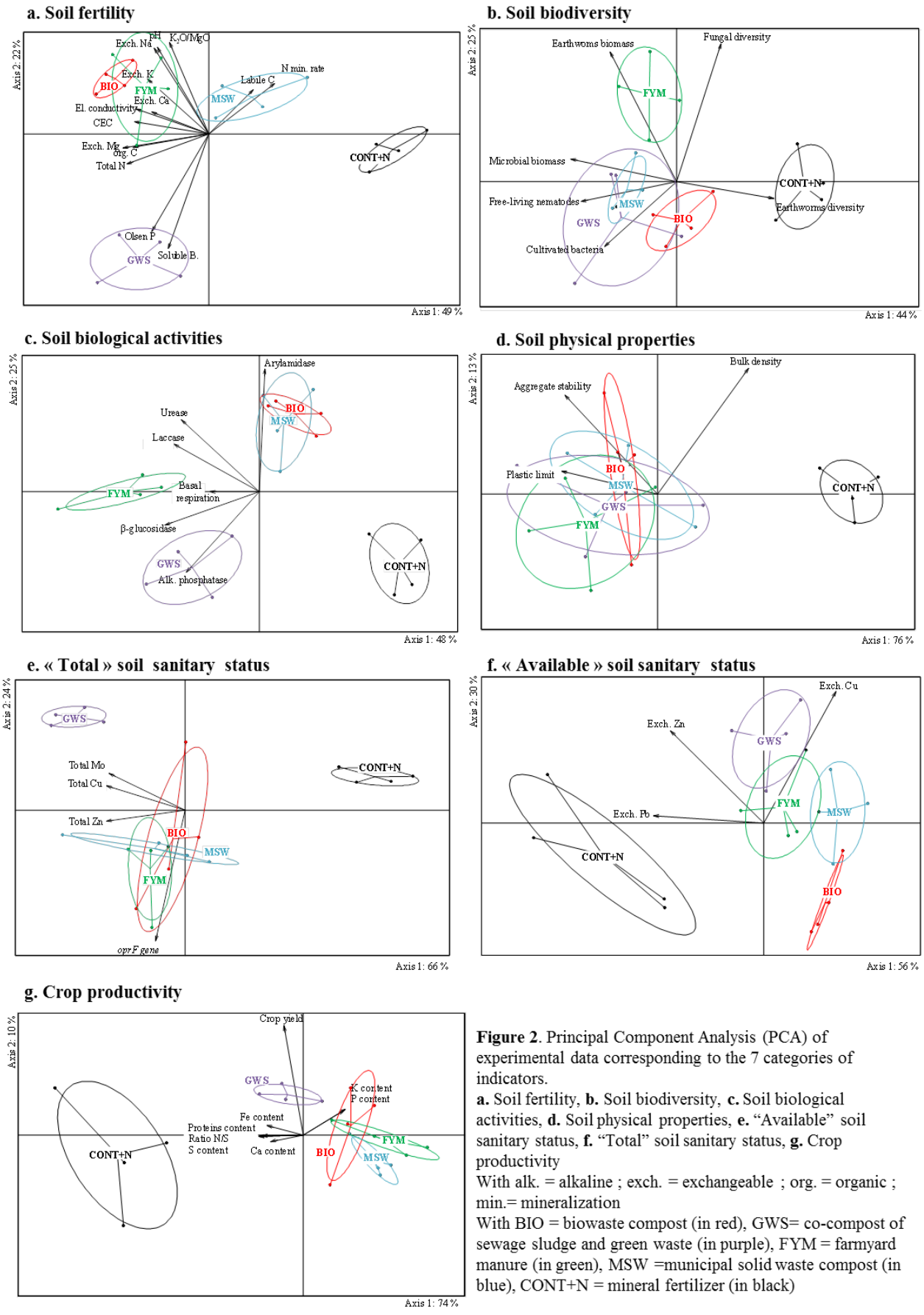


Figure 2. Principal Component Analysis (PCA) of experimental data corresponding to the 7 categories of indicators.
a. Soil fertility, **b.** Soil biodiversity, **c.** Soil biological activities, **d.** Soil physical properties, **e.** "Available" soil sanitary status, **f.** "Total" soil sanitary status, **g.** Crop productivity
With alk. = alkaline ; exch. = exchangeable ; org. = organic ; min.= mineralization
With BIO = biowaste compost (in red), GWS= co-compost of sewage sludge and green waste (in purple), FYM = farmyard manure (in green), MSW =municipal solid waste compost (in blue), CONT+N = mineral fertilizer (in black)

For the soil fertility index (**Figure 2a**), all parameters were used except saturation rate of CEC (**Table 2, Table S1**). The F1 and F2 axis explained 49% and 22% of the total variability, respectively (**Figure 2a**). The first axis discriminated treatments according to soil organic C, total N, CEC, electrical conductivity, exchangeable Ca and Mg. The F2 axis was driven by Olsen P and soluble boron opposed to K_2O/MgO ratio, pH, exchangeable Na, K and Ca, labile C and N mineralization rate. EOM amended soils were discriminated from the mineral control mainly because of positive effects on C and N contents, CEC, exchangeable nutrients or pH. Repeated EOM applications increased soil organic matter contents with larger efficiencies of the most stable composts BIO and GWS (Peltre et al 2012). Total N and N availability for crops have also increased (Noirot-Cossson et al. 2016). The exchangeable Na concentrations and the K_2O/MgO ratio were higher in the FYM treatment. The BIO treatment presented higher electrical conductivity and pH (Bouthier and Houot, 2012). The BIO, MSW and FYM plots presented similar soil fertility properties while soil from the GWS treatment was isolated because of higher total N, organic C and Olsen P contents. Some indicators were correlated: total N and organic C, Olsen P and soluble boron, CEC and electrical conductivity or exchangeable Ca, K_2O/MgO and exchangeable K (**Table S1**). When redundant, the indicators retained in the MDS were the most commonly used in agricultural evaluation context. Finally, 8 indicators were used for the MDS of soil fertility: total N, Olsen P, pH, CEC, exchangeable Na, K_2O/MgO, labile C and N mineralization rate.

For soil biodiversity, only 6 from the 19 measured parameters significantly differed and targeted especially bacteria, fungi, nematodes and earthworms (**Table S1**). No effects were observed on specific populations involved in N cycle (nitrifying or denitrifying populations), microarthropodes, collembola and mites abundances. In the PCA based on soil biodiversity indicators (**Figure 2b**), the F1 axis (44% of the total variability) was driven by the earthworm diversity opposed to microbial biomass and nematode abundance. The F2 axis (25% of the total variability) was controlled by fungal diversity, earthworm biomass and cultivated bacteria. Again the organic treatments were clearly separated from the control treatment and among them, FYM behaved differently from the other EOM because of a higher earthworm biomass. Microbial biomass and nematode abundance were increased in all organic treatments. Earthworm diversity was higher with mineral than organic fertilization. No correlation between significant indicators was observed. Finally, for the soil biodiversity index, microbial biomass,

cultivated bacteria, fungi diversity, earthworm abundance and diversity and nematode abundance were selected in the MDS (**Table S1** and **Table 2**).

Concerning biological activities (**Table S1**), 3 parameters (qCO_2, potential nitrification and arylsulfatase activity) were not significant. In the PCA with the 6 selected parameters (basal respiration and enzymes activities), the first axis (48% of the total variability) was defined by all enzymatic activities except the arylamidase activity that was rather associated to the F2 axis (25% of the total variability) (**Figure 2c**). All amended soils were separated from the control treatment that was characterized by low enzymatic activities. The MSW and BIO plots presented similar biological properties with a high arylamidase activity and could be distinguished from GWS that was characterized by higher β-glucosidase and alkaline phosphatase activities and from FYM by higher β-glucosidase, laccase and urease activities. Enzymatic activities were more stimulated by FYM than other organic treatments (Cheviron et al., 2013). No correlation between indicators was highlighted. Finally, in the index of soil biological activities, 5 enzymatic activities involved in C, N and P biogeochemical cycles (β-glucosidase, laccase, urease, arylamidase and phosphatase alkaline activities) and the basal respiration were retained in the MDS (**Figure 2c).**

For soil physical properties, 3 parameters among the 4 tested (plastic limits, aggregate stability, bulk density and plant available water) were statistically relevant as indicators and not correlated (**Tables S1 and 2**). In the PCA, the soil physical indicators discriminated the amended treatments from the control mainly along the F1 axis (76% of the total variability) because of higher plastic limits and aggregate stability and lower bulk densities (**Figure 2d**). No difference between organic treatments was observed. Repeated EOM applications enhanced aggregate stability in the QualiAgro site, mainly in relation with the increase of soil organic matter contents (Annabi et al., 2011).

Four indicators among the 51 measured parameters and 3 among 7 were selected for the "total" and "available" soil sanitary indices respectively. For the 2 soil sanitary indices, large differences were observed between the EOM amended plots and the mineral control. In the PCA representing the "total" soil sanitary index (**Figure 2e**), total Cu, Zn and Mo concentrations were the main indicators driving the F1 axis that explained 66% of the total variability while *oprF gene* represented the F2 axis (24% of the total variability). The GWS treatment was separated from the other organic treatments. Concerning the "available" soil

sanitary status (**Figure 2f)**, the exchangeable Pb and Zn explained the F1 axis (56% of the total variability) and exchangeable Zn and Cu the F2 axis (30% of the total variability). The control treatment was characterized by larger concentrations in exchangeable trace elements than the amended treatments, except for exchangeable Cu which mobility is associated to soluble organic matter increased in the organic treatments (Cambier et al., 2014). The BIO treatment presented the lowest concentrations of exchangeable Zn due to pH increase in this treatment (Cambier et al., 2014).

Finally, for crop productivity 8 parameters among 14 were significantly different between organic and mineral treatments. In the PCA (**Figure 2g)**, the F1 axis explained 74% of the total variability. The ratio N/S and P, Ca, Fe, S and proteins contents in grains were the main driving variables. The F2 axis only explained 10% of the total variability and crop yield was the main driver. All EOM amended soils were clearly separated from the mineral control. Crops cultivated with mineral fertilization were richer in S and proteins contents (in grains) and characterized by a higher N/S ratio. Many indicators were correlated such as proteins content with the ratio N/S or S content in grains and also K and P contents in grains. Thus, crop yield, protein, P, Ca and Fe contents in grains were selected in the MDS (**Table S1** and **2**).

3.3. Soil quality indices

The number of indicators selected in the different indices varied between 3 and 8 (**Table S1 and 2**). The **Figure 3** presents the results of the 7 QI calculated for the different treatments, the contribution of each indicator ($Si \times Wi$) for each treatment and the total weight of each indicators (Wi).

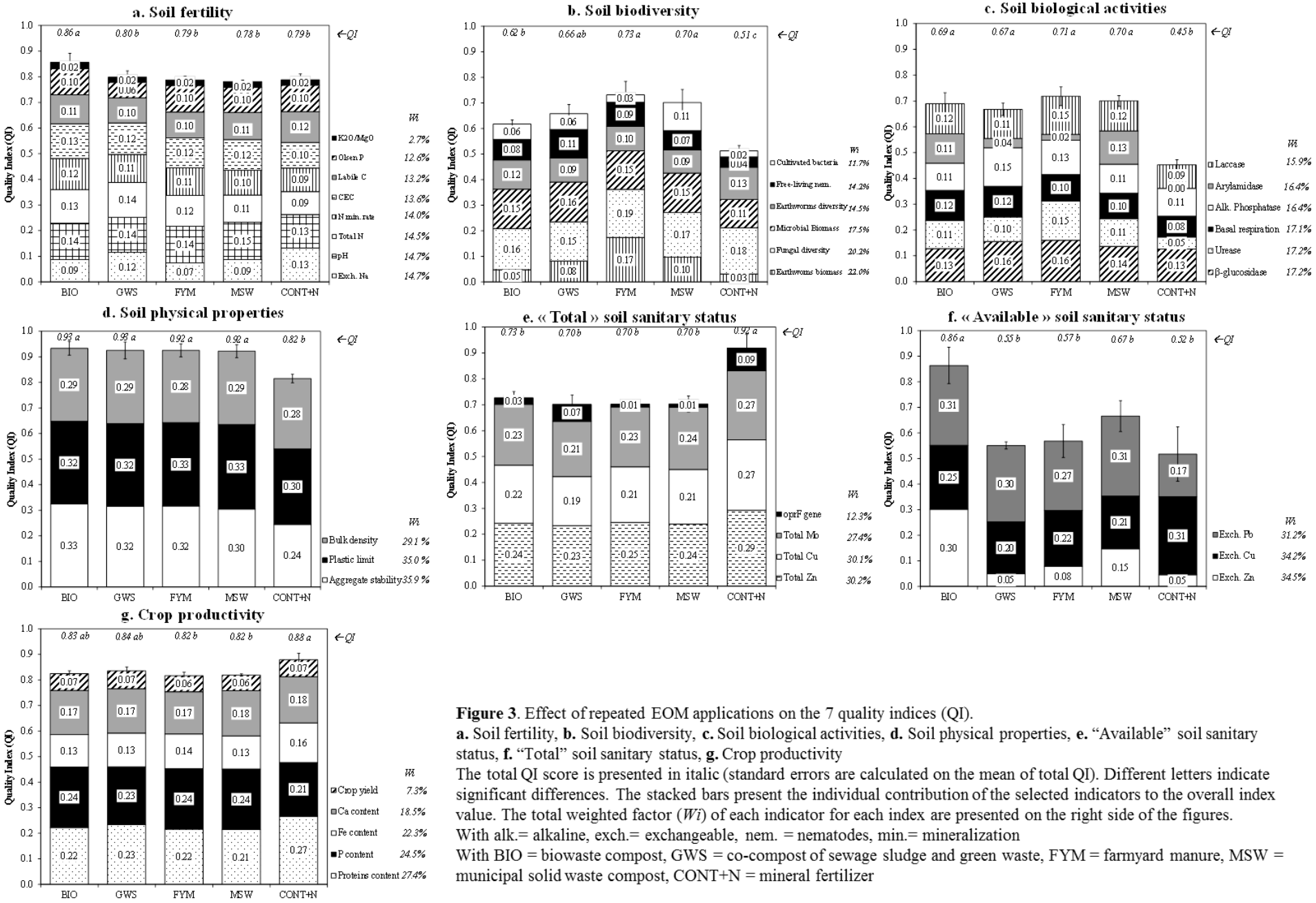


Figure 3. Effect of repeated EOM applications on the 7 quality indices (QI).
a. Soil fertility, **b.** Soil biodiversity, **c.** Soil biological activities, **d.** Soil physical properties, **e.** "Available" soil sanitary status, **f.** "Total" soil sanitary status, **g.** Crop productivity
The total QI score is presented in italic (standard errors are calculated on the mean of total QI). Different letters indicate significant differences. The stacked bars present the individual contribution of the selected indicators to the overall index value. The total weighted factor (*Wi*) of each indicator for each index are presented on the right side of the figures.
With alk.= alkaline, exch.= exchangeable, nem. = nematodes, min.= mineralization
With BIO = biowaste compost, GWS = co-compost of sewage sludge and green waste, FYM = farmyard manure, MSW = municipal solid waste compost, CONT+N = mineral fertilizer

For 3 of the indices, all indicators had a similar *Wi* varying from 31.2 to 34.5% for the "available" soil sanitary status index, 15.9 to 17.2% for the soil biological activities index and 29.1 to 35.9% for the soil physical index. Within the 4 other indices, the *Wi* factors of the different indicators were more variable between 2.7 and 14.7% in the soil fertility index, 11.7 to 22% in the soil biodiversity index, 12.3 to 30.2% for the "total" soil sanitary status, and 7.3 to 27.4% for the crop productivity index.

In the soil fertility index (**Figure 3a**), only the BIO treatment was significantly higher than in the control receiving mineral fertilizer. Some positive effects of EOM application corresponding to parameters with a "more is better" response (increased total N and CEC related to increased organic matter) were compensated by parameters presenting an "optimum" (Olsen P) or a "less is better" response (exchangeable Na). Other parameters had little impact (labile C, K_2O/MgO ratio). Finally the soil fertility QI was improved only in the BIO treatment (QI_{BIO}=0.86) compared to the mineral control (QI_{CONT+N}=0.79), mostly because of the high contribution of total N, N mineralization rate and CEC. An excess of P for GWS and of exchangeable Na for FYM as showed by lower *Si*×*Wi* decreased the fertility index in these treatments compared to mineral fertilizer.

In all EOM treatments, the soil biodiversity index was improved compared to the control with FYM and MSW, the most efficient organic treatments with QI_{FYM}=0.73 and QI_{MSW}=0.70, respectively (**Figure 3b**). The major contribution of earthworms biomass (*Si*×*Wi*=0.17) and total free-living nematodes (*Si*×*Wi*=0.09) for FYM and of earthworms biomass (*Si*×*Wi* =0.10), of cultivated bacteria (*Si*×*Wi*=0.11) for MSW explained the higher soil biodiversity index compared to control. Other indicators varied among the different EOM: earthworm diversity was higher in BIO (*Si*×*Wi*=0.12) but in the same range than the control (*Si*×*Wi*=0.13), while abundance of total free-living nematodes was higher in GWS (*Si*×*Wi*=0.11).

For soil biological activities, all EOM significantly increased the score of QI in the same order of magnitude (QI=0.67-0.71) compared to a mineral fertilization (QI_{CONT+N}=0.45), without difference between EOM (**Figure 3c)**. Again, the contribution of the indicators varied between the treatments. For BIO and MSW, the arylamidase activity contributed a lot to the final score with *Si*×*Wi*=0.11 and *Si*×*Wi*=0.13, respectively. The GWS treatment was characterized by high values for β-glucosidase (*Si*×*Wi*=0.16) and alkaline phosphatase (*Si*×*Wi*=0.15) activities and the

FYM treatment for a combination of enzymatic activities (β-glucosidase, urease, laccase and alkaline phosphatase activities).

The repeated applications of EOM also improved the soil physical QI compared to mineral fertilizer without significant difference between EOM. This was mainly due to larger contribution of aggregate stability compared to smaller contributions of plastic limit and bulk density. The QI scores of EOM (QI=0.92-0.93) were clearly better than that of control (QI_{CONT+N}=0.82), (**Figure 3d**).

The addition of EOM negatively affected the "total" soil sanitary status (QI=0.70 to 0.73) compared to the control treatment receiving mineral fertilizers (QI_{CONT+N}=0.92) (**Figure 3e)**, since all indicators were characterized by a "less is better" response curve and all EOM treatments were enriched in *oprF* genes, Mo, Cu and Zn. On the contrary, the index for "available" soil sanitary status was improved in all EOM treatments compared to the control treatment, significantly only in the BIO treatment (QI_{BIO}=0.86) (**Figure 3f)**. Again all indicators were characterized by a "less is better" response curve and consequently a decreased concentration in a treatment had a positive impact on the QI. In soils amended with EOMs, the contribution of exchangeable Pb and Zn was increased (decreased concentrations of exchangeable Pb and Zn) while that of exchangeable Cu was decreased (increased concentration in the EOM treatments). EOM altered the "total" soil sanitary status index compared to the mineral N treatment while they did not impact or even improved (BIO) the "available" soil sanitary status index.

The crop productivity index was similar in the control and the BIO and GWS treatments (QI_{CONT+N}=0.88; QI_{BIO}=0.83; QI_{GWS}=0.84) while it was decreased for FYM and for MSW ($QI_{FYM-MSW}$=0.82) (**Figure 3g**). Generally, repeated applications of EOM slightly decreased contents of Fe and proteins in grains and increased content of P compared to control. Crop yields and Ca contents were similar for all treatments.

3.4. Synthesis of indices

To compare all organic and mineral treatments for the different indices, the values of QI were normalized by the maximum QI score and represented on a scale ranging between 0 and 1 in a radar diagram (**Figure 4**). The treatments lying at the periphery of the radar diagram with a

score value close to 1 are the most efficient treatments for a given index. Different situations could be distinguished: (i) for soil biodiversity, all EOM amendments improved QI in comparison to a mineral fertilization with efficiency depending on the type of EOM; (ii) for soil physical properties and soil biological activities, EOM amendments improved indices in comparison to a mineral fertilization without differences among EOM treatments ; (iii) for soil fertility and "available" soil sanitary status indices, only BIO had a positive effect compared to mineral fertilizer; (iv) finally, for the "total" soil sanitary status and the crop productivity indices, repeated additions of EOM negatively impacted the quality indices, with few differences between EOM for the crop productivity QI. To summarize, BIO improved soil fertility and the "available" soil sanitary status and FYM improved soil biodiversity and soil biological activities. All EOM improved global QI (calculated from the sum of the 7 indices) compared to the control. The BIO treatment improved more QI than the other organic treatments. The most sensitive index was the "available" soil sanitary index.

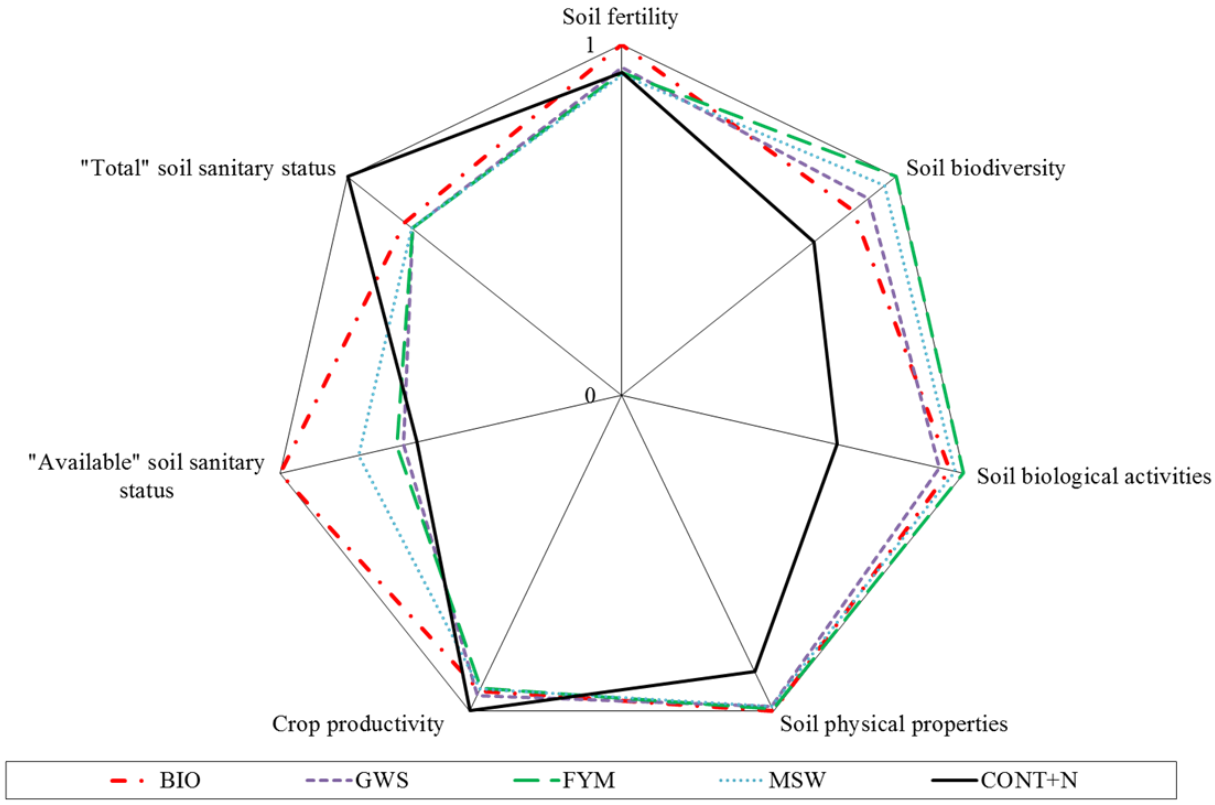


Figure 4. Normalized quality indices (0-1) for the mineral and organic treatments.
With BIO = biowaste compost (in red), GWS = co-compost of sewage sludge and green waste (in purple), FYM = farmyard manure (in green), MSW = municipal solid waste compost (in blue), CONT+N = mineral fertilizer (in black)

4. Discussion

4.1. Impact of repeated applications of EOM on soil quality indices in function of their characteristics

4.1.1. Soil fertility and crop productivity

All used EOM were applied in order to increase soil organic matter contents and to potentially substitute the use of fertilizers. In the present study, only the long-term effects of repeated applications of different EOM on soil quality have been considered. The direct and short-term effect of EOM application on nutrient availability was not considered. The improvement of soil fertility observed with organic treatments was related to the efficiency of EOM at increasing soil OM, thus organic N, in relation with their OM stability. Improvements of other physico-chemical characteristics were related to the increase in soil organic matter (SOM) (such as the CEC) or to the fluxes of nutrients added with the EOM (P, K, Mg). The soil fertility index was similar or increased with repeated EOM amendments compared to a mineral fertilization. The most efficient EOM to promote soil fertility was BIO because of its capacity to increase soil organic matter because of its very stable OM leading to an increase of all soil properties related to organic matter content: CEC, mineralization rate of organic N in soil. With the BIO treatment, soil pH also increased leading to a decrease in trace element availability (increase of the "available" sanitary status. The GWS did not increase the soil fertility index because repeated applications lead to an excess of P in soil compared to the agronomic recommendations. At the opposite, as previously shown by Diacono and Montemurro (2010), MSW was not very efficient in enhancing soil fertility because of its more labile OM that is rapidly degraded in soil and its lower contents in N and P.

All organic treatments allowed reaching similar crop yields as mineral fertilizer as previously observed (Herencia et al., 2007; Marcote et al., 2001). However all EOM decreased the protein content in grains, indicator of grain quality. With a mineral fertilization, the total applied N is immediately available while with EOM, N availability is partly conditioned by the dynamics of organic N mineralization. The total organic N in soil was increased with the repeated application of EOM, but the mineralization of organic N was probably too slow to provide enough N to be transferred to grains compared to mineral fertilizers (Phillips et al., 2002; Clark et al., 1999). Such negative effects on crop quality was not observed on maize, sown immediately after EOM application and which benefits of a longer period of organic N

mineralization compared to wheat, sown one year after EOM application, which thus only benefits of residual effects of the repeated applications of EOM (data not shown).

On the other hand, EOM application also added in other nutrients such as P, K and Mg. Indeed, EOM always brought all nutrients simultaneously which can make fertilization management more difficult. Moreover, when organic fertilization is based on the estimated amount of available N, the relatively low N:P ratio of many EOM can lead to P accumulation in soil (Edmeades, 2003) increasing risks of P leaching or erosion, which may affect water quality (Van Nest et al., 2015). Likewise an imbalance between K and Mg in soil may lead to antagonism in crop nutrition between K and Mg. An optimum of 2 (CSNFCGM, 2000) has been proposed for the ratio K_2O/MgO in soil, and was slightly exceeded in the FYM treatment (K_2O/MgO ratio > 2.5) compared to other EOM. Other negative impacts can be observed with high Na contents in soil, as observed especially in FYM, BIO and MSW amended plots, which could lead to an increase in soil conductivity and have a potential negative impact on soil structure, crop yield and water quality (Xiaonan et al., 2005). Such variable balance of elements in the organic treatments also led to different contents of elements in grains conditioned by the fluxes of elements and their potential antagonism in plant physiology. No impact on crop quality related to trace element contents was observed in the organic treatments compared to mineral fertilization. The contents in Cd, Cr, Ni and Hg in the grains were below quantification limits and the contents in Cu, Pb and Zn were similar for all treatments.

4.1.2. Soil biodiversity and biological activities

Indigenous organisms in soil and their interactions are fundamental for many soil processes and functions. They play a major role in organic matter decomposition and nutrient cycling with impacts on soil fertility and potential fertilizer substitution (Barrios, 2007). They contribute to aggregate stability, are determinant for soil structure, improving water regulation and decreasing soil sensibility to erosion (Kibblewhite et al., 2008). EOM applications stimulated the abundance, diversity and activities of organisms in soil compared to mineral fertilizers, due in part to the addition of organisms with EOM to soil (Ros et al., 2006b) but mainly to the stimulation of soil heterotrophic indigenous organisms (bacteria, fungi, nematodes, microarthropods, earthworms) with addition of carbon via EOM (García-Gil et al., 2000;

Vieublé-Gonod et al., 2009). However, the intensity of this effect strongly depended on the OM quality of the different EOM: the most efficient EOM were FYM and MSW that were also the most biodegradable.

Numerous previous works showed that additions of EOM on soil could stimulate different enzymes depending on their origin and their treatment (Bhattacharyya et al., 2005; Cenciani et al., 2011; Moeskops et al., 2012). In our study, FYM stimulated enzymes involved in C such as the laccase and the β-glucosidase that transform complex carbonaceous substrates into degradable substrates available to soil microorganisms (Eivazi and Tabatabai, 1990). Concerning, FYM, partly composed of animal urine and enriched in urea, also increased enzymes of N cycle and especially urease activity while MSW and BIO (the poorest nitrogen EOM) increased both urease and arylamidase activities (hydrolysis of an N-terminal amino acid from peptides, amides, or arylamides), because of different forms of organic N in these EOM. The activities of arylamidase and urease that play an important role in the mineralisation of organic N in soil was low in the control where N was added in a mineral form. GWS, rich in P, preferentially increased activity of alkaline phosphatase that releases inorganic P from organic P and is generally activated when P availability is low (Nannipieri et al., 1979). In our case, P contents in grains were larger in all organic treatments than in the control with mineral N fertilizers and revealed larger P availability in the amended treatments. These results suggest that phosphatase activity was stimulated by the addition of organic P with the EOM rather than by low availability of P in soil. Other studies previously observed an increase of phosphatase activity after organic matter addition in soil (Jordan, 1995; Kremer and Li, 2003). At last GWS and BIO, the most stable EOM responsible for an increase in C stocks in soil, also stimulated the soil basal respiration. In this study, all biological activities in soils amended with EOM were increased compared to the mineral control. No toxic effect was observed because of a concomitant addition of trace elements or organic contaminants. García-Gil et al. (2000) previously observed a reduction of the urease and phosphatase activities after addition of contaminated municipal solid waste composts (3 to 5 times richer in trace elements than the MSW studied in this work).

4.1.3. Soil physical properties

Soil physical parameters are strongly related to biological and chemical processes. Aggregate stability is especially controlled by organic carbon, bacterial and fungal activities with glue-like secretions (polysaccharides, glomaline), hyphae, roots, and earthworms through their feeding (Peres et al., 2013). Likewise bulk density directly linked to soil porosity is affected by the characteristics of organic matter and the activity of macrofauna such as earthworms, which create burrows (bioturbating activities), leading to greater pore space (Blouin et al., 2013). All of these physical properties have an impact on water regulation. In our study, repeated applications of EOM positively influenced soil physical properties. The intensity of the effects was similar whatever the EOM which differed from effects observed immediately after EOM addition. Annabi et al. (2007) showed that additions of MSW further improved aggregate stability compared to GWS due to stimulation of microbial activity but at short-term. However after repeated application the improvement of aggregate stability was more related to total OM increase, thus with higher effects of GWS and BIO (Annabi et al., 2011). Likewise bulk density was decreased in all organic treatments compared to the mineral control, probably in relation with enhanced biological activity, especially the action of earthworms. This reduction is also owed to the large addition of low density organic material, which is mixed with the higher density soil as well as the structure-forming potential of improved aggregation, which leads to stable aggregates along with inter- and intra- aggregate pores and as such to a more stable soil structure.

4.1.4. "Total" and "available" soil sanitary status

Repeated applications of EOM increased total concentrations of trace elements in soil and consequently decreased the total soil sanitary status index. Nevertheless EOM amendments decreased the easily extractable trace elements representing the most mobile fraction that is likely to be leached into ground water and be transferred into plants. Different processes can explain this result. First the organic matter added with EOM may interact with trace elements and stabilize them. Secondly, EOM amendments increased the soil pH and favoured adsorption of trace elements on soil constituents and decreased trace elements mobility (Planquart et al., 1999).

BIO was the EOM with the least significant negative impact on the "total" soil sanitary status index and that most improved the "available" soil sanitary status index because it contained the lowest trace elements total concentrations (mainly Zn and Cu) and was the most efficient EOM at increasing soil pH. These results are coherent with those of Erhart et al. (2008) who analysed the concentrations of total and mobile heavy metals after 10 years of biowaste compost addition. But contrasted results have also been observed by Planquart et al. (1999) and Hargreaves et al. (2008) who highlighted an increase in mobility and leaching of TE (Pb, Cu, Mn and Zn) from organic complexes after EOM application to soil.

EOM applications (particularly BIO, FYM and MSW) increased the abundance of *oprF gene* (marker of *Pseudomonas aeruginosa*, potential soil pathogen) but did not affect other pathogens or indicators of faecal contamination in soils (*E.coli, E.faecalis*, *L.monocytogenes*) and neither the antibiotic resistant gene bla $_{CT\text{-}XM1}$. The composting reduces the input of pathogens to soils (Parkinson et al., 2004).

4.2. Analysis of the used method

4.2.1. Choice of indicators

Two different approaches exist to choose indicators: the statistically-based approach (Andrews et al., 2004; Shukla et al., 2006) or the expert choice (Doran and Parkin, 1996a; Karlen et al., 1994; Larson and Pierce, 1991).

In expert selection, the choice of indicators is subjective and the number of indicators is generally limited. Organic carbon, porosity, dehydrogenase activity and microbial biomass are frequently chosen indicators (Doran and Parkin, 1996b; Larson and Pierce, 1991). A statistical approach allows selecting the most significant indicators when a lot of parameters are available as it was the case for the long-term field experiment of QualiAgro. The selection of indicators may vary with the goal of the study (Bhaduri and Purakayastha, 2014). The number of indicators can also differ between studies: 7 indicators from 13 available parameters in Bhaduri and Purakayastha et al. (2014), 6 from10 parameters in Bhardwaj et al. (2011), and 9 indicators from 17 available parameters for a rice-rape rotation and 8 from 17 for a cotton-barley rotation in Yao et al. (2013). In our study, 36 indicators were selected from a total of 119 available parameters. Nevertheless, the statistical approach is not completely objective since the definition of the categories of indices and the attribution of one indicator to a

category of indices are defined by the operator, thus requiring also expert judgment. Consequently, the method should be tested also for other sites receiving EOM applications and for different management practices.

4.2.2. MDS statistically-based method

Two steps based on significant differences between treatments and on the correlation between parameters were used to eliminate non relevant parameters. The use of this statistically-based method may lead to unexpected results or to results different from those proposed by experts. For instance, regarding crop productivity, the final MDS considered proteins' content, P, Ca and Fe in grains, but S in grains was excluded because it was correlated to proteins' content. Based on an expert point of view, S would have certainly been included. For similar reasons, some parameters classically used in MDS were excluded such as metabolic quotient (qCO_2), organic C or water retention (Gelaw et al. 2015; Obade and Lal 2014) because in our case, they were not significantly different between treatments or redundant with other indicators (See **Table S1**).

4.2.3. Critical limits or threshold levels

In many works published in the last 20 years on MDS used to qualify soil quality, little effort has been made to determine absolute threshold levels or critical limits for soil quality indicators (Arshad and Martin, 2002). No consensus exists yet on standard references, except for concentrations in total trace elements in soil (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg and Cr) and some organic pollutants specified in the European Directive 86/278/EEC relative to sewage sludge application to agricultural soils. The selection of critical limits for indicators is difficult because of the lack of knowledge on the relation between indicators, soil functions or crop quality and ecosystem services. Moreover, the elaboration of the interpretation step required some level of a priori criteria (Hailu and Chambers, 2012). The "more is better" or "less is better" response curves are sometimes subjective and illustrate the lack of knowledge on critical values for some indicators as, for instance, enzymatic activities, potential nitrification or major elements in grains. Are we sure that a very high level in urease activity or potential nitrification is better although consequences on excess mineral nitrogen release can occur? Too much Olsen P or

mineral N can impact water quality (leaching, eutrophication...). In general, other authors using this method (Bhaduri et al., 2014) considered a "more is better" linear response curve for P indicator in soils but the maximum measured value was not as high as in our case. That is why we chose to define an "optimum" for Olsen P following agronomic recommendations (UNIFA, www. unifa.fr). Standard references are also very dependent on crops and the types of soil. The optimum pH for loamy soil was accepted at 7.5 (expert judgment). The response curve did not permit to show the 1 point of pH difference between GWS and BIO, therefore the contribution of pH between EOM were very close (≈0.14). Such an approach needs to be tested in other situations where other EOM have been applied to consolidate the MDS of indicators and test them in other pedo-climatic contexts. Consequently such a statistically-based method could be applied without expert judgment when the references values for one type of soil or a specific land use are well defined (Rutgers et al., 2009).

4.2.4. Number of indices

The originality of this study was the construction of 7 indices to assess the impact of EOM application on separated major soil functions (Velasquez et al., 2007) and crop quality, and considering some benefits and risks linked to the practice. Moreover, we included both soil and crop quality in the definition of QI, while a lot of studies compared soil QI to the crop yield (Bhardwaj et al., 2011; Yao et al., 2013) in order to link crop production and soil quality functioning. In our case, the objective was to integrate crop production and quality as criteria for evaluation of EOM application in agriculture because one of the main objectives of EOM used by farmers is the potential substitution of fertilizers, crop yield and quality. In the future, attention should focus on the addition of trade-offs in the QI's construction and of other soil functions delivering ecosystem services like water regulation or climate regulation with GHG production and carbon storage.

5. Conclusion

Quantifying the effects of repeated applications of organic amendments on soils and crops is essential to assess the impacts of this management practice. Consequently the main objective of this study was to develop multi-criteria indices considering both positive and negative effects.

We chose to develop and test 7 indices of soil and crop quality representing soil or agro-system functions directly related to ecosystem services (sustainable crop productivity, plant nutrients supply, habitat…) and disservices (sanitary status). Results showed that EOM application improved most soil and crop quality indices compared to a mineral fertilization with intensity depending on EOM characteristics. And while repeated EOM application may enrich soils in total concentrations of trace elements, they also may simultaneously reduce the risk of transfer into plants or water. For the experimental site of QualiAgro the BIO treatment proved to be the best organic amendment to improve the various indices compared to the other EOM and the control. Used GWS reached the same quality of crop and soil fertility compared to mineral fertilizer but can lead to an excess of P in soils. Even if some limits exist, this study demonstrates the interest to use QI to assess management practices on agro-system. This tool could be complemented by other indices (water quality….) and has to be tested on other sites and under other conditions.

Acknowledgements

The authors thank gratefully Mohamed Annabi, David Bru, Olivier Crouzet, Géaldine Depret, Véronique Etievant, Alain Hartmann, Lisa Lundin, Vincent Mercier, Laurent Philippot, Jean-Noel Rampon, Cécile Villenave, for the sharing data which were used in the global inventory.

The work was realized during the ECOSOM project granted by ADEME within the SNOWMAN network (2011-2015) and used parameters previously measured in others program such as Bioindicateurs2 (2009-2012) and PROEXTERN (2011-2014) also supported by ADEME. The field experiment is conducted in the collaboration INRA-Veolia Environment Research and Development (1998-2018).

References

Acosta-Martinez, V., Tabatabai, M.A., 2000. Arylamidase activity of soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 215–221.

AFNOR, 2014. NF EN ISO 10693. Qualité du sol - Détermination de la teneur en carbonate - Méthode volumétrique. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2011a. Norme NF ISO 23611-1. Qualité du sol - Prélèvement des invertébrés du sol - Partie 1 : tri manuel et extraction au formol des vers de terre. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2011b. Norme NF ISO 23611-4. Qualité du sol - Prélèvement des invertébrés du sol - Partie 4 : prélévement, extraction et identification des nématodes du sol. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2009a. Norme NF EN ISO 11885. Qualité de l'eau - Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES). AFNOR, Paris.

AFNOR, 2009b. Norme XP U 44-162. Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par fractionnement bio-chimique et estimation de sa stabilité biologique. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2006a. Norme ISO NF 23611-2. Qualité du sol - Prélèvement des invertébrés du sol - Partie 2: Prélèvement et extraction des micro-arthropodes (Collembola et Acarina). AFNOR, Paris.

AFNOR, 2006b. Norme NF U44-051. Amendements organiques - Dénominations, spécifications et marquage. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2005. Norme NF ISO 10390. Qualité du sol - Détermination du pH. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2003. NF X 31-107. Qualité du sol – Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol – Méthode à la pipette. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2002a. Norme NF ISO 16072. Qualité du sol - Méthodes de laboratoire pour la détermination de la respiration microbienne du sol. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2002b. Norme NF U44-095. Amendements organiques - Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux. AFNOR, Paris.

AFNOR, 1999a. Norme NF X31-122. Qualité des sols - Extraction et dosage du bore soluble à l'eau bouillante. AFNOR, Paris.

AFNOR, 1999b. Norme NF X31-130. Qualité des sols - Méthodes chimiques - Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) et des cations extractibles. AFNOR, Paris.

AFNOR, 1998. Norme NF ISO 13878. Qualité du sol - Détermination de la teneur totale en azote par combustion sèche ("analyse élémentaire"), Qualité des sols, vol. 1. AFNOR, Paris.

AFNOR, 1997. Norme NF ISO 14239. Qualité du sol - Méthodes de mesure de la minéralisation de produits chimiques organiques dans le sol sous conditions aérobies, au moyen de systèmes d'incubation de laboratoire. AFNOR, Paris.

AFNOR, 1996. Norme NF X31-147. Qualité des sols - Sols, sédiments - Mise en solution totale par attaque acide. AFNOR, Paris.

AFNOR, 1995a. Norme NF ISO 10694. Qualité du sol - Dosage du carbone organique et du carbone total après combustion sèche, Qualité des sols, vol. 1. AFNOR, Paris.

AFNOR, 1995b. Norme NF ISO 11265. Qualité du sol - Détermination de la conductivité électrique spécifique. AFNOR, Paris.

AFNOR, 1994. Norme NF ISO 11263. Qualité du sol - Dosage du phosphore - Dosage spectrométrique du phosphore soluble dans une solution d'hydrogénocarbonate de sodium. AFNOR, Paris.

Anastasi, A., Coppola, T., Prigione, V., Varese, G.C., 2009. Pyrene degradation and detoxification in soil by a consortium of basidiomycetes isolated from compost: Role of laccases and peroxidases. J. Hazard. Mater. 165, 1229–1233.

Anderson, T.-H., Domsch, K.H., 1993. The metabolic quotient for CO2 (qCO2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biol. Biochem. 25, 393–395.

Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The Soil Management Assessment Framework: A quantitative soil quality evaluation method. Soil Sci. Soc. Am. J. 68, 1945–1962.

Andrews, S.S., Karlen, D.L., Mitchell, J.P., 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. Agric. Ecosyst. Environ. 90, 25–45.

Annabi, M., Houot, S., Francou, F., Poitrenaud, M., Le Bissonnais, Y., 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. Soil Sci. Soc. Am. J. 71, 413–423.

Annabi, M., Le Bissonnais, Y., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S., 2011. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. Agric. Ecosyst. Environ. 144, 382–389.

Arshad, M.A., Martin, S., 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. Agric. Ecosyst. Environ. 88, 153–160.

Askari, M.S., Holden, N.M., 2015. Quantitative soil quality indexing of temperate arable management systems. Soil Tillage Res. 150, 57–67.

Atterberg, A., 1911. Die Plastizität der Tone. Internationale Mitteilungen für Bodenkunde 1 10–43.

Barrios, E., 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. Ecol. Econ., Special Section - Ecosystem Services and Agriculture Ecosystem Services and Agriculture 64, 269–285.

Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. Geoderma 147, 159–171.

Belon, E., Boisson, M., Deportes, I.Z., Eglin, T.K., Feix, I., Bispo, A.O., Galsomies, L., Leblond, S., Guellier, C.R., 2012. An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. Sci. Total Environ. 439, 87–95.

Bergaya, F., Theng, B., 2006. Handbook of Clay Science, Elsevier, Amsterdam. ed.

Bhaduri, D., Purakayastha, T.J., 2014. Long-term tillage, water and nutrient management in rice–wheat cropping system: Assessment and response of soil quality. Soil Tillage Res. 144, 83–95.

Bhardwaj, A.K., Jasrotia, P., Hamilton, S.K., Robertson, G.P., 2011. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. Agric. Ecosyst. Environ. 140, 419–429.

Bhattacharyya, P., Chakrabarti, K., Chakraborty, A., 2005. Microbial biomass and enzyme activities in submerged rice soil amended with municipal solid waste compost and decomposed cow manure. Chemosphere 60, 310–318.

Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.-J., 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. Eur. J. Soil Sci. 64, 161–182.

Bodilis, J., Barray, S., 2006. Molecular evolution of the major outer-membrane protein gene (oprF) of Pseudomonas. Microbiology 152, 1075–1088.

Boudreau, A., Ménard, G., 1992. Le Blé: éléments fondamentaux et transformation. Presses Université Laval.

Bouthier, A, Houot, S, 2012. Les produits organiques agissent souvent comme des amendements basiques. Perspectives agricoles 4.

Brady, N.C., Weil, R.R., 1996. The nature and properties of soils. xi + 740 pp.

Brejda, J.J., Karlen, D.L., Smith, J.L., Allan, D.L., 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators: II. Northern Mississippi Loess Hills and Palouse Prairie. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 2125–2135.

Brookes, P., Landman, A., Pruden, G., Jenkinson, D., 1985. Chloroform Fumigation and the Release of Soil-Nitrogen - a Rapid Direct Extraction Method to Measure Microbial Biomass Nitrogen in Soil. Soil Biol. Biochem. 17, 837–842.

Burakov V.S., Raikov S.N., Tarasenko N.V. 2010. Development of a laser-induced breakdown spectroscopy method for soil land ecological analysis. J Appl Spectros; 77: 595-608

Calbrix, R., Laval, K., Barray, S., 2005. Analysis of the potential functional diversity of the bacterial community in soil: a reproducible procedure using sole-carbon-source utilization profiles. Eur. J. Soil Biol. 41, 11–20.

Cambier, P., Pot, V., Mercier, V., Michaud, A., Benoit, P., Revallier, A., Houot, S., 2014. Impact of long-term organic residue recycling in agriculture on soil solution composition and trace metal leaching in soils. Sci. Total Environ. 499, 560–573.

Cebron, A., Beguiristain, T., Faure, P., Norini, M.-P., Masfaraud, J.-F., Leyval, C., 2009. Influence of Vegetation on the In Situ Bacterial Community and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Degraders in Aged PAH-Contaminated or Thermal-Desorption-Treated Soil. Appl. Environ. Microbiol. 75, 6322–6330.

CEC, 2001a. Environment 2010—our future, our choice—an action programme for the environment in Europe at the beginning of the 21st century. Commission of the European Communities, Brussels. COM 31.

CEC, 2001b. A sustainable Europe for a better world: a European Union strategy for sustainable development (commission's proposal to the Gothenburg European Council). Commission of the European Communities, Brussels. COM 264.

Cenciani, K., Freitas, S. dos S., Missola Critter, S.A., Airodi, C., 2011. Enzymatic Activity Measured by Microcalorimetry in Soil Amended with Organic Residues. Rev. Bras. Cienc. Solo 35, 1167–1175.

Chalhoub, M., Garnier, P., Coquet, Y., Mary, B., Lafolie, F., Houot, S., 2013. Increased nitrogen availability in soil after repeated compost applications: Use of the PASTIS model to separate short and long-term effects. Soil Biol. Biochem. 65, 144–157.

Chen, T.B., Zheng, Y.M., Lei, M., Huang, Z.C., Wu, H.T., Chen, H., Fan, K.K., Yu, K., Wu, X., Tian, Q.Z., 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. Chemosphere 60, 542–551.

Cheviron, N, Marrauld, C, Vecten, H, Houor, S, Bispo, A, Grand, C, Galsomiès, L, Mougin, C, 2013. Long-term effect of organic amendments on soil enzymatic activities. Presented at the Ramiran, Versailles.

Clark, M.S., Horwath, W.R., Shennan, C., Scow, K.M., Lantni, W.T., Ferris, H., 1999. Nitrogen, weeds and water as yield-limiting factors in conventional, low-input, and organic tomato systems. Agric. Ecosyst. Environ. 73, 257–270.

CSNFCGM, 2000. Rapport de la Chambre Syndicale Nationale des Fabricants de Chaux Grasse et Magnésiennes : le rapport K2O/MgO, intérêt agronomique. Agrichaux, pour une gestion optimale du capital sol, n°6, 4p. Colla, G., Mitchell, J.P., Poudel, D.D., Temple, S.R., 2002. Changes of tomato yield and fruit elemental composition in conventional, low input, and organic systems. J. Sustain. Agric. 20, 53–67.

de Santiago-Martin, A., Cheviron, N., Quintana, J.R., Gonzalez, C., Lafuente, A.L., Mougin, C., 2013. Metal Contamination Disturbs Biochemical and Microbial Properties of Calcareous Agricultural Soils of the Mediterranean Area. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 64, 388–398.

Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. Agron. Sustain. Dev. 30, 401–422.

Djajakirana, G., Joergensen, R.G., Meyer, B., 1996. Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. Biol. Fertil. Soils 22, 299–304.

Doran, J.W., Parkin, T.B., 1996a. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. Soil Science Society of America Inc., USDA-ARS, Lincoln, Nebraska, USA.

Doran, J.W., Zeiss, M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. Appl. Soil Ecol. 15, 3–11.

Duchêne, M., Schweizer, A., Lottspeich, F., Krauss, G., Marget, M., Vogel, K., Specht, B.U. von, Domdey, H., 1988. Sequence and transcriptional start site of the Pseudomonas aeruginosa outer membrane porin protein F gene. J. Bacteriol. 170, 155–162.

Edmeades, D.C., 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. Nutr. Cycl. Agroecosystems 66, 165–180.

Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1990. Factors affecting glucosidase and galactosidase activities in soils. Soil Biol. Biochem. 22, 891–897.

Erhart, E., Hartl, W., Putz, B., 2008. Total soil heavy-metal concentrations and mobile fractions after 10 years of biowaste-compost fertilization. J. Plant Nutr. Soil Sci.-Z. Pflanzenernahrung Bodenkd. 171, 378–383.

Espiau, P, Peyronel, A, 1976. L'acidité d'échange dans les sols. Méthode de détermination de l'aluminium échangeable et des protons échangeables 161–175.

European Commission, 2010. Communication from the commission to the council and the European parliament.

García-Gil, J., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 32, 1907–1913.

Gelaw, A.M., Singh, B.R., Lal, R., 2015. Soil Quality Indices for Evaluating Smallholder Agricultural Land Uses in Northern Ethiopia. Sustainability 7, 2322–2337.

Gilley, J.E., Eghball, B., 2002. Residual effects of compost and fertilizer applications on nutrients in runoff. Trans. Asae 45, 1905–1910.

Glover, J.D., Reganold, J.P., Andrews, P.K., 2000. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. Agric. Ecosyst. Environ. 80, 29–45.

Grossman, R.B., Reinsch, T.G., 2002. 2.1 Bulk Density and Linear Extensibility, in: SSSA Book Series. Soil Science Society of America.

Hailu, A., Chambers, R., 2012. A Luenberger soil-quality indicator. J. Product. Anal. 38, 145–154.

Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 123, 1–14.

Harmsen, J., Rulkens, W., Eijsackers, H., 2005. Bioavailability: concept for understanding or tool for predicting? Land Contam. Reclam. 13, 161–171.

Hartmann, A., Locatelli, A., Amoureux, L., Depret, G., Jolivet, C., Gueneau, E., Neuwirth, C., 2012. Occurrence of CTX-M Producing Escherichia coli in Soils, Cattle, and Farm Environment in France (Burgundy Region). Front. Microbiol. 3.

Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. Nutr. Cycl. Agroecosystems 51, 123–137.

Henry, S., Baudoin, E., López-Gutiérrez, J.C., Martin-Laurent, F., Brauman, A., Philippot, L., 2004. Quantification of denitrifying bacteria in soils by nirK gene targeted real-time PCR. J. Microbiol. Methods 59, 327–335.

Herencia, J.F., Ruiz-Porras, J.C., Melero, S., Garcia-Galavis, P.A., Morillo, E., Maqueda, C., 2007. Comparison between organic and mineral fertilization for soil fertility levels, crop macronutrient concentrations, and yield. Agron. J. 99, 973–983.

Hill, T., Walsh, K., Harris, J., Moffett, B., 2003. Using ecological diversity measures with bacterial communities. FEMS Microbiol. Ecol. 43, 1–11.

Houot, S., Clergeot, D., Michelin, J., Francou, C., Bourgeois, S., Caria, G., Ciesielski, H., 2002. Agronomic Value and Environmental Impacts of Urban Composts Used in Agriculture, in: Insam, H., Riddech, N., Klammer, S. (Eds.), Microbiology of Composting. Springer Berlin Heidelberg, pp. 457–472.

Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Caillaud, M.-A., Savini, I., Tibi, A., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective. INRA-CNRS-Irstea. Synthèse 113pp (http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Expertises/Toutes-les-actualites/Expertise-Mafor-effluents-boues-et-dechets-organiques#).

Jordan D, R.J.K., 1995. Evaluation of microbial methods as potential indicators of soil quality in historical agricultural fields. Biol. Fertil. Soils 19, 297–302.

Kaiser, H.F., 1960. The application of electronic computers to factor analysis. Educ. Psychol. Meas. 20, 141–151.

Kandeler, E., Deiglmayr, K., Tscherko, D., Bru, D., Philippot, L., 2006. Abundance of narG, nirS, nirK, and nosZ genes of denitrifying bacteria during primary successions of a glacier foreland. Appl. Environ. Microbiol. 72, 5957–5962.

Karlen, D.L., Ditzler, C.A., Andrews, S.S., 2003. Soil quality: why and how? Geoderma, The assessment of soil quality 114, 145–156.

Karlen, D.L., Stott, D.E., 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. Soil Science Society of America Inc. (SSSA), Madison, USA.

Karlen, D.L., Varvel, G.E., Johnson, J.M.F., Baker, J.M., Osborne, S.L., Novak, J.M., Adler, P.R., Roth, G.W., Birrell, S.J., 2011. Monitoring Soil Quality to Assess the Sustainability of Harvesting Corn Stover. Agron. J. 103, 288.

Karlen, D.L., Wollenhaupt, N.C., Erbach, D.C., Berry, E.C., Swan, J.B., Eash, N.S., Jordahl, J.L., 1994. Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. Soil Tillage Res. 31, 149–167.

Kibblewhite, M.G., Ritz, K., Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 363, 685–701.

Kremer, R.J., Li, J., 2003. Developing weed-suppressive soils through improved soil quality management. Soil Tillage Res., Soil Agroecosystems: Impacts of Management on Soil Health and Crop Diseases 72, 193–202.

Lal, R., 2011. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. Food Policy 36, Supplement 1, S33–S39.

Lal, R., 1994. Methods and Guidelines for Assessing Sustainable Use of Soil and Water Resources in the Tropics. Soil Management Support Services, Soil Conservation Service, U.S. Dept. of Agriculture.

Larson, W.E., Pierce, F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. International Board for Soil Research and Management Inc. (IBSRAM), Bangkok, Thailand.

Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuries, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Lineres, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., Houot, S., 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. Eur. J. Soil Sci. 60, 297–310.

Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. Eur. J. Soil Sci. 48, 39–48.

Lefebvre, M.-P., 2010. Spatialisation de modèles de fonctionnement hydromécanique des sols appliquée à la prévision des risques de tassement à l'échelle de la France (phdthesis). Université d'Orléans.

Leininger, S., Urich, T., Schloter, M., Schwark, L., Qi, J., Nicol, G.W., Prosser, J.I., Schuster, S.C., Schleper, C., 2006. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. Nature 442, 806–809.

Liebig, M.A., Varvel, G., Doran, J., 2001. A simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. Agron. J. 93, 313–318.

Locatelli, A., Depret, G., Jolivet, C., Henry, S., Dequiedt, S., Piveteau, P., Hartmann, A., 2013. Nation-wide study of the occurrence of Listeria monocytogenes in French soils using culture-based and molecular detection methods. J. Microbiol. Methods 93, 242–250.

Manerkar, M.A., Seena, S., Bärlocher, F., 2008. Q-RT-PCR for Assessing Archaea, Bacteria, and Fungi During Leaf Decomposition in a Stream. Microb. Ecol. 56, 467–473.

Marcote, I., Hernández, T., García, C., Polo, A., 2001. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. Bioresour. Technol. 79, 147–154.

MEA (Millenium Ecosystem Assessment), 2005. Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis. Island Press, Washington, DC, 596p.

Moeskops, B., Buchan, D., Van Beneden, S., Fievez, V., Sleutel, S., Gasper, M.S., D'Hose, T., De Neve, S., 2012. The impact of exogenous organic matter on SOM contents and microbial soil quality. Pedobiologia 55, 175–184.

Morvan, X., Saby, N., Arrouays, D., Le Bas, C., Jones, R., Verheijen, F., Bellamy, P., Stephens, M., Kibblewhite, M., 2008. Soil monitoring in Europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. Sci. Total Environ. 391, 1–12.

Mukherjee, A., Lal, R., 2014. Comparison of Soil Quality Index Using Three Methods. Plos One 9, e105981.

Muyzer, G., Waal, E.C. de, Uitterlinden, A.G., 1993. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. Appl. Environ. Microbiol. 59, 695–700.

Nannipieri, P., Pedrazzini, F., Arcara, P.G., Piovanelli, C., 1979. Changes in amino acids, enzyme activities, and biomasses during soil microbial growth. Soil Sci. 127, 26–34.

Noirot-Cosson, P.E., Vaudour, E., Gilliot, J.M., Gabrielle, B., Houot, S., 2016. Modelling the long-term effect of urban waste compost applications on carbon and nitrogen dynamics in temperate cropland. Soil Biol. Biochem. 94, 138–153.

Obade, V. de P., Lal, R., 2014. Soil quality evaluation under different land management practices. Environ. Earth Sci. 72, 4531–4549.

Ochsenreiter, T., Selezi, D., Quaiser, A., Bonch-Osmolovskaya, L., Schleper, C., 2003. Diversity and abundance of Crenarchaeota in terrestrial habitats studied by 16S RNA surveys and real time PCR. Environ. Microbiol. 5, 787–797.

Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S., Misselbrook, T., 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. Bioresour. Technol. 91, 171–178.

Peltre, C., Christensen, B.T., Dragon, S., Icard, C., Katterer, T., Houot, S., 2012. RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. Soil Biol. Biochem. 52, 49–60.

Peres, G., Cluzeau, D., Menasseri, S., Soussana, J.F., Bessler, H., Engels, C., Habekost, M., Gleixner, G., Weigelt, A., Weisser, W.W., Scheu, S., Eisenhauer, N., 2013. Mechanisms linking plant community properties to soil aggregate stability in an experimental grassland plant diversity gradient. Plant Soil 373, 285–299.

Peres, G., Vandenbulcke, F., Guernion, M., Hedde, M., Beguiristain, T., Douay, F., Houot, S., Piron, D., Richard, A., Bispo, A., Grand, C., Galsomies, L., Cluzeau, D., 2011.

Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). Pedobiologia 54, S77–S87.

Petersen, D.G., Blazewicz, S.J., Firestone, M., Herman, D.J., Turetsky, M., Waldrop, M., 2012. Abundance of microbial genes associated with nitrogen cycling as indices of biogeochemical process rates across a vegetation gradient in Alaska. Environ. Microbiol. 14, 993–1008.

Phillips, S.B., Mullins, G.L., Donohue, S.J., 2002. Changes in snap bean yield, nutrient composition, and soil chemical characteristics when using broiler litter as fertilizer source. J. Plant Nutr. 25, 1607–1620.

Planquart, P., Bonin, G., Prone, A., Massiani, C., 1999. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. Sci. Total Environ. 241, 161–179.

Prosser, J.I., 2002. Molecular and functional diversity in soil micro-organisms. Plant Soil 244, 9–17.

Puglisi, E., Del Re, A.A.M., Rao, M.A., Gianfreda, L., 2006. Development and validation of numerical indexes integrating enzyme activities of soils. Soil Biol. Biochem. 38, 1673–1681.

Ranjard L., F.P., 1998. A single procedure to recover DNA from the surface or inside aggregates and in various size fractions of soil suitable for PCR-based assays of bacterial communities. Eur. J. Soil Biol. 34, 89–97.

Robinson, D.A., Lebron, I., Vereecken, H., 2009. On the Definition of the Natural Capital of Soils: A Framework for Description, Evaluation, and Monitoring. Soil Sci. Soc. Am. J. 73, 1904–1911.

Rutgers, M., Schouten, A.J., Bloem, J., Van Eekeren, N., De Goede, R.G.M., Jagersop Akkerhuis, G. a. J.M., Van der Wal, A., Mulder, C., Brussaard, L., Breure, A.M., 2009. Biological measurements in a nation wide soil monitoring network. Eur. J. Soil Sci. 60, 820–832.

Rutgers, M., van Wijnen, H.J., Schouten, A.J., Mulder, C., Kuiten, A.M.P., Brussaard, L., Breure, A.M., 2012a. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. Sci. Total Environ. 415, 39–48.

Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., Pellerin, S., 2012. Regional-scale phosphorus flows and budgets within France: The importance of agricultural production systems. Nutr. Cycl. Agroecosystems 92, 145–159.

Seybold, C.A., Mausbach, M.J., Karlen, D.L., Rogers, H.H., 1998. Quantification of soil quality. CRC Press Inc., Boca Raton, USA.

Seybold, C., Herrick, J., Brejda, J., 1999. Soil resilience: A fundamental component of soil quality. Soil Sci. 164, 224–234.

Shukla, M.K., Lal, R., Ebinger, M., 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. Soil Tillage Res. 87, 194–204.

Smith, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. Environ. Int. 35, 142–156.

Thion, C., Cebron, A., Beguiristain, T., Leyval, C., 2012. Long-term in situ dynamics of the fungal communities in a multi-contaminated soil are mainly driven by plants. Fems Microbiol. Ecol. 82, 169–181.

Tourna, M., Freitag, T.E., Nicol, G.W., Prosser, J.I., 2008. Growth, activity and temperature responses of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in soil microcosms. Environ. Microbiol. 10, 1357–1364.

Tremel-Schaub, A., Feix, I., 2005. Contamination des sols: transferts des sols vers les plantes. EDP Sciences.

UNIFA, http://www.unifa.fr/raisonner-la-fertilisation/calculer-les-apports/fertilisation-p-a-k.html

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. 19, 703–707.

Velasquez, E., Lavelle, P., Andrade, M., 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. Soil Biol. Biochem. 39, 3066–3080.

Vieublé-Gonod, L., Benoit, P., Cohen, N., Houot, S., 2009. Spatial and temporal heterogeneity of soil microorganisms and isoproturon degrading activity in a tilled soil amended with urban waste composts. Soil Biol. Biochem. 41, 2558–2567.

XiaoNan, S., QuanJiu, W., Ying, S., 2005. Effects of slight saltwater quality on the characteristics of soil water and salt transference. Arid Land Geogr. 28, 516–520.

Yao, R.-J., Yang, J.-S., Zhang, T.-J., Gao, P., Yu, S.-P., Wang, X.-P., 2013. Short-term effect of cultivation and crop rotation systems on soil quality indicators in a coastal newly reclaimed farming area. J. Soils Sediments 13, 1335–1350.

Table S1. Soil parameters inventory and minimum data set (MDS) selected in the 7 quality indices (QI), (first and second steps, see Figure 1).
CEC=cation exchange capacity; min.=mineralization; *E. coli=Escherichia coli; L. monocytogenes=Listeria monocytogenes; E. faecalis=Enterococcus faecalis;* H'18S=Shannon index for fungi (fungal diversity); H'16S=Shannon index for bacteria (bacteria diversity); act.=activity; alk.=alkaline; PAH=polycyclic aromatic hydrocarbon; PCB=polychlorinated biphenyls; exch. = exchangeable
NS=non-significant; S=significant; LQ=limit of quantification

	Parameters	correlated to	significant	method	date of sampling
Soil fertility	**Total N**	**org. C**	**S**	**NF ISO 13878**	**september 2011**
	Olsen P	**Soluble boron**	**S**	**NF ISO 11263**	**september 2011**
	N min. rate	**-**	**S**	**NF ISO 14239**	**september 2011**
	pH (water)	**-**	**S**	**NF ISO 10390**	**september 2011**
	CEC	**Exch. Ca, el. conductivity**	**S**	**NF X 31-130**	**september 2011**
	Labile C	**-**	**S**	**NF ISO 14239**	**september 2011**
	Exch. Na	**-**	**S**	**NF X 31-130**	**september 2011**
	K_2O/MgO	**Exch. K**	**S**	**-**	**september 2011**
	Exch. Mg	Exch. K, org. C	S	NF X 31-130	september 2011
	org. C	Total N, exch. Mg	S	NF ISO 10694	september 2011
	El. conductivity	CEC	S	NF ISO 11265	september 2011
	Exch. Ca	CEC	S	NF X 31-130	september 2011
	Soluble boron	Olsen P	S	NF X 31-122	september 2011
	Exch. K	K_2O/MgO	S	NF X 31-130	september 2011
	Saturation rate of CEC	-	NS	-	september 2011
	Total parameters collected		15		
	MDS		**8**		

	Parameters	correlated to	significant	method	date of sampling
Soil biodiversity	**Microbial Biomass**	**-**	**S**	**Vance et al., 1987**	**september 2011**
	Fungal diversity (H'18S)	**-**	**S**	**Hill et al., 2003; Prosser, 2002**	**march 2009**
	Cultivated bacteria	**-**	**S**	**Calbrix et al., 2005**	**march 2009**

	Earthworms biomass	**-**	**S**	**NF ISO 23611-1, Peres et al., 2011**	**march 2009**
	Earthworms diversity	**-**	**S**	**NF ISO 23611-1, Hill et al., 2003**	**march 2009**
	Free-living nem. abundance	**-**	**S**	**NF ISO 23611-4**	**march 2009**
	Ammonia Oxidyzing Bacteria (AOB)	-	NS	Leininger et al., 2006	september 2011
	Ammonia Oxidyzing Archae (AOA)	-	NS	Tourna et al., 2008	september 2011
	nirK denitrifying populations	-	NS	Henry et al., 2004	september 2011
	nirS denitrifying populations	-	NS	Kandeler et al., 2006	september 2011
	DNAr 16S (bacteria)	-	NS	Muyzer et al., 1993	september 2011
	DNAr 18S (fungi)	-	NS	Manerkar et al., 2008	september 2011
	Ratio 18S/16S	-	NS	-	september 2011
	Bacteria diversity (H'16S)	-	NS	Hill et al., 2003; Prosser, 2002	march 2009
	Creanarchaea DNAr 16S	-	NS	Ochsenreiter et al., 2003	september 2011
	Fungal biomass	-	NS	Djajakirana et al., 1996	september 2011
	Total microarhtropodes abundance	-	NS	NF ISO 23611-2	march 2009
	Total collembolla abundance	-	NS	NF ISO 23611-2	march 2009
	Total mite abundance	-	NS	NF ISO 23611-2	march 2009
	Total parameters collected		19		
	MDS		**6**		
	Parameters	correlated to	significant	method	date of sampling
Soil biological activities	**Basal respiration**	**-**	**S**	**NF ISO 16072**	**september 2011**
	β-glucosidase act.	**-**	**S**	**de Santiago-Martin et al., 2013**	**september 2011, april 2012 and march 2013**
	Urease act.	**-**	**S**	**de Santiago-Martin et al., 2013**	**september 2011, april 2012 and march 2013**
	Arylamidase act.	**-**	**S**	**Acosta-Martinez and Tabatabai, 2000 adapted**	**october 2013**
	Alk. phosphatase act.	**-**	**S**	**de Santiago-Martin et al., 2013**	**september 2011, april 2012 and march 2013**

	Laccase act.	**-**	**S**	**Anastasi et al., 2009**	**april 2012 and march 2013**
	Arylsulfatase act.	-	NS	de Santiago-Martin et al., 2013	september 2011 and april 2012
	qCO2	-	NS	Anderson and Domsch, 1993	september 2011
	Potential nitrification	-	NS	Petersen et al., 2012	september 2011
	Total parameters collected		9		
	MDS		**6**		
	Parameters	correlated to	significant	method	date of sampling
Soil physical properties	**Plastic limit**	**-**	**S**	**Atterberg, 1911; Bergaya and Theng 2006**	**september 2013**
	Aggregate stability	**-**	**S**	**Le Bissonnais and Arrouays, 1997**	**may 2005**
	Bulk density	**-**	**S**	**Grossman and Reinsch, 2002**	**september 2013**
	Plant available water	-	NS	Brady and Weil, 1996	2013
	Total parameters collected		4		
	MDS		**3**		
	Parameters	correlated to	significant	method	date of sampling
"Total" soil sanitary status	***oprF gene***	**-**	**S**	**Bodilis and Barray, 2006**	**march 2009**
	Total Zn	**-**	**S**	**NF X 31-147 and ICP-AES: INRA method**	**september 2011**
	Total Mo	**-**	**S**	**NF X 31-147 and ICP-AES: INRA method**	**september 2011**
	Total Cu	**-**	**S**	**NF X 31-147 and ICP-AES: INRA method**	**september 2011**
	Total Cd	-	NS	NF X 31-147 and ICP-AES: INRA method	september 2011
	Total Cr	-	NS	NF X 31-147 and ICP-AES: INRA method	september 2011
	Total Co	-	NS	NF X 31-147 and ICP-AES: INRA method	september 2011
	Total Hg	-	NS	NF X 31-147 and ICP-AES: INRA method	september 2011

	Total Ni	-	NS	NF X 31-147 and ICP-AES: INRA method	september 2011
	Total Pb	-	NS	NF X 31-147 and ICP-AES: INRA method	september 2011
	Total Tl	-	NS	NF X 31-147 and ICP-AES: INRA method	september 2011
	PAH (n=16)	-	NS	ASE extraction and CG-ECD or GC-HRMS	september 2011
	PCB (n=7)	-	NS	ASE extraction and CG-ECD or GC-HRMS	september 2011
	PCB (n=20)	-	NS	ASE extraction and CG-ECD or GC-HRMS	september 2011
	bla $_{CTX-M1}$ (antibiotic resistant gene)	-	NS	qPCR	september 2011
	E. coli	-	NS	qPCR	september 2011
	E. faecalis	-	NS	qPCR	september 2011
	L. monocytogenes	-	NS	qPCR	september 2011
	Total parameters collected		51		
	MDS		**4**		
	Parameters	correlated to	significant	method	date of sampling
"Available" soil sanitary status	**Exchangeable Cu**	**-**	**S**	**INRA method, extraction $CaCl_2$ (0.01 mol/l), ICP MS**	**september 2011**
	Exchangeable Zn	**-**	**S**	**INRA method, extraction $CaCl_2$ (0.01 mol/l), ICP MS**	**september 2011**
	Exchangeable Pb	**-**	**S**	**INRA method, extraction $CaCl_2$ (0.01 mol/l), ICP MS**	**september 2011**
	Exchangeable Ni	-	NS	INRA method, extraction $CaCl_2$ (0.01 mol/l), ICP MS	september 2011
	Exchangeable Al	-	NS	Espiau and Peyronel, 1976	september 2011
	Exchangeable Cd	-	NS	INRA method, extraction $CaCl_2$ (0.01 mol/l), ICP MS	september 2011
	Exchangeable Cr	-	<LQ	INRA method, extraction $CaCl_2$ (0.01 mol/l), ICP MS	september 2011
	Total parameters collected		7		
	MDS		**3**		

	Parameters (grains)	correlated to	significant	method	date of sampling
Crop productivity	**Crop yield**	**-**	**S**	**-**	**july 2011**
	Proteins content	**Ratio N/S, S content**	**S**	**Boudreau and Ménard, 1992**	**july 2011**
	P content	**K content**	**S**	**extraction HF, ICP-AES**	**july 2011**
	Ca content	**-**	**S**	**extraction HF, ICP-AES**	**july 2011**
	Fe content	**-**	**S**	**extraction HF, ICP-AES**	**july 2011**
	Na content	-	NS	extraction HF, ICP-AES	july 2011
	Cu content	-	NS	extraction HF, ICP-AES	july 2011
	S content	Proteins and ratio N/S	S	extraction HF, ICP-AES	july 2011
	K content	P content	S	extraction HF, ICP-AES	july 2011
	C content	-	NS	NF ISO 10694	july 2011
	Mg content	-	NS	extraction HF, ICP-AES	july 2011
	Mn content	-	NS	extraction HF, ICP-AES	july 2011
	Zn content	-	NS	extraction HF, ICP-AES	july 2011
	Ratio N/S content	Proteins content and S content	S	-	july 2011
	Total parameters collected		14		
	MDS		**5**		

Table S2. **PCA of *Si* for each index. In bold, pincipal components (PCs) retained, with eigenvalues>1, named *j*. In italic and dark, eigenvectors (E_{Fj}) of variables (indicators) used for QI calculation. *fj*: percentage of total variability explained by *j* PCs kept.**

Soil fertility index

Principal components (Fj):

	F1	**F2**	**F3**	F4	F5	F6	F7	F8
Eigenvalues	**3.250**	**1.594**	**1.098**	0.958	0.509	0.293	0.171	0.128
Variability (%)	41	20	14	12	6	4	2	2
% cumulated	41	61	74	86	93	96	98	100
fj (%)	**55%**	**27%**	**18%**					

Eigenvectors (E_{Fj}):

	E_{F1}	E_{F2}	E_{F3}	E_{F4}	E_{F5}	E_{F6}	E_{F7}	E_{F8}
Total N	***0.430***	***-0.381***	***0.162***	0.083	0.233	0.305	0.579	0.392
Olsen P	***-0.038***	***0.675***	***0.121***	-0.129	0.639	0.315	-0.009	0.064
pH	***0.416***	***0.371***	***-0.286***	-0.043	-0.337	-0.111	-0.228	0.654
Exch. Na	***-0.443***	***-0.355***	***0.180***	0.114	0.137	0.288	-0.522	0.508
K_2O/MgO	***0.059***	***0.239***	***0.234***	0.931	-0.113	0.026	-0.009	-0.066
Labile C	***-0.229***	***0.243***	***0.688***	-0.273	-0.506	0.083	0.247	0.131
N min. rate	***0.385***	***-0.114***	***0.546***	-0.082	0.306	-0.582	-0.319	0.001
CEC	***0.490***	***-0.075***	***0.138***	-0.119	-0.208	0.605	-0.421	-0.368

Squared eigenvector: λj

	λ1	**λ2**	**λ3**
Total N	***0.185***	***0.145***	***0.026***
Olsen P	***0.001***	***0.456***	***0.015***
pH	***0.173***	***0.138***	***0.082***
Exch. Na	***0.196***	***0.126***	***0.032***
K_2O/MgO	***0.003***	***0.057***	***0.055***
Labile C	***0.052***	***0.059***	***0.473***
N min. rate	***0.148***	***0.013***	***0.298***
CEC	***0.240***	***0.006***	***0.019***

$Wi\ (\%) = \sum fj \times \lambda j$

f1 x λ1	**f2 x λ2**	**f3 x λ3**	***Wi***
0.101	***0.039***	***0.005***	***14.5***
0.001	***0.122***	***0.003***	***12.6***
0.095	***0.037***	***0.015***	***14.7***
0.107	***0.034***	***0.006***	***14.7***
0.002	***0.015***	***0.010***	***2.7***
0.029	***0.016***	***0.087***	***13.2***
0.081	***0.003***	***0.055***	***14.0***
0.131	***0.002***	***0.004***	***13.6***

Soil biological activities index

Principal components (Fj):

	F1	**F2**	**F3**	F4	F5	F6
Eigenvalues	**2.866**	**1.470**	**1.023**	0.379	0.177	0.085
Variability (%)	48	25	17	6	3	1
% cumulated	48	72	89	96	99	100
fj (%)	**53%**	**27%**	**19%**			

Eigenvectors (E_{Fj}):

	$\mathbf{E_{F1}}$	$\mathbf{E_{F2}}$	$\mathbf{E_{F3}}$	E_{F4}	E_{F5}	E_{F6}
Basal respiration	***0.289***	***0.009***	***0.813***	-0.443	-0.235	0.063
β-glucosidase act.	***0.543***	***-0.194***	***-0.149***	0.268	-0.160	0.741
Urease act.	***0.450***	***0.411***	***-0.301***	0.012	-0.604	-0.417
Arylamidase act.	***-0.030***	***0.710***	***0.357***	0.555	0.209	0.124
Alk. phosphatase act.	***0.420***	***-0.464***	***0.232***	0.488	0.242	-0.507
Lacase act.	***0.492***	***0.272***	***-0.215***	-0.429	0.672	-0.032

Squared eigenvectors: λj

	λ1	**λ2**	**λ3**
Basal respiration	***0.084***	***0.000***	***0.660***
β-glucosidase act.	***0.295***	***0.038***	***0.022***
Urease act.	***0.202***	***0.169***	***0.090***
Arylamidase act.	***0.001***	***0.504***	***0.127***
Alk. phosphatase act.	***0.177***	***0.215***	***0.054***
Lacase act.	***0.242***	***0.074***	***0.046***

$Wi\ (\%) = \sum fj \times \lambda j$

	f1 x λ1	**f2 x λ2**	**f3 x λ3**	***Wi***
Basal respiration	***0.045***	***0.000***	***0.126***	***17.1***
β-glucosidase act.	***0.158***	***0.010***	***0.004***	***17.2***
Urease act.	***0.108***	***0.046***	***0.017***	***17.2***
Arylamidase act.	***0.000***	***0.138***	***0.024***	***16.3***
Alk. phosphatase act.	***0.094***	***0.059***	***0.010***	***16.4***
Lacase act.	***0.129***	***0.020***	***0.009***	***15.9***

Soil biodiversity index

Principal components (Fj):

	F1	**F2**	F3	F4	F5	F6
Eigenvalues	**2.632**	**1.564**	0.893	0.536	0.237	0.138
Variability (%)	44	26	15	9	4	2
% cumulated	44	70	85	94	98	100
fj (%)	**63%**	**37%**				

Eigenvectors (E_{Fj}):

	$\mathbf{E_{F1}}$	$\mathbf{E_{F2}}$	E_{F3}	E_{F4}	E_{F5}	E_{F6}
Microbial Biomass	***0.521***	***0.112***	0.038	0.578	-0.588	-0.186
Fungal diversity (H'18S)	***-0.218***	***0.679***	0.304	0.146	0.273	-0.550
Cultivated bacteria	***0.355***	***-0.318***	0.692	0.224	0.473	0.143
Earthwoms biomass	***0.327***	***0.639***	-0.108	-0.037	0.158	0.668
Earthworms diversity	***-0.477***	***-0.082***	-0.245	0.767	0.217	0.264
Free-living nem.	***0.470***	***-0.098***	-0.597	0.063	0.532	-0.356

Squared eigenvectors: λj

	λ1	**λ2**
Microbial Biomass	***0.271***	***0.013***
Fungal diversity (H'18S)	***0.048***	***0.461***
Cultivated bacteria	***0.126***	***0.101***
Earthwoms biomass	***0.107***	***0.409***
Earthworms diversity	***0.228***	***0.007***
Free-living nem.	***0.220***	***0.010***

$Wi\ (\%) = \sum fj \times \lambda j$

f1 x λ1	**f2 x λ2**	***Wi***
0.170	***0.005***	***17.5***
0.030	***0.172***	***20.2***
0.079	***0.038***	***11.7***
0.067	***0.152***	***22.0***
0.143	***0.003***	***14.5***
0.138	***0.004***	***14.2***

Soil physical properties index

Principal components (Fj):

	F1	F2	F3
Eigenvalues	**2.194**	0.511	0.295
Variability (%)	73	17	10
% cumulated	73	90	100
fj (%)	**100%**		

Eigenvectors (E_{Fj}):

	$\mathbf{E_{F1}}$	E_{F2}	E_{F3}
Bulk density	***0.539***	0.840	-0.062
Plastic limit	***0.592***	-0.430	-0.682
Aggregate stability	***0.599***	-0.331	0.729

Squared eigenvectors: λj

	λ1
Bulk density	***0.291***
Plastic limit	***0.350***
Aggregate stability	***0.359***

$Wi\ (\%) = \sum fj \times \lambda j$

Wi
29.1
35.0
35.9

"Available" soil sanitary status index

Principal components (Fj):

	F1	**F2**	F3
Eigenvalues	**1.592**	**1.041**	0.366
Variability (%)	53	35	12
% cumulated	53	88	100
fj(%)	**60%**	**40%**	

Eigenvectors (E_{Fj}):

	$\mathbf{E_{F1}}$	$\mathbf{E_{F2}}$	E_{F3}
Exch. Cu	***-0.504***	**0.691**	0.518
Exch. Zn	***0.479***	**0.723**	-0.498
Exch. Pb	***0.719***	**0.003**	0.695

Squared eigenvectors: λj

	λ1	**λ2**
Exch. Cu	***0.254***	***0.478***
Exch. Zn	***0.229***	***0.522***
Exch. Pb	***0.517***	***0.000***

$Wi\ (\%) = \sum fj \times \lambda j$

f1 x λ1	**f2 x λ2**	***Wi***
0.153	***0.189***	***34.2***
0.139	***0.207***	***34.5***
0.312	***0.000***	***31.2***

"Total" soil sanitary status index

Principal components (Fj):

	F1	F2	F3	F4
Eigenvalues	**2.898**	0.762	0.184	0.157
Variability (%)	72	19	5	4
% cumulated	72	91	96	100
fj (%)	**100%**			

Eigenvectors (E_{Fj}):

	$\mathbf{E_{F1}}$	E_{F2}	E_{F3}	E_{F4}
Total Cu	***0.549***	-0.173	-0.099	0.812
Total Zn	***0.550***	-0.068	-0.688	-0.469
oprF gene	***0.350***	0.915	0.202	-0.017
Total Mo	***0.524***	-0.359	0.690	-0.347

Squared eigenvectors: λj

	λ1
Total Cu	***0.301***
Total Zn	***0.302***
oprF gene	***0.123***
Total Mo	***0.274***

$Wi\ (\%) = \sum fj \times \lambda j$

Wi
30.1
30.2
12.3
27.4

Crop productivity index

Principal components (Fj):

	F1	F2	F3	F4	F5
Eigenvalues	**3.226**	0.857	0.472	0.329	0.116
Variability (%)	65	17	9	7	2
% cumulated	65	82	91	98	100
fj (%)	**100%**				

Eigenvectors (E_{Fj}):

	$\mathbf{E_{F1}}$	E_{F2}	E_{F3}	E_{F4}	E_{F5}
Crop yield	***0.271***	0.931	0.180	-0.113	-0.123
Proteins content in grains	***0.523***	-0.051	-0.179	-0.299	0.776
P content in grains	***-0.495***	0.247	0.215	0.531	0.605
Fe content in grains	***0.473***	0.022	-0.439	0.753	-0.128
Ca content in grains	***0.430***	-0.264	0.835	0.219	-0.030

Squared eigenvectors: λj

	λ1
Crop yield	***0.073***
Proteins content in grains	***0.274***
P content in grains	***0.245***
Fe content in grains	***0.223***
Ca content in grains	***0.185***

$Wi\ (\%) = \sum fj \times \lambda j$

Wi
7.3
27.4
24.5
22.3
18.5

CONCLUSION GENERALE LIMITES ET PERSPECTIVES

Conclusion générale

Ce travail de thèse avait pour objectifs d'étudier les effets des PRO sur i*)* différents paramètres biologiques des sols, en mettant l'accent sur les cycles biogéochimiques du C et du N et *ii)* sur les cultures, à différentes échelles temporelles par rapport aux dates d'épandage des PRO.

Le travail de thèse s'est articulé en plusieurs parties : (*i*) une caractérisation des effets à la suite d'un apport dans des conditions identiques pour les deux sites, (*ii*) une comparaison des effets résiduels et d'un nouvel apport au champ pour des sites gérés de manière différente (C ou N), (*iii*) la réalisation d'un bilan C de la pratique d'épandage en utilisant les données mesurées dans les chapitres précédents, (*iv*) la retranscription des effets observés en services écosystémiques et (*v*) une ultime étape d'agrégation des données acquises au champ afin de cibler différentes fonctions/services écosystémiques.

Les effets d'un apport unique ou d'apports répétés de PRO sur la microflore du sol sont faibles et fugaces et sont surtout observables à court terme après l'apport. Ces effets dépendent notamment des caractéristiques des PRO et en particulier de leur biodégradabilité. Ils sont donc supérieurs pour le compost OMR à QualiAgro et la BOUE à Colmar. Les gestions différentes des apports de PRO sur les 2 sites ont aussi montré des résultats très dépendants des doses de N ou de C apportées sur les différents paramètres étudiés. Les composts DVB se distinguent des autres PRO sur les 2 sites par leurs effets marqués sur les populations impliquées dans le cycle de l'azote, à savoir les nitrifiants et dénitrifiants, sans doute en raison de leur richesse en N minéral et organique. En revanche, la fertilisation minérale n'a pas significativement impacté les populations microbiennes. Notre étude est une des seules à mesurer un ensemble de paramètres microbiens en simultané. La plupart du temps, seule une ou deux populations sont considérées et peu de données ont été recensées sur les effets d'apports répétés de PRO sur les populations dénitrifiantes ou de *Creanarcheota*, à la différence des populations nitrifiantes qui sont bien documentées.

Un ou des apports de PRO stimulent également les activités microbiennes et notamment la minéralisation du C et N, avec des impacts sur le stockage de C et la disponibilité de l'azote. La BOUE_C qui présente des propriétés fertilisantes importantes se distingue de tous les autres PRO qui ont plutôt des propriétés amendantes, susceptibles d'augmenter les stocks de

MO dans les sols. Les mesures de biodégradabilité du C des PRO en conditions contrôlées de laboratoire permettent de classer les PRO pour leur efficacité amendante (DVB_Q > FUM_Q > BIO_Q > OMR_Q et DVB_C > BIO_C = FUMC_C > FUM_C > BOUE_C).Parmi les PRO amendants, le compost DVB présente également une valeur fertilisante intéressante, en partie liée à sa teneur en N minéral.

Les différences entre les sites sont dues aux caractéristiques des PRO mais aussi au mode de raisonnement des apports, basés sur le C à QualiAgro (4t C/ha) et sur l'azote (170kg N/ha) à Colmar. A QualiAgro, les flux de C et N associés aux PRO représentent 50% du C entrant dans les sols. Les effets sont plus marqués pour les composts DVB et BIO qui sont plus stables. A Colmar, les apports de PRO se font à des doses plus faibles et ont donc abouti à des différenciations très peu marquées après 12 ans. L'augmentation du stock de C est supérieure aux préconisations des « 4 pour mille » à QualiAgro (on est plutôt de l'ordre du pourcentage par an d'augmentation par rapport au niveau initial) ; elle est atteinte par certains PRO à Colmar (DVB_C et BIO_C).

La BOUE et le DVB, PRO ayant les valeurs fertilisantes lesplus intéressantes, sont aussi ceux pour lesquels les pertes par volatilisation de NH_3 sont les plus importantes. Ces émissions de NH_3 peuvent représenter plus de 10% du N apporté par les PRO. Les émissions de N_2O qui impactent peu la valeur fertilisante mais ont un fort impact environnemental en tant que GES, sont également plus importantes pour la BOUE avec un facteur d'émission supérieur à 1% alors que les autres PRO et l'engrais minéral ont des facteurs d'émissions inférieurs à 1%, (1% étant le facteur d'émission proposé par le GIEC). Mais ces émissions de GES atténuent très peu le bilan positif du stockage de C associé aux apports de PRO.

En revanche, la substitution des engrais azotés par les PRO qui peut représenter entre 36 et 83 % des engrais à Colmar et 70% à QualiAgro, contribue favorablement au bilan C de la pratique d'épandage. Cette substitution des engrais qui s'explique par l'apport de N minéral *via* les PRO, la minéralisation du Norg des PRO et la minéralisation du Norg des sols suite à l'augmentation des stocks de MO du sol après apport de PRO, permet d'obtenir des rendements similaires, voire supérieurs, à une fertilisation minérale classique. Le bilan très positif des apports de PRO au champ est affaibli si on prend en compte les émissions lors des procédés amont de compostage mais reste plus favorable que celui de la fertilisation minérale.

Les bilans les plus intéressants sont calculés pour les fumiers (FUM) et les composts de biodéchets (BIO).

Nous avons donc pu montrer que les apports de PRO pouvaient favoriser différents services écosystémiques en lien avec les cycles du C et N et notamment les services de support de biodiversité, de régulation du climat *via* le stockage de C, de production *via* la fertilité du sol. Cependant, des dysservices peuvent exister comme les émissions de GES ou encore la volatilisation de NH_3 qui a des impacts sur la pollution atmosphérique. D'autres impacts négatifs peuvent être associés à l'épandage des PRO et ont fait l'objet de mesures dans le cadre du projet ECOSOM-SNOWMAN par d'autres équipes de recherche comme la quantification de pathogènes du sol (équipe d'Agroécologie de Dijon), des mesures de contaminants organiques (Umea University, Suède), ou font partie du monitoring régulier sur le site avec les mesures d'ETM régulières, le suivi de la qualité des eaux circulant dans les sols amendés… Aucune contamination biologique (*L. monocytogenese, E.coli,* bla_{CTXM} gène de résistances aux antibiotiques) et/ou organique (furanes, dioxines bromés ou chlorés) n'a été mise en évidence dans les deux sites d'études. Le suivi des concentrations en ETM dans les sols montre des augmentations des teneurs en certains ETM dans les traitements organiques.

Le développement d'outils que sont les indices de qualité des sols/cultures pour mettre en évidence les impacts de la pratiques d'épandage de PRO à la suite d'apports répétés, a été une autre innovation de ce travail et a demandé un travail important d'inventaires des données et de réflexion sur les méthodes de choix des indicateurs, les références permettant de classer les traitements par rapport aux indicateurs et les méthodes de calculs à utiliser pour agréger les résultats. La fertilisation minérale apparait comme moins performante pour réaliser les fonctions/services ciblés, et la distinction de plusieurs fonctions nous a permis de pointer les capacités différentes des PRO à réaliser l'une ou l'autre des fonctions de manière optimale. Il en ressort que le DVB est celui qui améliore le plus la fertilité du sol, ce qui est cohérent avec les indicateurs que sont la disponibilité azotée *via* le suivi de la minéralisation de l'N et les impacts sur les nitrifiants et la nitrification. Le BIO est celui qui diminue le plus les risques de mobilité des ETM dans les sols en lien avec les effets de ce PRO sur le pH des sols. FUM, BIO et OMR ont davantage d'effets positifs sur les propriétés biologiques (activités, abondances des microorganismes) et physiques du sol. Globalement, si on prend en compte l'ensemble de l'étude, le compost BIO apparaît comme le PRO le plus performant par rapport aux autres étudiés ici à rendre le plus de services et à être le plus performant pour les cultures.

Limites et perspectives de ce travail

Les perspectives sont nombreuses dans ce travail et concernent tous les chapitres. D'un point de vue expérimental, il aurait pu notamment être intéressant de croiser les sols et les PRO de chaque site pour découpler les effets sols des effets PRO. De plus, il aurait été intéressant de faire davantage de mesure d'activités (nitrification potentielle sur Colmar, dénitrification potentielle sur Colmar et QualiAgro) et à différentes dates pour pouvoir relier directement l'évolution des microorganismes à leurs activités.

En outre, les mesures d'émissions de N_2O ont été réalisées en conditions de laboratoire. Mais des mesures au champ des émissions de N_2O sont également nécessaires et ont d'ailleurs débuté sur les sites QualiAgro et de Colmar pour permettre de confirmer ou moduler les émissions mesurées en conditions de laboratoire. De même, les campagnes de mesure de volatilisation de NH_3 faites au champ à l'aide du dispositif « Badge alpha » ou en tunnel de ventilation montrent des flux volatilisés plutôt plus faibles que ceux mesurés au laboratoire. Mais les caractéristiques des PRO influent beaucoup les mesures, en particulier les teneurs en NH_4^+ très variables d'une année à l'autre pour certains PRO comme le fumier. Néanmoins, il parait important de mettre au point des modes opératoires de mesures en conditions contrôlées de laboratoire pour évaluer des effets et pouvoir comparer différents PRO en conditions standardisées, et également de définir les lois de passage entre ces mesures au laboratoire vers les conditions de plein champ. Cela permettrait de consolider le bilan C et préciser le poids des émissions gazeuses dans les évaluations multicritères de la pratique.

D'autres pistes pourraient permettre d'améliorer le bilan C. En effet, nous avons ici considéré que les apports de PRO conduisaient à des rendements similaires à ceux obtenus avec une fertilisation minérale. Or nous avons montré que les rendements pouvaient parfois être supérieurs avec les PRO. De même, d'autres processus comme les émissions lors du stockage des PRO par exemple, les émissions liées au transport des PRO jusqu'au champ (bien que ces émissions liées au transport aient en général un poids faible dans les bilans) ou des données plus fines sur les émissions liées au compostage doivent être prise en compte pour affiner les bilans. L'étape suivante serait l'ACV complète de la pratique.

Enfin, les indices de qualité développés mériteraient également d'être améliorés et/ou complétés en considérant par exemple d'autres impacts comme la lixiviation des nitrates, les

pathogènes ou les contaminants organiques. On a aussi pu constater que le fait de baser le choix des indicateurs sur des traitements statistiques, pouvait conduire à la sélection d'indicateurs qui pouvaient être difficiles à interpréter (exemple du bore). Les échelles de référence utilisées pour classer les indicateurs nécessiteraient également d'être améliorées. Enfin la méthode nécessiterait d'être testée dans d'autres sites et avec d'autres PRO. Ces outils d'évaluation de la pratique d'épandage pourront ensuite servir à tester des scenarios d'insertion des PRO dans les systèmes de culture à l'échelle d'un territoire afin d'optimiser cette insertion.

REFERENCES :

Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability - A literature analysis. Soil Biol. Biochem. 41, 1–12. doi:10.1016/j.soilbio.2008.09.015

Acosta-Martinez, V., Tabatabai, M.A., 2000. Arylamidase activity of soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 215–221.

Adair, K.L., Schwartz, E., 2008. Evidence that Ammonia-Oxidizing Archaea are More Abundant than Ammonia-Oxidizing Bacteria in Semiarid Soils of Northern Arizona, USA. Microb. Ecol. 56, 420–426. doi:10.1007/s00248-007-9360-9

ADEME, 1996. Valeur fertilisante des boues d'épuration.

ADEME, 2009. Les déchets en chiffres en France : Données et Références.

ADEME, 2012. Rapport Déchets.

ADEME, INERIS, IRSTEA, INRA. Juillet 2012. Programme de recherche de l'ADEME : rapport sur les émissions atmosphériques du compostage. 243p.

Adom, F., Maes, A., Workman, C., Clayton-Nierderman, Z., Thoma, G., Shonnard, D., 2012. Regional carbon footprint analysis of dairy feeds for milk production in the USA. Int. J. Life Cycle Assess. 17, 520–534. doi:10.1007/s11367-012-0386-y

AFNOR, 1995. Norme NF ISO 10694. Qualité du sol - Dosage du carbone organique et du carbone total après combustion sèche, Qualité des sols, vol. 1. AFNOR, Paris.

AFNOR, 1997. Norme NF ISO 14239. Qualité du sol - Méthodes de mesure de la minéralisation de produits chimiques organiques dans le sol sous conditions aérobies, au moyen de systèmes d'incubation de laboratoire. AFNOR, Paris.

AFNOR, 1998. NF ISO 13878. Qualité du sol - Détermination de la teneur totale en azote par combustion sèche ("analyse élémentaire"), Qualité des sols, vol. 1. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2002. Norme NF ISO 16072. Qualité du sol - Méthodes de laboratoire pour la détermination de la respiration microbienne du sol. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2009a. Norme XP U 44-162. Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par fractionnement bio-chimique et estimation de sa stabilité biologique. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2009b. Norme XP U 44-163. Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote. AFNOR, Paris.

AFNOR, 2014a. NF EN 643. Papiers et cartons-liste européenne des sortes standard de papiers et cartons pour recyclage. [WWW Document].

AFNOR, 2014b. NF EN ISO 10693. Qualité du sol - Détermination de la teneur en carbonate - Méthode volumétrique. AFNOR, Paris.

Aguilera, E.; Lassaletta, L.; Sanz-Cobena, A.; Garnier, J.; Vallejo, A., 2013. The potential of organic fertilizers and water management to reduce N2O emissions in Mediterranean climate cropping systems.A review. Agriculture Ecosystems & Environment, 164: 32-52.

Alves, B.J.R., Boddey, R.M., Urquiaga, S., 2003. The success of BNF in soybean in Brazil. Plant Soil 252, 1–9. doi:10.1023/A:1024191913296

Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J., Weissteiner, C., 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability—a review. Eur. J. Soil Biol., A collection of application-related papers from the conference "Microbiology of Composting" 39, 107–116. doi:10.1016/S1164-5563(03)00026-8

Amlinger, F., Peyr, S., Cuhls, C., 2008. Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment. Waste Manag. Res. 26, 47–60. doi:10.1177/0734242X07088432

Ananyeva, N.D., Susyan, E.A., Chernova, O.V., Chernov, I.Y., Makarova, O.L., 2006. The ratio of fungi and bacteria in the biomass of different types of soil determined by selective inhibition. Microbiology 75, 702–707. doi:10.1134/S0026261706060130

Anastasi, A., Coppola, T., Prigione, V., Varese, G.C., 2009. Pyrene degradation and detoxification in soil by a consortium of basidiomycetes isolated from compost: Role of laccases and peroxidases. J. Hazard. Mater. 165, 1229–1233. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.10.032

Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2012. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. Waste Manag. 32, 31–40. doi:10.1016/j.wasman.2011.09.014

Anderson, T.-H., Domsch, K.H., 1993. The metabolic quotient for CO2 (qCO2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as ph, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biol. Biochem. 25, 393–395. doi:10.1016/0038-0717(93)90140-7

Andrews, S., Karlen, D., Cambardella, C., 2004. The Soil Management Assessment Framework: A quantitative soil quality evaluation method. Soil Sci. Soc. Am. J. 68, 1945–1962.

Andrews, S.S., Karlen, D.L., Mitchell, J.P., 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. Agric. Ecosyst. Environ. 90, 25–45. doi:10.1016/S0167-8809(01)00174-8

Andriulo A., Mary B., Guerif J., 1999 - Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. Agronomie vol. 19,n°5, 365-377.

Annabi, M., Houot, S., Francou, F., Poitrenaud, M., Le Bissonnais, Y., 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. Soil Sci. Soc. Am. J. 71, 413–423. doi:10.2136/sssaj2006.0161

Annabi, M., Le Bissonnais, Y., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S., 2011. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. Agric. Ecosyst. Environ. 144, 382–389. doi:10.1016/j.agee.2011.07.00

Araujo, A.S.F., Monteiro, R.T.R., 2006. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended with untreated and composted textile sludge. Chemosphere 64, 1043–1046. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.01.040

Armenta, R., Vaca, R., Lugo, J., del Aguila, P., 2012. Microbiological and biochemical properties of an agricultural Mexican soil amended with sewage sludge. Rev. Bras. Ciênc. Solo 36, 1646–1655. doi:10.1590/S0100-06832012000500029

Arrouays, D, Balesdent, J, Germon JC, Jayet, PA, Soussana JF, Strengel, P. 2002. Increasing carbon stocks in French agricultural soils?, Synthesis of assessment report, INRA, Paris, 33pp

Arshad, M.A., Martin, S., 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. Agric. Ecosyst. Environ. 88, 153–160. doi:10.1016/S0167-8809(01)00252-3

Askari, M.S., Holden, N.M., 2015. Quantitative soil quality indexing of temperate arable management systems. Soil Tillage Res. 150, 57–67. doi:10.1016/j.still.2015.01.010

Askri A. (2015). Thèse : Valorisation des digestats de méthanisation en agriculture : effets sur les cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote. 234p.

Atterberg, A., 1911. Die Plastizität der Tone. Internationale Mitteilungen für Bodenkunde 1 10–43.

Avrahami, S., Conrad, R., 2003. Patterns of community change among ammonia oxidizers in meadow soils upon long-term incubation at different temperatures. Appl. Environ. Microbiol. 69, 6152–64. doi:10.1128/AEM.69.10.6152-6164.2003

Avrahami, S., Conrad, R., 2005. Cold-temperate climate: a factor for selection of ammonia oxidizers in upland soil? Can. J. Microbiol. 51, 709–714. doi:10.1139/W05-045

Avrahami, S., Conrad, R., Braker, G., 2002. Effect of soil ammonium concentration on N2O release and on the community structure of ammonia oxidizers and denitrifiers. Appl. Environ. Microbiol. 68, 5685–5692. doi:10.1128/AEM.68.11.5685-5692.2002

Bacheley, H., Francou, C., Chevallier, M., poitrenaud, M., 2008. Control of gas emissions during composting of municipal solid waste, municipal Biowaste and and industrial biowaste. ORBIT, ORBIT.

Badalucco, L., De Cesare, F., Grego, S., Landi, L., Nannipieri, P., 1997. Do physical properties of soil affect chloroform efficiency in lysing microbial biomass? Soil Biol. Biochem. 29, 1135–1142. doi:10.1016/S0038-0717(96)00307-0

Bailey, V.L., Smith, J.L., Bolton, H., 2002. Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration. Soil Biol. Biochem. 34, 997–1007. doi:10.1016/S0038-0717(02)00033-0

Balota, E.L., Machineski, O., Matos, M.A., 2012. Soil microbial biomass under different tillage and levels of applied pig slurry. Rev. Bras. Eng. Agríc. E Ambient. 16, 487–495. doi:10.1590/S1415-43662012000500004

Bandick, A.K., Dick, R.P., 1999. Field management effects on soil enzyme activities. Soil Biol. Biochem. 31, 1471–1479. doi:10.1016/S0038-0717(99)00051-6

Barbarick, K.A., Doxtader, K.G., Redente, E.F., Brobst, R.B., 2007. Biosolids effects on microbial activity in shrubland and grassland soils. Soil Sci. 169, 176–187. doi:10.1097/01.ss.0000122525.03492.fe

Barrios, E., 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. Ecol. Econ., Special Section - Ecosystem Services and Agriculture Ecosystem Services and Agriculture 64, 269–285. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.03.004

Bastida, F., Jindo, K., Luis Moreno, J., Hernandez, T., Garcia, C., 2012. Effects of organic amendments on soil carbon fractions, enzyme activity and humus-enzyme complexes under semi-arid conditions. Eur. J. Soil Biol. 53, 94–102. doi:10.1016/j.ejsobi.2012.09.003

Bastida, F., Moreno, J.L., Garcia, C., Hernandez, T., 2007. Addition of Urban Waste to Semiarid Degraded Soil: Long-term Effect. Pedosphere 17, 557–567. doi:10.1016/S1002-0160(07)60066-6

Bastida, F., Pérez-de-Mora, A., Babic, K., Hai, B., Hernández, T., García, C., Schloter, M., 2009. Role of amendments on N cycling in Mediterranean abandoned semiarid soils. Appl. Soil Ecol. 41, 195–205. doi:10.1016/j.apsoil.2008.10.009

Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. Geoderma 147, 159–171. doi:10.1016/j.geoderma.2008.08.007

Bates, S.T., Berg-Lyons, D., Caporaso, J.G., Walters, W.A., Knight, R., Fierer, N., 2011. Examining the global distribution of dominant archaeal populations in soil. ISME J. 5, 908–917. doi:10.1038/ismej.2010.171

Baumann, H., Tillman, A.-M., 2004. The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application. External organization.

Bellemain, E., Carlsen, T., Brochmann, C., Coissac, E., Taberlet, P., Kauserud, H., 2010. ITS as an environmental DNA barcode for fungi: an in silico approach reveals potential PCR biases. Bmc Microbiol. 10, 189. doi:10.1186/1471-2180-10-189

Belon, E., Boisson, M., Deportes, I.Z., Eglin, T.K., Feix, I., Bispo, A.O., Galsomies, L., Leblond, S., Guellier, C.R., 2012. An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. Sci. Total Environ. 439, 87–95. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.09.011

Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. Ecol. Lett. 12, 1394–1404. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x

Bennett, E.M., Peterson, G.D., Levitt, E.A., 2005. Looking to the Future of Ecosystem Services. Ecosystems 8, 125–132. doi:10.1007/s10021-004-0078-y

Bergaya, F., Theng, B., 2006. Handbook of Clay Science, Elsevier, Amsterdam. ed.

Bertrand, I., Delfosse, O., Mary, B., 2007. Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: Apparent and actual effects. Soil Biol. Biochem. 39, 276–288. doi:10.1016/j.soilbio.2006.07.016

Bhaduri, D., Purakayastha, T.J., 2014. Long-term tillage, water and nutrient management in rice–wheat cropping system: Assessment and response of soil quality. Soil Tillage Res. 144, 83–95. doi:10.1016/j.still.2014.07.007

Bhardwaj, A.K., Jasrotia, P., Hamilton, S.K., Robertson, G.P., 2011. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. Agric. Ecosyst. Environ. 140, 419–429. doi:10.1016/j.agee.2011.01.005

Bhattacharyya, P., Chakrabarti, K., Chakraborty, A., 2005. Microbial biomass and enzyme activities in submerged rice soil amended with municipal solid waste compost and decomposed cow manure. Chemosphere 60, 310–318. doi:10.1016/j.chemosphere.2004.11-097

Biomasse Normandie, 2002. Evaluation des quantités actuelles et futures des déchets épandus sur les sols agricoles et provenance de certaines activités. Lot 3 : Effluents d'élevage.

Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.-J., 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. Eur. J. Soil Sci. 64, 161–182. doi:10.1111/ejss.12025

Bodet, J.-M.; Hacala, S.; Aubert, C.; Texier, C., 2001. Fertiliser avec les engrais de ferme. Paris: ITCF, 104 p.

Bodilis, J., Barray, S., 2006. Molecular evolution of the major outer-membrane protein gene (oprF) of Pseudomonas. Microbiology 152, 1075–1088. doi:10.1099/mic.0.28656-0

Boechat, C.L., Santos, J.A.G., Accioly, A.M. de A., Bomfim, M.R., Santos, A.C. dos, 2012. Industrial and urban organic wastes increase soil microbial activity and biomass. Rev. Bras. Ciênc. Solo 36, 1629–1636. doi:10.1590/S0100-06832012000500027

Boldrin, A., Andersen, J.K., Moller, J., Christensen, T.H., Favoino, E., 2009. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. Waste Manag. Res. 27, 800–812. doi:10.1177/0734242X09345275

Bothe, H., Jost, G., Schloter, M., Ward, B.B., Witzel, K.P., 2000. Molecular analysis of ammonia oxidation and denitrification in natural environments. Fems Microbiol. Rev. 24, 673–690. doi:10.1111/j.1574-6976.2000.tb00566.x

Boudreau, A., Ménard, G., 1992. Le Blé: éléments fondamentaux et transformation. Presses Université Laval.

Bourdin, F., Sakrabani, R., Kibblewhite, M.G., Lanigan, G.J., 2014. Effect of slurry dry matter content, application technique and timing on emissions of ammonia and greenhouse gas from cattle slurry applied to grassland soils in Ireland. Agric. Ecosyst. Environ. 188, 122–133. doi:10.1016/j.agee.2014.02.025

Brady, N.C., Weil, R.R., 1996. The nature and properties of soils. xi + 740 pp.

Braker, G., Fesefeldt, A., Witzel, K.P., 1998. Development of PCR primer systems for amplification of nitrite reductase genes (nirK and nirS) to detect denitrifying bacteria in environmental samples. Appl. Environ. Microbiol. 64, 3769–3775.

Brandão, M., Milà i Canals, L., Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. Biomass Bioenergy 35, 2323–2336. doi:10.1016/j.biombioe.2009.10.019

Brejda, J.J., Karlen, D.L., Smith, J.L., Allan, D.L., 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators: II. Northern Mississippi Loess Hills and Palouse Prairie. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 2125–2135.

Bril, J., Salomons, W., 1990. Chemical composition of animal manure: a modelling approach. Neth. J. Agric. Sci. 38, 333–351.

Brookes, P., Landman, A., Pruden, G., Jenkinson, D., 1985. Chloroform Fumigation and the Release of Soil-Nitrogen - a Rapid Direct Extraction Method to Measure Microbial Biomass Nitrogen in Soil. Soil Biol. Biochem. 17, 837–842. doi:10.1016/0038-0717(85)90144-0

Bru, D., Ramette, A., Saby, N.P.A., Dequiedt, S., Ranjard, L., Jolivet, C., Arrouays, D., Philippot, L., 2011. Determinants of the distribution of nitrogen-cycling microbial communities at the landscape scale. ISME J. 5, 532–542. doi:10.1038/ismej.2010.130

Bruun, S., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Magid, J., Jensen, L.S., 2006. Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land – a scenario analysis. Environ. Model. Assess. 11, 251–265. doi:10.1007/s10666-005-9028-0

Buchkina, N.P.; Balashov, E.V.; Rizhiya, E.Y.; Smith, K.A., 2010. Nitrous oxide emissions from a light-textured arable soil of North-Western Russia: effects of crops, fertilizers, manures and climate parameters. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 87 (3): 429-442.

Bulluck III, L.R., Brosius, M., Evanylo, G.K., Ristaino, J.B., 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. Appl. Soil Ecol. 19, 147–160. doi:10.1016/S0929-1393(01)00187-1

Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Mueller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecol. Indic. 21, 17–29. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.019

Bussink, D.W., Oenema, O., 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. Nutr. Cycl. Agroecosystems 51, 19–33. doi:10.1023/A:1009747109538

Caffrey, K.R., Veal, M.W., 2013. Conducting an Agricultural Life Cycle Assessment: Challenges and Perspectives. Sci. World J. 2013, e472431. doi:10.1155/2013/472431

Calbrix, R., Laval, K., Barray, S., 2005. Analysis of the potential functional diversity of the bacterial community in soil: a reproducible procedure using sole-carbon-source utilization profiles. Eur. J. Soil Biol. 41, 11–20. doi:10.1016/j.ejsobi.2005.02.004

Camberato, J.J., Gagnon, B., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Pan, W.L., 2006. Pulp and paper mill by-products as soil amendments and plant nutrient sources. Can. J. Soil Sci. 86, 641–653.

Camilotti, F., Andrioli, I., Marques, M.O., da Silva, A.R., Tasso Junior, L.C., 2009. Evaluation of Heavy Metals Contents in Soil and Sugarcane Plant Under Fertilization with Sewage Sludge and Vinasse. Biosci. J. 25, 23–31.

Campbell, C.A., Lafond,G.P., Zentner,R.P., and Biederbeck,V.O. 1991. Influence of fertilizer and straw baling on soil organic matter in a thin Black Chernozemin western Canada. Soil Biol. Biochem. 23:443-446.

Cardenas, L.M.; Gooday, R.; Brown, L.; Scholefield, D.; Cuttle, S.; Gilhespy, S.; Matthews, R.; Misselbrook, T.; Wang, J.; Li, C.; Hughes, G.; Lord, E., 2013. Towards an improved inventory of N2O from agriculture: Model evaluation of N2O emission factors and N fraction leached from different sources in UK agriculture.Atmospheric Environment, 79: 340-348.

Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Diaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 106, 1305–1312. doi:10.1073/pnas.0808772106

Carreno, L., Frank, F.C., Viglizzo, E.F., 2012. Trade offs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. Agric. Ecosyst. Environ. 154, 68–77. doi:10.1016/j.agee.2011.05.019

Castellanos, J.Z.; Pratt, P.F., 1981. Mineralization of manure nitrogen - Correlation with laboratory indexes.Soil Science Society of America Journal, 45 (2): 354-357.

Cayuela, M.L., Oenema, O., Kuikman, P.J., Bakker, R.R., Van GROENIGEN, J.W., 2010. Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and greenhouse gas emissions. GCB Bioenergy 2, 201–213. doi:10.1111/j.1757-1707.2010.01055.x

Cebron, A., Beguiristain, T., Faure, P., Norini, M.-P., Masfaraud, J.-F., Leyval, C., 2009. Influence of Vegetation on the In Situ Bacterial Community and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Degraders in Aged PAH-Contaminated or Thermal-Desorption-Treated Soil. Appl. Environ. Microbiol. 75, 6322–6330. doi:10.1128/AEM.02862-08

Ceccherini, M.T., Castaldini, M., Piovanelli, C., Hastings, R.C., McCarthy, A.J., Bazzicalupo, M., Miclaus, N., 1998. Effects of swine manure fertilization on autotrophic ammonia oxidizing bacteria in soil. Appl. Soil Ecol. 7, 149–157. doi:10.1016/S0929-1393(97)00034-6

Cenciani, K., Freitas, S. dos S., Missola Critter, S.A., Airodi, C., 2011. Enzymatic Activity Measured by Microcalorimetry in Soil Amended with Organic Residues. Rev. Bras. Cienc. Solo 35, 1167–1175.

Chadwick, D.R., Pain, B.F., Brookman, S.K.E., 2000. Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. J. Environ. Qual. 29, 277–287.

Chakraborty, A., Chakrabarti, K., Chakraborty, A., Ghosh, S., 2011. Effect of long-term fertilizers and manure application on microbial biomass and microbial activity of a tropical agricultural soil. Biol. Fertil. Soils 47, 227–233. doi:10.1007/s00374-010-0509-1

Chalhoub, M., Garnier, P., Coquet, Y., Mary, B., Lafolie, F., Houot, S., 2013. Increased nitrogen availability in soil after repeated compost applications: Use of the PASTIS model to separate short and long-term effects. Soil Biol. Biochem. 65, 144–157. doi:10.1016/j.soilbio.2013.05.023

Chalk, P.M.; Magalhaes, A.M.T.; Inacio, C.T., 2013.Towards an understanding of the dynamics of compost N in the soil-plant-atmosphere system using N-15 tracer.Plant and Soil, 362 (1-2): 373-388.

Chantigny, M.H., Pelster, D.E., Perron, M.-H., Rochette, P., Angers, D.A., Parent, L.-E., Masse, D., Ziadi, N., 2013. Nitrous Oxide Emissions from Clayey Soils Amended with Paper Sludges and Biosolids of Separated Pig Slurry. J. Environ. Qual. 42, 30–39. doi:10.2134/jeq2012.0196

Chen, A., Lei, B., Hu, W., Lu, Y., Mao, Y., Duan, Z., Shi, Z., 2015. Characteristics of ammonia volatilization on rice grown under different nitrogen application rates and its quantitative predictions in Erhai Lake Watershed, China. Nutr. Cycl. Agroecosystems 101, 139–152. doi:10.1007/s10705-014-9660-7

Chen, T.B., Zheng, Y.M., Lei, M., Huang, Z.C., Wu, H.T., Chen, H., Fan, K.K., Yu, K., Wu, X., Tian, Q.Z., 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. Chemosphere 60, 542–551. doi:10.1016/j.chemosphere.2004.12.072

Cheneby, D., Nicolardot, B., Godden, B., Penninckx, M., 1994. Mineralization of Composted N-15-Labeled Farmyard Manure During Soil Incubations. Biol. Agric. Hortic. 10, 255–264.

Choate, C., Lord, J., 2007. Toward a sustainable solid waste management system. BioCycle 48, 22, 24–25.

Christensen, T.H., Gentil, E., Boldrin, A., Larsen, A.W., Weidema, B.P., Hauschild, M., 2009. C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. Waste Manag. Res. 27, 707–715. doi:10.1177/0734242X08096304

Christoph Emmerling, T.U., 2010. Long-lasting impact of biowaste-compost application in agriculture on soil-quality parameters in three different crop-rotation systems. J. Plant Nutr. Soil Sci. 173, 391 – 398. doi:10.1002/jpln.200900348

Chu, H., Fujii, T., Morimoto, S., Lin, X., Yagi, K., Hu, J., Zhang, J., 2007. Community structure of ammonia-oxidizing bacteria under long-term application of mineral fertilizer and organic manure in a sandy loam soil. Appl. Environ. Microbiol. 73, 485–491. doi:10.1128/AEM.01536-06

Ciais, P., Wattenbach, M., Vuichard, N., Smith, P., Piao, S.L., Don, A., Luyssaert, S., Janssens, I.A., Bondeau, A., Dechow, R., Leip, A., Smith, P., Beer, C., Van Der Werf, G.R., Gervois, S., Van Oost, K., Tomelleri, E., Freibauer, A., Schulze, E.D., Carboeurope Synthesis Team, 2010. The European carbon balance. Part 2: croplands. Glob. Change Biol. 16, 1409–1428. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02055.x

Clark, M.S., Horwath, W.R., Shennan, C., Scow, K.M., Lantni, W.T., Ferris, H., 1999. Nitrogen, weeds and water as yield-limiting factors in conventional, low-input, and organic tomato systems. Agric. Ecosyst. Environ. 73, 257–270. doi:10.1016/S0167-8809(99)00057-2

Coleman K., Jenkinson D.S. 1996. RothC-26.3-A model for the turnover of carbon in soil, in: D.S. Powlson, P. Smith, J.U. Smith (Eds.), Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-Term Datasets, NATO ASI Series I, Vol. 38, Springer-Verlag, Heidelberg (1996), pp. 237–246

Colla, G., Mitchell, J.P., Poudel, D.D., Temple, S.R., 2002. Changes of tomato yield and fruit elemental composition in conventional, low input, and organic systems. J. Sustain. Agric. 20, 53–67. doi:10.1300/J064v20n02_07

COMIFER, 2013. Calcul de la fertilisation azotée : Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales.

Crecchio, C., Curci, M., Mininni, R., Ricciuti, P., Ruggiero, P., 2001. Short-term effects of municipal solid waste compost amendments on soil carbon and nitrogen content, some enzyme activities and genetic diversity. Biol. Fertil. Soils 34, 311–318. doi:10.1007/s003740100413

Crecchio, C., Curci, M., Pizzigallo, M.D.R., Ricciuti, P., Ruggiero, P., 2004. Effects of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. Soil Biol. Biochem., Enzymes in the Environment: Activity, Ecology and Applications 36, 1595–1605. doi:10.1016/j.soilbio.2004.07.016

Cytryn, E., Kautsky, L., Ofek, M., Mandelbaum, R.T., Minz, D., 2011. Short-term structure and functional changes in bacterial community composition following amendment with biosolids compost. Appl. Soil Ecol. 48, 160–167. doi:10.1016/j.apsoil.2011.03.010

D. Jordan, R.J.K., 1995. Evaluation of microbial methods as potential indicators of soil quality in historical agricultural fields. Biol. Fertil. Soils 19, 297–302. doi:10.1007/BF00336098

D'Hose, T., Cougnon, M., De Vliegher, A., Vandecasteele, B., Viaene, N., Cornelis, W., Van Bockstaele, E., Reheul, D., 2014. The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. Appl. Soil Ecol. 75, 189–198. doi:10.1016/j.apsoil.2013.11.013

Daily, G.C., Matson, P.A., Vitousek, P.M., 1997. Ecosystem services supplied by soil. Island Press, Washington, USA.

Dalal, R.C., 1998. Soil microbial biomass - what do the numbers really mean? Aust. J. Exp. Agric. 38, 649–665. doi:10.1071/EA97142

Dalal, R.C., Gibson, I., Allen, D.E., Menzies, N.W., 2010. Green waste compost reduces nitrous oxide emissions from feedlot manure applied to soil. Agric. Ecosyst. Environ., Estimation of nitrous oxide emission from ecosystems and its mitigation technologies 136, 273–281. doi:10.1016/j.agee.2009.06.010

Dale, V.H., Polasky, S., 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. Ecol. Econ., Special Section - Ecosystem Services and Agriculture Ecosystem Services and Agriculture 64, 286–296. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.05.009

Dambreville, C., Hallet, S., Nguyen, C., Morvan, T., Germon, J.-C., Philippot, L., 2006. Structure and activity of the denitrifying community in a maize-cropped field fertilized with composted pig manure or ammonium nitrate. FEMS Microbiol. Ecol. 56, 119–131. doi:10.1111/j.1574-6941.2006.00064.x

de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecol. Complex. 7, 260–272. doi:10.1016/j.ecocom.2009.10.006

de Guardia, A., Mallard, P., Teglia, C., Marin, A., Le Pape, C., Launay, M., Benoist, J.C., Petiot, C., 2010a. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 1, biodegradability, stabilization kinetics and temperature rise. Waste Manag. 30, 402–414. doi:10.1016/j.wasman.2009.10.019

de Guardia, A., Mallard, P., Teglia, C., Marin, A., Le Pape, C., Launay, M., Benoist, J.C., Petiot, C., 2010b. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 2, nitrogen dynamic. Waste Manag. 30, 415–425. doi:10.1016/j.wasman.2009.10.018

de Macedo-Silva, S.T., de Souza, W., Fernandes Rodrigues, J.C., 2015. Sterol Biosynthesis Pathway as an Alternative for the Anti-Protozoan Parasite Chemotherapy. Curr. Med. Chem. 22, 2186–2198.

De Ruiter, P.C., Moore, J.C., Zwart, K.B., Bouwman, L.A., Hassink, J., Bloem, J., De Vos, J.A., Marinissen, J.C.Y., Didden, W.A.M., Lebrink, G., Brussaard, L., 1993. Simulation of Nitrogen Mineralization in the Below-Ground Food Webs of Two Winter Wheat Fields. J. Appl. Ecol. 30, 95–106. doi:10.2307/2404274

de Santiago-Martin, A., Cheviron, N., Quintana, J.R., Gonzalez, C., Lafuente, A.L., Mougin, C., 2013. Metal Contamination Disturbs Biochemical and Microbial Properties of Calcareous Agricultural Soils of the Mediterranean Area. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 64, 388–398. doi:10.1007/s00244-012-9842-8

de Vries, F.T., Hoffland, E., van Eekeren, N., Brussaard, L., Bloem, J., 2006. Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. Soil Biol. Biochem. 38, 2092–2103. doi:10.1016/j.soilbio.2006.01.008

Debosz, K., Petersen, S.O., Kure, L.K., Ambus, P., 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. Appl. Soil Ecol. 19, 237–248. doi:10.1016/S0929-1393(01)00191-3

Desjardins, R.L., Kulshreshtha, S.N., Junkins, B., Smith, W., Grant, B., Boehm, M., 2001. Canadian greenhouse gas mitigation options in agriculture. Nutr. Cycl. Agroecosystems 60, 317–326. doi:10.1023/A:1012697912871

Di, H.J., Cameron, K.C., Shen, J.P., Winefield, C.S., O'Callaghan, M., Bowatte, S., He, J.Z., 2009. Nitrification driven by bacteria and not archaea in nitrogen-rich grassland soils. Nat. Geosci. 2, 621–624. doi:10.1038/NGEO613

Diack Stott 2001 10th International Soil Conservation Organization Meeting [WWW Document], n.d. . Scribd. URL https://www.scribd.com/doc/198863082/Diack-Stott-2001-10th-International-Soil-Conservation-Organization-Meeting (accessed 7.23.15).

Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. Agron. Sustain. Dev. 30, 401–422. doi:10.1051/agro/2009040

Djajakirana, G., Joergensen, R.G., Meyer, B., 1996. Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. Biol. Fertil. Soils 22, 299–304. doi:10.1007/BF00334573

Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A., Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and Assessing Soil Quality, in: SSSA Special Publication. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy.

Doran, J.W., Parkin, T.B., 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. Soil Science Society of America Inc., USDA-ARS, Lincoln, Nebraska, USA.

Doran, J.W., Zeiss, M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. Appl. Soil Ecol. 15, 3–11. doi:10.1016/S0929-1393(00)00067-6

Doublet, J., Francou, C., Poitrenaud, M., Houot, S., 2010. Sewage sludge composting: Influence of initial mixtures on organic matter evolution and N availability in the final composts. Waste Manag., Anaerobic Digestion (AD) of Solid Waste Anaerobic Digestion 30, 1922–1930. doi:10.1016/j.wasman.2010.04.032

Dowe, M.J., Jackson, E.D., Mori, J.G., Bell, C.R., 1997. Listeria monocytogenes survival in soil and incidence in agricultural soils. J. Food Prot. 60, 1201–1207.

Duchêne, M., Schweizer, A., Lottspeich, F., Krauss, G., Marget, M., Vogel, K., Specht, B.U. von, Domdey, H., 1988. Sequence and transcriptional start site of the Pseudomonas aeruginosa outer membrane porin protein F gene. J. Bacteriol. 170, 155–162.

ECCP, 2003. European Climate Change Programme (ECCP), 2003. Working Group Sinks Related to Agricultural Soils, Final Report.

Edel-Hermann, V., Dreumont, C., Pérez-Piqueres, A., Steinberg, C., 2004. Terminal restriction fragment length polymorphism analysis of ribosomal RNA genes to assess changes in fungal community structure in soils. FEMS Microbiol. Ecol. 47, 397–404. doi:10.1016/S0168-6496(04)00002-9

Edmeades, D.C., 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. Nutr. Cycl. Agroecosystems 66, 165–180. doi:10.1023/A:1023999816690

Edouard N., Alvest T.P., GénermontS., RaynalJ., Lorinquer, 2015E.. Emissions d'ammoniac au bâtiment, au stockage et à l'épandage de fumiers produits par des vaches laitières nourries avec deux rations contrastées. in : 22èmes Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants, Paris, Centre des Congrès de la Villette, Cité des Sciences et de l'Industrie, (poster, abstract).

Edwards, C.A., Bater, J.E., 1992. The use of earthworms in environmental management. Soil Biol. Biochem. 24, 1683–1689. doi:10.1016/0038-0717(92)90170-3

Eghball, B., 2000. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or compost. Soil Science Society of America Journal, 64 (6): 2024-2030.

Eghball, B., Ginting, D., Gilley, J.E., 2004. Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties. Agron. J. 96, 442–447.

Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1990. Factors affecting glucosidase and galactosidase activities in soils. Soil Biol. Biochem. 22, 891–897. doi:10.1016/0038-0717(90)90126-K

EMEP/EEA (2013) = EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook - 2013 Technical report No 12/2013.

Enwall, K., Throbäck, I.N., Stenberg, M., Söderström, M., Hallin, S., 2010. Soil Resources Influence Spatial Patterns of Denitrifying Communities at Scales Compatible with Land Management. Appl. Environ. Microbiol. 76, 2243–2250. doi:10.1128/AEM.02197-09

Eo, J., Park, K.-C., Park, B.-B., 2012. Short-term effects of organic waste amendments on soil biota: responses of soil food web under eggplant cultivation. Soil Res. 50, 436–441. doi:10.1071/SR12013

Erhart, E., Hartl, W., Putz, B., 2008. Total soil heavy-metal concentrations and mobile fractions after 10 years of biowaste-compost fertilization. J. Plant Nutr. Soil Sci.-Z. Pflanzenernahrung Bodenkd. 171, 378–383. doi:10.1002/jpln.200700141

Eriksen, G.N., Coale, F.J., Bollero, G.A., 1999. Soil Nitrogen Dynamics and Maize Production in Municipal Solid Waste Amended Soil. Agron. J. 91, 1009. doi:10.2134/agronj1999.9161009x

Eriksson, O., Carlsson Reich, M., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.-O., Granath, J., Baky, A., Thyselius, L., 2005. Municipal solid waste management from a systems perspective. J. Clean. Prod., Environmental Assessments and Waste Management 13, 241–252. doi:10.1016/j.jclepro.2004.02.018

Esco mafor. 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective. INRA-CNRS-Irstea.

Espiau, P, Peyronel, A, 1976. L'acidité d'échange dans les sols. Méthode de détermination de l'aluminium échangeable et des protons échangeables 161–175.

European Commission, 2010. Communication from the commission to the council and the European parliament.

Fenn, L.B., Kissel, D.E., 1973. Ammonia Volatilization from Surface Applications of Ammonium Compounds on Calcareous Soils: I. General Theory1. Soil Sci. Soc. Am. J. 37, 855. doi:10.2136/sssaj1973.03615995003700060020x

Fernandez, J.M., Plaza, C., Garcia-Gil, J.C., Polo, A., 2009. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. Appl. Soil Ecol. 42, 18–24. doi:10.1016/j.apsoil.2009.01.006

Fisher, K. (2006) Impact of Energy from Waste and Recycling Policy on UK Greenhouse Gas Emissions – Final Report. Prepared by Environment Resource Management (ERM) for Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), Oxford, UK. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=WR0609_5737_FRP.pdf (accessed February 2009).

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. doi:10.2134/jeq2005.0022

Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., Mäder, P., 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. Agric. Ecosyst. Environ. 118, 273–284. doi:10.1016/j.agee.2006.05.022

Fortuna, A.-M., Honeycutt, C.W., Vandemark, G., Griffin, T.S., Larkin, R.P., He, Z., Wienhold, B.J., Sistani, K.R., Albrecht, S.L., Woodbury, B.L., Torbert, H.A., Powell, J.M., Hubbard, R.K., Eigenberg, R.A., Wright, R.J., Alldredge, J.R., Harsh, J.B., 2012. Links among nitrification, nitrifier communities, and edaphic properties in contrasting soils receiving dairy slurry. J. Environ. Qual. 41, 262–272. doi:10.2134/jeq2011.0202

FranceAgriMer, 2012. L'observatoire national des ressources en biomasse. Evaluation des ressources disponibles en France. Les études de FranceAgriMer, Montreuil-sous- Bois cedex: FranceAgriMer.

Franco-Otero, V.G., Soler-Rovira, P., Hernandez, D., Lopez-de-Sa, E.G., Plaza, C., 2012. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. Biol. Fertil. Soils 48, 205–216. doi:10.1007/s00374-011-0620-y

Francou, C., Poitrenaud, M., Houot, S., 2005. Stabilization of Organic Matter During Composting: Influence of Process and Feedstocks. Compost Sci. Util. 13, 72–83. doi:10.1080/1065657X.2005.10702220

Gac, A., Béline, F., Bioteau, T., Maguet, K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH4, N2O, NH3) from livestock manure management using a mass-flow approach. Livest. Sci., Recycling of Livestock Manure in a Whole-Farm Perspective 112, 252–260. doi:10.1016/j.livsci.2007.09.006

Galvez, A., Sinicco, T., Cayuela, M.L., Mingorance, M.D., Fornasier, F., Mondini, C., 2012. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties. Agric. Ecosyst. Environ., Recycling of organic resudues to agriculture 160, 3–14. doi:10.1016/j.agee.2011.06.015

García-Gil, J.., Ceppi, S.., Velasco, M.., Polo, A., Senesi, N., 2004. Long-term effects of amendment with municipal solid waste compost on the elemental and acidic functional group composition and pH-buffer capacity of soil humic acids. Geoderma 121, 135–142. doi:10.1016/j.geoderma.2003.11.004

García-Gil, J.., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 32, 1907–1913. doi:10.1016/S0038-0717(00)00165-6

Garrigues et al. (2015). Rapport final SNOWMAN : Soil organic matter as a key factor in the provision of soil ecosystem services. Consortium scientifique: INRA, France ; Alterra, The Nethrlands, UmeaUniversity, Sweden ; Veolia, France, 162p.

Garrigues, E., Corson, M., Angers, D., van der Werf, H., Walter, C., 2012. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. Ecol. Indic. 18, 434–442. doi:10.1016/j.ecolind.2011.12.014

Gelaw, A.M., Singh, B.R., Lal, R., 2015. Soil Quality Indices for Evaluating Smallholder Agricultural Land Uses in Northern Ethiopia. Sustainability 7, 2322–2337. doi:10.3390/su7032322

Génermont S., 1996. Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole. Thèse de Doctorat. Physique et chimie de l'Atmosphère. INRA-Université Paul Sabatier, Toulouse, pp. 331p.

Génermont, S., HassounaM., Efficacité sur les EMIssions gazeuses d'itinéraires TEChniques en élevage porcin intégrant des bonnes pratiques environnementales, première journée de restitution des projets CORTEA de l'ADEME, 20 novembre 2015, Paris.

GIEC, 2006. Volume 4 : Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, Chapitre 11 : Emission de N2O des sols gérés et émission de CO2 dues au chaulage et à l'application d'urée. Hayama (Japon) : IGES Lignesdirectrices.

Giller, K.E., Beare, M.H., Lavelle, P., Izac, A.M.N., Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. Appl. Soil Ecol. 6, 3–16. doi:10.1016/S0929-1393(96)00149-7

Gilley, J.E., Eghball, B., 2002. Residual effects of compost and fertilizer applications on nutrients in runoff. Trans. Asae 45, 1905–1910.

Girard, M.-C., Walter, C., Rémy, J.-C., Berthelin, J., Morel, J.-L., 2011. Sols et environnement - 2e édition - Cours, exercices et études de cas - Livre+compléments en ligne: Cours, exercices corrigés et études de cas. Dunod.

Gis Sol. 2011. Synthèse sur l'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 24 p.

Glockner, A., Jungst, A., Zumft, W., 1993. Copper-Containing Nitrite Reductase from Pseudomonas-Aureofaciens Is Functional in a Mutationally Cytochrome-Cd(1)-Free Background (nirs-) of Pseudomonas-Stutzeri. Arch. Microbiol. 160, 18–26.

Glover, J.D., Reganold, J.P., Andrews, P.K., 2000. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. Agric. Ecosyst. Environ. 80, 29–45. doi:10.1016/S0167-8809(00)00131-6

Gong, P., Guan, X., Witter, E., 2001. A rapid method to extract ergosterol from soil by physical disruption. Appl. Soil Ecol. 17, 285–289. doi:10.1016/S0929-1393(01)00141-X

Goulding, K., 2000. Nitrate leaching from arable and horticultural land. Soil Use Manag. 16, 145–151. doi:10.1111/j.1475-2743.2000.tb00218.x

Gregorich, E.G., Rochette, P., VandenBygaart, A.J., Angers, D.A., 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. Soil Tillage Res. 83 (1): 53–72. doi:10.1016/j.still.2005.02.009

Griffiths, B.S., Díaz-Raviña, M., Ritz, K., McNicol, J.W., Ebblewhite, N., Bååth, E., 1997. Community DNA hybridisation and %G+C profiles of microbial communities from heavy metal polluted soils. FEMS Microbiol. Ecol. 24, 103–112. doi:10.1111/j.1574-6941.1997.tb00427.x

Grossman, R.B., Reinsch, T.G., 2002. 2.1 Bulk Density and Linear Extensibility, in: SSSA Book Series. Soil Science Society of America.

Grundmann, G., Rolston, D., 1987. A Water Function Approximation to Degree of Anaerobiosis Associated with Denitrification. Soil Sci. 144, 437–441. doi:10.1097/00010694-198712000-00008

Gubry-Rangin, C., Nicol, G.W., Prosser, J.I., 2010. Archaea rather than bacteria control nitrification in two agricultural acidic soils. FEMS Microbiol. Ecol. 74, 566–574. doi:10.1111/j.1574-6941.2010.00971.x

Gupta, V., Germida, J., 1988. Distribution of Microbial Biomass and Its Activity in Different Soil Aggregate Size Classes as Affected by Cultivation. Soil Biol. Biochem. 20, 777–786. doi:10.1016/0038-0717(88)90082-X

Gutser, R., Ebertseder, T., Weber, A., Schraml, M., Schmidhalter, U., 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. J. Plant Nutr. Soil Sci. 168, 439–446. doi:10.1002/jpln.200520510

Hafeez, F., Spor, A., Breuil, M.-C., Schwartz, C., Martin-Laurent, F., Philippot, L., 2012. Distribution of bacteria and nitrogen-cycling microbial communities along constructed Technosol depth-profiles. J. Hazard. Mater. 231–232, 88–97. doi:10.1016/j.jhazmat.2012.06.041

Hailu, A., Chambers, R., 2012. A Luenberger soil-quality indicator. J. Product. Anal. 38, 145–154. doi:10.1007/s11123-011-0255-x

Hallin, S., Jones, C.M., Schloter, M., Philippot, L., 2009. Relationship between N-cycling communities and ecosystem functioning in a 50-year-old fertilization experiment. Isme J. 3, 597–605. doi:10.1038/ismej.2008.128

Hao, F., Lai, X., Ouyang, W., Xu, Y., Wei, X., Song, K., 2012. Effects of Land Use Changes on the Ecosystem Service Values of a Reclamation Farm in Northeast China. Environ. Manage. 50, 888–899. doi:10.1007/s00267-012-9923-5

Hao, X., Benke, M.B., Li, C., Larney, F.J., Beauchemin, K.A., McAllister, T.A., 2011. Nitrogen transformations and greenhouse gas emissions during composting of manure from cattle fed diets containing corn dried distillers grains with solubles and condensed tannins. Anim. Feed Sci. Technol., Special Issue: Greenhouse Gases in Animal Agriculture - Finding a Balance between Food and Emissions 166–167, 539–549. doi:10.1016/j.anifeedsci.2011.04.038

Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 123, 1–14. doi:10.1016/j.agee.2007.07.004

Harmsen, J., Rulkens, W., Eijsackers, H., 2005. Bioavailability: concept for understanding or tool for predicting? Land Contam. Reclam. 13, 161–171.

Hartl, W., Erhart, E., 2005. Crop nitrogen recovery and soil nitrogen dynamics in a 10-year field experiment with biowaste compost. J. Plant Nutr. Soil Sci.-Z. Pflanzenernahrung Bodenkd. 168, 781–788. doi:10.1002/jpln.200521702

Hartmann, A., Locatelli, A., Amoureux, L., Depret, G., Jolivet, C., Gueneau, E., Neuwirth, C., 2012. Occurrence of CTX-M Producing Escherichia coli in Soils, Cattle, and Farm Environment in France (Burgundy Region). Front. Microbiol. 3. doi:10.3389/fmicb.2012.00083

Hastings, R.C., Ceccherini, M.T., Miclaus, N., Saunders, J.R., Bazzicalupo, M., McCarthy, A.J., 1997. Direct molecular biological analysis of ammonia oxidising bacteria populations in cultivated soil plots treated with swine manure. Fems Microbiol. Ecol. 23, 45–54. doi:10.1016/S0168-6496(97)00012-3

Hatzenpichler, R., 2012. Diversity, Physiology, and Niche Differentiation of Ammonia-Oxidizing Archaea. Appl. Environ. Microbiol. 78, 7501–7510. doi:10.1128/AEM.01960-12

Hatzenpichler, R., Lebedeva, E.V., Spieck, E., Stoecker, K., Richter, A., Daims, H., Wagner, M., 2008. A moderately thermophilic ammonia-oxidizing crenarchaeote from a hot spring. Proc. Natl. Acad. Sci. 105, 2134–2139. doi:10.1073/pnas.0708857105

Hawksworth, D., 1991. The Fungal Dimension of Biodiversity - Magnitude, Significance, and Conservation. Mycol. Res. 95, 641–655.

Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. Nutr. Cycl. Agroecosystems 51, 123–137. doi:10.1023/A:1009738307837

He, J.-Z., Shen, J.-P., Zhang, L.-M., Zhu, Y.-G., Zheng, Y.-M., Xu, M.-G., Di, H., 2007. Quantitative analyses of the abundance and composition of ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea of a Chinese upland red soil under long-term fertilization practices. Environ. Microbiol. 9, 2364–2374. doi:10.1111/j.1462-2920.2007.01358.x

Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Langreijer, R.M., de Haes, U., Sleeswijk, A.W.,1992.Environmental Life Cycle Assessment of Products – Backgrounds 9267.CML, Leiden. 130 p.

Hénault, C.; Grossel, A.; Mary, B.; Roussel, M.; Leonard, J., 2012. Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. Pedosphere, 22 (4): 426-433.

Hénin S., Dupuis M., 1945 - Essai de bilan de la matière organique des sols. Ann. Agron. 1945 ; 15 : 161-172.

Henry, S., Baudoin, E., López-Gutiérrez, J.C., Martin-Laurent, F., Brauman, A., Philippot, L., 2004. Quantification of denitrifying bacteria in soils by nirK gene targeted real-time PCR. J. Microbiol. Methods 59, 327–335. doi:10.1016/j.mimet.2004.07.002

Herencia, J.F., Ruiz-Porras, J.C., Melero, S., Garcia-Galavis, P.A., Morillo, E., Maqueda, C., 2007. Comparison between organic and mineral fertilization for soil fertility levels, crop macronutrient concentrations, and yield. Agron. J. 99, 973–983. doi:10.2134/agronj2006.0168

Hill, T., Walsh, K., Harris, J., Moffett, B., 2003. Using ecological diversity measures with bacterial communities. FEMS Microbiol. Ecol. 43, 1–11. doi:10.1111/j.1574-6941.2003.tb01040.x

Hillier, J., Hawes, C., Squire, G., Hilton, A., Wale, S., Smith, P., 2009. The carbon footprints of food crop production. Int. J. Agric. Sustain. 7, 107–118. doi:10.3763/ijas.2009.0419

Hochstein, L.I., Tomlinson, G.A., 1988. The Enzymes Associated with Denitrification. Annu. Rev. Microbiol. 42, 231–261. doi:10.1146/annurev.mi.42.100188.001311

Hofrichter, M., 2002. Review: lignin conversion by manganese peroxidase (MnP). Enzyme Microb. Technol., Recent Advances in Lignin Biodegradation 30, 454–466. doi:10.1016/S0141-0229(01)00528-2

Hofrichter, M., Vares, K., Scheibner, K., Galkin, S., Sipilä, J., Hatakka, A., 1999. Mineralization and solubilization of synthetic lignin by manganese peroxidases from Nematoloma frowardii and Phlebia radiata. J. Biotechnol. 67, 217–228. doi:10.1016/S0168-1656(98)00180-1

Hooper, A., Terry, K., 1979. Hydroxylamine Oxidoreductase of Nitrosomonas Production of Nitric-Oxide from Hydroxylamine. Biochim. Biophys. Acta 571, 12–20. doi:10.1016/0005-2744(79)90220-1

Hopkins, D.W., Dundee, L., Webster, E.A., Simek, M., 1997. Biological production and consumption of nitrous oxide in soils. Eur. J. Soil Biol. 33, 145–151.

Houba, V., Novozamsky, I., Lexmond, T., Vanderlee, J., 1990. Applicability of 0.01 M Cacl2 as a Single Extraction Solution for the Assessment of the Nutrient Status of Soils and Other Diagnostic Purposes. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 21, 2281–2290. doi:10.1080/00103629009368380

Houot, S., Clergeot, D., Michelin, J., Francou, C., Bourgeois, S., Caria, G., Ciesielski, H., 2002. Agronomic Value and Environmental Impacts of Urban Composts Used in Agriculture, in: Insam, H., Riddech, N., Klammer, S. (Eds.), Microbiology of Composting. Springer Berlin Heidelberg, pp. 457–472.

Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Caillaud, M.-A., Savini, I., Tibi, A., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective. INRA-CNRS-Irstea. Synthèse 113pp (http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Expertises/Toutes-les-actualites/Expertise-Mafor-effluents-boues-et-dechets-organiques#).

Huguenin, M.T., Leggett, C.G., Paterson, R.W., 2006. Economic valuation of soil fauna. Eur. J. Soil Biol. 42, S16–S22. doi:10.1016/j.ejsobi.2006.10.003

Hwang, S.J., Hanaki, K., 2000. Effects of oxygen concentration and moisture content of refuse on nitrification, denitrification and nitrous oxide production. Bioresour. Technol. 71, 159–165. doi:10.1016/S0960-8524(99)90068-8

Hynes, R.K., Knowles, R., 1984. Production of nitrous oxide by Nitrosomonas europaea: effects of acetylene, pH, and oxygen. Can. J. Microbiol. 30, 1397–1404. doi:10.1139/m84-222

Innerebner, G., Knapp, B., Vasara, T., Romantschuk, M., Insam, H., 2006. Traceability of ammonia-oxidizing bacteria in compost-treated soils. Soil Biol. Biochem. 38, 1092–1100. doi:10.1016/j.soilbio.2005.09.008

Institut de l'élevage, ITAVI, ITCF, ITP, 2001. Fertiliser avec les engrais de ferme.

Isensee, A.R., Nash, R.G., Helling, C.S., 1990. Effect of Conventional vs. No-Tillage on Pesticide Leaching to Shallow Groundwater. J. Environ. Qual. 19, 434. doi:10.2134/jeq1990.00472425001900030014x

Jaervan, M., Edesi, L., 2015. Nitrogen cycle bacteria in soils of organically and conventionally managed crop rotations. Zemdirb.-Agric. 102, 15–22. doi:10.13080/z-a.2015.102.002

Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., Bruinsma, Y., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., Ellert, B.H., Smith, E.G., 2003. The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian estimates. Nutr. Cycl. Agroecosystems 67, 85–102. doi:10.1023/A:1025195826663

Jenkinson, D.S. (Rothamsted E.S., Hart, P.B.S., Rayner, J.H., Parry, L.C., 1987. Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted.

Jenkinson, D.S., Andrew, S.P.S., Lynch, J.M., Goss, M.J., Tinker, P.B., 1990. The Turnover of Organic Carbon and Nitrogen in Soil [and Discussion]. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 329, 361–368. doi:10.1098/rstb.1990.0177

Jetten, M.S.M., Logemann, S., Muyzer, G., Robertson, L.A., deVries, S., vanLoosdrecht, M.C.M., Kuenen, J.G., 1997. Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. Antonie Van Leeuwenhoek Int. J. Gen. Mol. Microbiol. 71, 75–93. doi:10.1023/A:1000150219937

Jia, Z., Conrad, R., 2009. Bacteria rather than Archaea dominate microbial ammonia oxidation in an agricultural soil. Environ. Microbiol. 11, 1658–1671. doi:10.1111/j.1462-2920.2009.01891.x

Joergensen, R.G., Wichern, F., 2008. Quantitative assessment of the fungal contribution to microbial tissue in soil. Soil Biol. Biochem. 40, 2977–2991. doi:10.1016/j.soilbio.2008.08.017

Joniec, J., Furczak, J., 2010. Studies on Stability and Changes in Microbiological and Biochemical Activity of Podzolic Soil under Plantation of Basket Willow after Introduction of Sewage Sludge. Pol. J. Environ. Stud. 19, 921–930.

Kaiser, H.F., 1960. The application of electronic computers to factor analysis. Educ. Psychol. Meas. 20, 141–151. doi:10.1177/001316446002000116

Kandeler, E., Deiglmayr, K., Tscherko, D., Bru, D., Philippot, L., 2006. Abundance of narG, nirS, nirK, and nosZ genes of denitrifying bacteria during primary successions of a glacier foreland. Appl. Environ. Microbiol. 72, 5957–5962. doi:10.1128/AEM.00439-06

Karlen, D.L., Ditzler, C.A., Andrews, S.S., 2003. Soil quality: why and how? Geoderma, The assessment of soil quality 114, 145–156. doi:10.1016/S0016-7061(03)00039-9

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. Soil Sci. Soc. Am. J. 61, 4–10.

Karlen, D.L., Stott, D.E., 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. Soil Science Society of America Inc. (SSSA), Madison, USA.

Karlen, D.L., Varvel, G.E., Johnson, J.M.F., Baker, J.M., Osborne, S.L., Novak, J.M., Adler, P.R., Roth, G.W., Birrell, S.J., 2011. Monitoring Soil Quality to Assess the Sustainability of Harvesting Corn Stover. Agron. J. 103, 288. doi:10.2134/agronj2010.0160s

Karlen, D.L., Wollenhaupt, N.C., Erbach, D.C., Berry, E.C., Swan, J.B., Eash, N.S., Jordahl, J.L., 1994. Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. Soil Tillage Res. 31, 149–167. doi:10.1016/0167-1987(94)90077-9

Kaszab, E., Szoboszlay, S., Dobolyi, C., Hahn, J., Pek, N., Kriszt, B., 2011. Antibiotic resistance profiles and virulence markers of Pseudomonas aeruginosa strains isolated from composts. Bioresour. Technol. 102, 1543–1548. doi:10.1016/j.biortech.2010.08.027

Kätterer, T., Börjesson, G., Kirchmann, H., 2014. Changes in organic carbon in topsoil and subsoil and microbial community composition caused by repeated additions of organic amendments and N fertilisation in a long-term field experiment in Sweden. Agric. Ecosyst. Environ. 189, 110–118. doi:10.1016/j.agee.2014.03.025

Keil, D., Meyer, A., Berner, D., Poll, C., Schützenmeister, A., Piepho, H.-P., Vlasenko, A., Philippot, L., Schloter, M., Kandeler, E., Marhan, S., 2011. Influence of land-use intensity on the spatial distribution of N-cycling microorganisms in grassland soils. FEMS Microbiol. Ecol. 77, 95–106. doi:10.1111/j.1574-6941.2011.01091.x

Kelly, J.J., Policht, K., Grancharova, T., Hundal, L.S., 2011. Distinct Responses in Ammonia-Oxidizing Archaea and Bacteria after Addition of Biosolids to an Agricultural Soil. Appl. Environ. Microbiol. 77, 6551–6558. doi:10.1128/AEM.02608-10

Khaleel, R., Reddy, K., Overcash, M., 1981. Changes in Soil Physical-Properties Due to Organic Waste Applications - a Review. J. Environ. Qual. 10, 133–141.

Kibblewhite, M.G., Ritz, K., Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 363, 685–701. doi:10.1098/rstb.2007.2178

Kirk, T.K., Connors, W.J., Zeikus, J.G., 1976. Requirement for a Growth Substrate During Lignin Decomposition by Two Wood-Rotting Fungi. Appl. Environ. Microbiol. 32, 192–194.

Kleber, M., Nikolaus, P., Kuzyakov, Y., Stahr, K. 2000.Formation of mineral N (NH4+, NO3-) during mineralization of organic matter from coal refuse material and municipal sludge. Journal of Plant nutrition and Soil Science. 163: 73-80.

Kleinhenz, M.D.; Cardina, J., 2003. Compost application effects on weed populations and crop yield and quality in three early-maturing, organically-managed potato (Solanum tuberosum) cultivars. In: Yada, R.Y., ed. Potatoes - Healthy Food for Humanity: International Developments in Breeding, Production, Protection and Utilization. Leuven 1: International Society Horticultural Science (Acta Horticulturae), 337-343.

Kowalchuk, G.A., Naoumenko, Z.S., Derikx, P.J.L., Felske, A., Stephen, J.R., Arkhipchenko, I.A., 1999. Molecular Analysis of Ammonia-Oxidizing Bacteria of the β Subdivision of the Class Proteobacteria in Compost and Composted Materials. Appl. Environ. Microbiol. 65, 396–403.

Kragt, M.E., Robertson, M.J., 2014. Quantifying ecosystem services trade-offs from agricultural practices. Ecol. Econ. 102, 147–157. doi:10.1016/j.ecolecon.2014.04.001

Kremer, R.J., Li, J., 2003. Developing weed-suppressive soils through improved soil quality management. Soil Tillage Res., Soil Agroecosystems: Impacts of Management on Soil Health and Crop Diseases 72, 193–202. doi:10.1016/S0167-1987(03)00088-6

Kundu, S., Bhattacharyya, R., Prakash, V., Ghosh, B.N., Gupta, H.S., 2007. Carbon sequestration and relationship between carbon addition and storage under rainfed soybean–wheat rotation in a sandy loam soil of the Indian Himalayas. Soil Tillage Res. 92, 87–95. doi:10.1016/j.still.2006.01.009

Kuykendall H . 2008. Soil Quality Physical Indicators: Selecting Dynamic Soil Properties to Assess Soil Function. Soil Quality Technical Note No. 10. US Department of Agriculture, Greensboro

Lacour, S., Galiegue, Y., Vaitilingom, G., Pradel, M., Gallet, P., Guiscafre, P., 2010. The contribution of field experiments to Life cycle assessment of agricultural works: application to spreading works. Cemagref, CEMAGREF, CNAM-EA 21/TSAN, Pare de Tourvoie BP 44, 92136 Antony Cedex, France.

Ladd, J., Amato, M., Oades, J., 1985. Decomposition of plant material in Australian soils. III. Residual organic and microbial biomass C and N from isotope-labelled legume material and soil organic matter, decomposing under field conditions. Soil Res. 23, 603–611.

Lal, R., 1994. Methods and Guidelines for Assessing Sustainable Use of Soil and Water Resources in the Tropics. Soil Management Support Services, Soil Conservation Service, U.S. Dept. of Agriculture.

Lal, R., 2004. Agricultural activities and the global carbon cycle. Nutr. Cycl. Agroecosystems 70, 103–116. doi:10.1023/B:FRES.0000048480.24274.0f

Lal, R., 2011. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. Food Policy 36, Supplement 1, S33–S39. doi:10.1016/j.foodpol.2010.12.001

Lal, R., Follett, F., Stewart, B.A., Kimble, J.M., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. Soil Sci. 304, 1623–1627. doi:10.1097/ss.0b013e31815cc498

Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A., 1997. Soil Processes and the Carbon Cycle. CRC Press.

Lalande, R., Gagnon, B., Simard, R.R., Côté, D., 2000. Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long-term field trial. Can. J. Soil Sci. 80, 263–269. doi:10.4141/S99-064

Larkin, R.P., Honeycutt, C.W., Griffin, T.S., Olanya, O.M., Halloran, J.M., He, Z., 2011. Effects of different potato cropping system approaches and water management on soilborne diseases and soil microbial communities. Phytopathology 101, 58–67. doi:10.1094/PHYTO-04-10-0100

Larson, W.E., Pierce, F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. International Board for Soil Research and Management Inc. (IBSRAM), Bangkok, Thailand.

Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuries, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Lineres, 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. doi:10.1016/j.biortech.2009.08.025

Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuries, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Lineres, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., Houot, S.,

2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. Eur. J. Soil Sci. 60, 297–310. doi:10.1111/j.1365-2389.2008.01110.x

Lavenir, R., Jocktane, D., Laurent, F., Nazaret, S., Cournoyer, B., 2007. Improved reliability of Pseudomonas aeruginosa PCR detection by the use of the species-specific ecfX gene target. J. Microbiol. Methods 70, 20–29. doi:10.1016/j.mimet.2007.03.008

Laville, P., Michelin, J., Houot, S., Gueudet, J.-C., Rampon, J.N., Labat, C., Vaudour, E., n.d. Soil N2O Emissions from Recovered Organic Waste Application in Versailles Plain (France): A Laboratory Approach. Waste Biomass Valorization 1–13. doi:10.1007/s12649-013-9249-4

Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. Eur. J. Soil Sci. 48, 39–48.

Le Cadre, E., Genermont, S., Decuq, C., Recous, S., Cellier, P., 2005. A laboratory system to estimate ammonia volatilization. Agron. Sustain. Dev. 25, 101–107. doi:10.1051/agro:2004060

Lefebvre, M.-P., 2010. Spatialisation de modèles de fonctionnement hydromécanique des sols appliquée à la prévision des risques de tassement à l'échelle de la France (phdthesis). Université d'Orléans.

Leininger, S., Urich, T., Schloter, M., Schwark, L., Qi, J., Nicol, G.W., Prosser, J.I., Schuster, S.C., Schleper, C., 2006. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. Nature 442, 806–809. doi:10.1038/nature04983

Leip, A., Busto, M., Winiwarter, W., 2011. Developing spatially stratified N2O emission factors for Europe. Environ. Pollut. 159, 3223–3232. doi:10.1016/j.envpol.2010.11.024

Leonowicz, A., Matuszewska, A., Luterek, J., Ziegenhagen, D., Wojtaś-Wasilewska, M., Cho, N.-S., Hofrichter, M., Rogalski, J., 1999. Biodegradation of Lignin by White Rot Fungi. Fungal Genet. Biol. 27, 175–185. doi:10.1006/fgbi.1999.1150

Leroy, B.L.M., Schmidt, O., Van den Bossche, A., Reheul, D., Moens, M., 2008. Earthworm population dynamics as influenced by the quality of exogenous organic matter. Pedobiologia 52, 139–150. doi:10.1016/j.pedobi.2008.07.001

Leroy, B.L.M., Van den Bossche, A., De Neve, S., Reheul, D., Moens, M., 2007. The quality of exogenous organic matter: Short-term influence on earthworm abundance. Eur. J. Soil Biol. 43, Supplement 1, S196–S200. doi:10.1016/j.ejsobi.2007.08.015

Lessard, R., Rochette, P., Gregorich, E.G., Pattey, E., Desjardins, R.L., 1996. Nitrous Oxide Fluxes from Manure-Amended Soil under Maize. J. Environ. Qual. 25, 1371. doi:10.2134/jeq1996.00472425002500060029x

Levanon, D., Meisinger, J.J., Codling, E.E., Starr, J.L., 1994. Impact of tillage on microbial activity and the fate of pesticides in the upper soil. Water. Air. Soil Pollut. 72, 179–189. doi:10.1007/BF01257123

Levičnik-Höfferle, Š., Nicol, G.W., Ausec, L., Mandić-Mulec, I., Prosser, J.I., 2012. Stimulation of thaumarchaeal ammonia oxidation by ammonia derived from organic nitrogen but not added inorganic nitrogen. FEMS Microbiol. Ecol. 80, 114–123. doi:10.1111/j.1574-6941.2011.01275.x

Liebig, M.A., Varvel, G., Doran, J., 2001. A simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. Agron. J. 93, 313–318.

Lindsey, A.J., Renner, K.A., Everman, W.J., 2012. Cured Dairy Compost Influence on Weed Competition and on "Snowden" Potato Yield. Weed Technol. 27, 378–388. doi:10.1614/WT-D-12-00124.1

Linères M., Djakovitch J.L., 1993 - Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. Journées de Blois -GEMAS - COMIFER - Novembre 1993

Lionel Ranjard, F.P., 1998. A single procedure to recover DNA from the surface or inside aggregates and in various size fractions of soil suitable for PCR-based assays of bacterial communities. Eur. J. Soil Biol. 34, 89–97. doi:10.1016/S1164-5563(99)90006-7

Liu, N., He, H., Xie, H., Bai, Z., Zhang, X., Peng, C., Zhu, P., Ren, J., Wang, L., 2010. Impacts of long-term inorganic and organic fertilization on lignin in a Mollisol. J. Soils Sediments 10, 1466–1474. doi:10.1007/s11368-010-0298-z

Locatelli, A., Depret, G., Jolivet, C., Henry, S., Dequiedt, S., Piveteau, P., Hartmann, A., 2013. Nation-wide study of the occurrence of Listeria monocytogenes in French soils using culture-based and molecular detection methods. J. Microbiol. Methods 93, 242–250. doi:10.1016/j.mimet.2013.03.017

Loro, P.J., Bergstrom, D.W., Beauchamp, E.G., 1997. Intensity and duration of denitrification following application of manure and fertilizer to soil. J. Environ. Qual. 26, 706–713.

Lucas, S.T., D'Angelo, E.M., Williams, M.A., 2014. Improving soil structure by promoting fungal abundance with organic soil amendments. Appl. Soil Ecol. 75, 13–23. doi:10.1016/j.apsoil.2013.10.002

Lundell, T., Leonowicz, A., Rogalski, J., Hatakka, A., 1990. Formation and Action of Lignin-Modifying Enzymes in Cultures of Phlebia radiata Supplemented with Veratric Acid. Appl. Environ. Microbiol. 56, 2623–2629.

Luske, B., 2010. Reduced GHG emissions due to compost production and compost use in Egypt (Report). Louis Bolk Institute.

MAAF, 2015. Communiqué de presse "Regoignez l'initiative 4 pour 1000 : le sol pour la sécurité alimentaire et le climat", http://agriculture.gouv.fr/agriculture-et-foret/environnement-et-climat

Macdonald, C.A., Clark, I.M., Zhao, F.-J., Hirsch, P.R., Singh, B.K., McGrath, S.P., 2011. Long-term impacts of zinc and copper enriched sewage sludge additions on bacterial, archaeal and fungal communities in arable and grassland soils. Soil Biol. Biochem. 43, 932–941. doi:10.1016/j.soilbio.2011.01.004

Maillard, É., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. Glob. Change Biol. 20, 666–679. doi:10.1111/gcb.12438

Manerkar, M.A., Seena, S., Bärlocher, F., 2008. Q-RT-PCR for Assessing Archaea, Bacteria, and Fungi During Leaf Decomposition in a Stream. Microb. Ecol. 56, 467–473. doi:10.1007/s00248-008-9365-z

Marcote, I., Hernández, T., García, C., Polo, A., 2001. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. Bioresour. Technol. 79, 147–154. doi:10.1016/S0960-8524(01)00048-7

María Teresa Barral, R.P., 2009. Utilization of MSW compost for organic matter conservation in agricultural soils of NW Spain. Resour. Conserv. Recycl. 529–534. doi:10.1016/j.resconrec.2009.04.001

Marmo, L., 2008. EU strategies and policies on soil and waste management to offset greenhouse gas emissions. Waste Manag., OECD Workshop - Soils and Waste Management: A Challenge to Climate Change 28, 685–689. doi:10.1016/j.wasman.2007.09.030

Marmo, L., Feix, I., Bourmeau, E., Amlinger, F., Bannick, C.G., De Neve, S., Favoino, E., Gendebien, A., Gibert, J., Givelet, M., Leifert, I., Morris, R., Rodriguez Cruz, A., Ruck, F., Siebert, S., Tittarelli, F., 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection, vol. 3, taskegroup 4 Exogenous Organic Matter.

Marstorp, H., Guan, X., Gong, P., 2000. Relationship between dsDNA, chloroform labile C and ergosterol in soils of different organic matter contents and pH. Soil Biol. Biochem. 32, 879–882. doi:10.1016/S0038-0717(99)00210-2

Martens-Habbena, W., Berube, P.M., Urakawa, H., de la Torre, J.R., Stahl, D.A., 2009. Ammonia oxidation kinetics determine niche separation of nitrifying Archaea and Bacteria. Nature 461, 976–979. doi:10.1038/nature08465

Martinez-Blanco, J., Colon, J., Gabarrell, X., Font, X., Sanchez, A., Artola, A., Rieradevall, J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. Waste Manag. 30, 983–994. doi:10.1016/j.wasman.2010.02.023

Martinez-Blanco, J., Lazcano, C., Christensen, T.H., Munoz, P., Rieradevall, J., Moller, J., Anton, A., Boldrin, A., 2013. Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. Agron. Sustain. Dev. 33, 721–732. doi:10.1007/s13593-013-0148-7

Martin-Laurent, F., Philippot, L., Hallet, S., Chaussod, R., Germon, J.C., Soulas, G., Catroux, G., 2001. DNA Extraction from Soils: Old Bias for New Microbial Diversity Analysis Methods. Appl. Environ. Microbiol. 67, 2354–2359. doi:10.1128/AEM.67.5.2354-2359.2001

Masto, R.E., Chhonkar, P.K., Singh, D., Patra, A.K., 2007. Soil quality response to long-term nutrient and crop management on a semi-arid Inceptisol. Agric. Ecosyst. Environ. 118, 130–142. doi:10.1016/j.agee.2006.05.008

Matsi, T., Lithourgidis, A.S., Barbayiannis, N., 2015. Effect of Liquid Cattle Manure on Soil Chemical Properties and Corn Growth in Northern Greece. Exp. Agric. 51, 435–450. doi:10.1017/S0014479714000404

McCarty, G.W., 1999. Modes of action of nitrification inhibitors. Biol. Fertil. Soils 29, 1–9. doi:10.1007/s003740050518

Mendoza-Gonzalez, G., Martinez, M.L., Lithgow, D., Perez-Maqueo, O., Simonin, P., 2012. Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico. Ecol. Econ. 82, 23–32. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.07.018

Miller, M.N., Zebarth, B.J., Dandie, C.E., Burton, D.L., Goyer, C., Trevors, J.T., 2009. Influence of Liquid Manure on Soil Denitrifier Abundance, Denitrification, and Nitrous Oxide Emissions. Soil Sci. Soc. Am. J. 73, 760–768. doi:10.2136/sssaj2008.0059

Miller, M.N., Zebarth, B.J., Dandie, C.E., Burton, D.L., Goyer, C., Trevors, J.T., 2008. Crop residue influence on denitrification, N2O emissions and denitrifier community abundance in soil. Soil Biol. Biochem. 40, 2553–2562. doi:10.1016/j.soilbio.2008.06.024

Miola, E.C.C., Rochette, P., Chantigny, M.H., Angers, D.A., Aita, C., Gasser, M.-O., Pelster, D.E., Bertrand, N., 2014. Ammonia Volatilization after Surface Application of Laying-Hen and Broiler-Chicken Manures. J. Environ. Qual. 43, 1864–1872. doi:10.2134/jeq2014.05.0237

Mkhabela, M.S., Gordon, R., Burton, D., Madani, A., Hart, W., Elmi, A., 2006. Ammonia and nitrous oxide emissions from two acidic soils of Nova Scotia fertilised with liquid hog manure mixed with or without dicyandiamide. Chemosphere 65, 1381–1387. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.04.062

Moeskops, B., Buchan, D., Van Beneden, S., Fievez, V., Sleutel, S., Gasper, M.S., D'Hose, T., De Neve, S., 2012. The impact of exogenous organic matter on SOM contents and microbial soil quality. Pedobiologia 55, 175–184. doi:10.1016/j.pedobi.2012.03.001

Möller, K., Stinner, W., 2009. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). Eur. J. Agron. 30, 1–16. doi:10.1016/j.eja.2008.06.003

Monaco, S., Hatch, D.J., Sacco, D., Bertora, C., Grignani, C., 2008. Changes in chemical and biochemical soil properties induced by 11-yr repeated additions of different organic materials in maize-based forage systems. Soil Biol. Biochem. 40, 608–615. doi:10.1016/j.soilbio.2007.09.015

Morvan, T., Nicolardot, B., Péan, L., 2005. Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. Biol. Fertil. Soils 42, 513–522. doi:10.1007/s00374-005-0045-6

Morvan, X., Saby, N., Arrouays, D., Le Bas, C., Jones, R., Verheijen, F., Bellamy, P., Stephens, M., Kibblewhite, M., 2008. Soil monitoring in Europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. Sci. Total Environ. 391, 1–12. doi:10.1016/j.scitotenv.2007.10.046

Mukherjee, A., Lal, R., 2014. Comparison of Soil Quality Index Using Three Methods. Plos One 9, e105981. doi:10.1371/journal.pone.0105981

Muyzer, G., Waal, E.C. de, Uitterlinden, A.G., 1993. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. Appl. Environ. Microbiol. 59, 695–700.

N'dayegamiye A. et D. Côté. 1996. Effet d'application à long terme de fumier de bovins, de lisier de porcs et de l'engrais minéral sur la teneur en matière organique et la structure du sol. Agrosol 9 : 31-35.

Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G., 2003. The links between microbial diversity and soil functions. Organization Economic Cooperation & Development, Paris.

Nannipieri, P., Pedrazzini, F., Arcara, P.G., Piovanelli, C., 1979. Changes in amino acids, enzyme activities, and biomass during soil microbial growth. Soil Sci. 127, 26–34.

Nemecek et al. 2007. Life cycle inventories of agricultural production systems. Ecoinvent n°15 report. 360p

Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., Gaillard, G., 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. Agric. Syst. 104, 217–232. doi:10.1016/j.agsy.2010.10.002

Nett, L., Averesch, S., Ruppel, S., Ruehlmann, J., Feller, C., George, E., Fink, M., 2010. Does long-term farmyard manure fertilization affect short-term nitrogen mineralization from farmyard manure? Biol. Fertil. Soils 46, 159–167. doi:10.1007/s00374-009-0416-5

Nevens, F., Reheul, D., 2003. The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use. Eur. J. Agron. 19, 189–203. doi:10.1016/S1161-0301(02)00036-9

Newell S.Y., 1992. Estimating fungal biomass and productivity in decomposition litter, in: The Fungal Community: Its Organization and Role in the Ecosystem. pp. 521–561.

Nicol, G.W., Leininger, S., Schleper, C., Prosser, J.I., 2008. The influence of soil pH on the diversity, abundance and transcriptional activity of ammonia oxidizing archaea and bacteria. Environ. Microbiol. 10, 2966–2978. doi:10.1111/j.1462-2920.2008.01701.x

Nightingale, K.K., Schukken, Y.H., Nightingale, C.R., Fortes, E.D., Ho, A.J., Her, Z., Grohn, Y.T., McDonough, P.L., Wiedmann, M., 2004. Ecology and transmission of Listeria monocytogenes infecting ruminants and in the farm environment. Appl. Environ. Microbiol. 70, 4458–4467. doi:10.1128/AEM.70.8.4458-4467.2004

Noirot-cosson. 2016. Thèse « Optimisation de l'insertion des Produits Résiduaires Organiques dans les systèmes de cultures d'un territoire francilien: évolution des stocks de carbone organique et substitution des engrais minéraux », 259p.

Obade, V. de P., Lal, R., 2014. Soil quality evaluation under different land management practices. Environ. Earth Sci. 72, 4531–4549. doi:10.1007/s12665-014-3353-z

Ochsenreiter, T., Selezi, D., Quaiser, A., Bonch-Osmolovskaya, L., Schleper, C., 2003. Diversity and abundance of Crenarchaeota in terrestrial habitats studied by 16S RNA surveys and real time PCR. Environ. Microbiol. 5, 787–797. doi:10.1046/j.1462-2920.2003.00476.x

Ogle, S.M., Breidt, F.J., Paustian, K., 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. Biogeochemistry 72, 87–121. doi:10.1007/s10533-004-0360-2

Okano, Y., Hristova, K.R., Leutenegger, C.M., Jackson, L.E., Denison, R.F., Gebreyesus, B., Lebauer, D., Scow, K.M., 2004. Application of Real-Time PCR To Study Effects of Ammonium on Population Size of Ammonia-Oxidizing Bacteria in Soil. Appl. Environ. Microbiol. 70, 1008–1016. doi:10.1128/AEM.70.2.1008-1016.2004

Pain, B.F., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., 1999. Controlling losses of nitrogen as ammonia from manures. British Grassland Society (BGS), Reading, UK.

Parham, J.A., Deng, S.P., Raun, W.R., Johnson, G.V., 2002. Long-term cattle manure application in soil - I. Effect on soil phosphorus levels, microbial biomass C, and dehydrogenase and phosphatase activities. Biol. Fertil. Soils 35, 328–337. doi:10.1007/s00374-002-0476-2

Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S., Misselbrook, T., 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. Bioresour. Technol. 91, 171–178. doi:10.1016/S0960-8524(03)00174-3

Parnaudeau, V., Génermont, S., Hénault, C., Farrugia, A., Robert, P., Nicolardot, B., 2009. Measured and Simulated Nitrogen Fluxes after Field Application of Food-Processing and Municipal Organic Wastes. J. Environ. Qual. 38, 268. doi:10.2134/jeq2007.0486

Parnaudeau, V.; Nicolardot, B.; Pages, J., 2004. Relevance of organic matter fractions as predictors of wastewater sludge mineralization in soil.Journal of Environmental Quality, 33 (5): 1885-1894.

Pascual, J.A., Garcia, C., Hernandez, T., Ayuso, M., 1997. Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. Biol. Fertil. Soils 24, 429–434. doi:10.1007/s003740050268

Pascual, J.A., Moreno, J.L., Hernandez, T., Garcia, C., 2002. Persistence of immobilised and total urease and phosphatase activities in a soil amended with organic wastes. Bioresour. Technol. 82, 73–78. doi:10.1016/S0960-8524(01)00127-4

Pataki, D.E., Carreiro, M.M., Cherrier, J., Grulke, N.E., Jennings, V., Pincetl, S., Pouyat, R.V., Whitlow, T.H., Zipperer, W.C., 2011. Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. Front. Ecol. Environ. 9, 27–36. doi:10.1890/090220

Paul, J., Beauchamp, E., Zhang, X., 1993. Nitrous and Nitric-Oxide Emissions During Nitrification and Denitrification from Manure-Amended Soil in the Laboratory. Can. J. Soil Sci. 73, 539–553.

Peeler, T.C., Stephenson, M.B., Einspahr, K.J., Thompson, G.A., 1989. Lipid Characterization of an Enriched Plasma Membrane Fraction of Dunaliella salina Grown in Media of Varying Salinity. Plant Physiol. 89, 970–976.

Pellerin S, Bamière L. Angers D. Béline F., Benoît M., Butault J.-P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F, Hassouna M, Hénault C., Jeuffroy M.-H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L. Quels leviers techniques pour l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole ? Innovations Agronomiques 37 (2014), 1-10

Pellerin, S.; Dorioz, J.M.; Morel, C., 2005. Bilan environnemental du phosphore. In: Girard, M.C.; Walter, C.; Rémy, J.C.; Berthelin, J.; Morel, J.L., eds. Sols et environnement. Cours, exercices et études de cas. 2e cycle, master, écoles d'ingénieurs, professionnels. Dunod, 628-649.

Pelster, D.E., Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Rieux, C., Vanasse, A., 2012. Nitrous Oxide Emissions Respond Differently to Mineral and Organic Nitrogen Sources in Contrasting Soil Types. J. Environ. Qual. 41, 427. doi:10.2134/jeq2011.0261

Peltre, C., Christensen, B.T., Dragon, S., Icard, C., Katterer, T., Houot, S., 2012. RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. Soil Biol. Biochem. 52, 49–60. doi:10.1016/j.soilbio.2012.03.023

Perala, P., Kapuinen, P., Esala, M., Tyynela, S., Regina, K., 2006. Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N2O and CH4 fluxes from a barley field in southern Finland. Agric. Ecosyst. Environ. 117, 71–78. doi:10.1016/j.agee.2006.03.027

Peres, G., Cluzeau, D., Menasseri, S., Soussana, J.F., Bessler, H., Engels, C., Habekost, M., Gleixner, G., Weigelt, A., Weisser, W.W., Scheu, S., Eisenhauer, N., 2013. Mechanisms linking plant community properties to soil aggregate stability in an experimental grassland plant diversity gradient. Plant Soil 373, 285–299. doi:10.1007/s11104-013-1791-0

Peres, G., Vandenbulcke, F., Guernion, M., Hedde, M., Beguiristain, T., Douay, F., Houot, S., Piron, D., Richard, A., Bispo, A., Grand, C., Galsomies, L., Cluzeau, D., 2011. Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). Pedobiologia 54, S77–S87. doi:10.1016/j.pedobi.2011.09.015

Perez-Piqueres, A., Edel-Hermann, W., Alabouvette, C., Steinberg, C., 2006. Response of soil microbial communities to compost amendments. Soil Biol. Biochem. 38, 460–470. doi:10.1016/j.soilbio.2005.05.025

Petersen, D.G., Blazewicz, S.J., Firestone, M., Herman, D.J., Turetsky, M., Waldrop, M., 2012. Abundance of microbial genes associated with nitrogen cycling as indices of biogeochemical process rates across a vegetation gradient in Alaska. Environ. Microbiol. 14, 993–1008. doi:10.1111/j.1462-2920.2011.02679.x

Philibert, A., Loyce, C., Makowski, D., 2012. Quantifying Uncertainties in N2O Emission Due to N Fertilizer Application in Cultivated Areas. Plos One 7, e50950. doi:10.1371/journal.pone.0050950

Phillips, S.B., Mullins, G.L., Donohue, S.J., 2002. Changes in snap bean yield, nutrient composition, and soil chemical characteristics when using broiler litter as fertilizer source. J. Plant Nutr. 25, 1607–1620. doi:10.1081/PLN-120006046

Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T., Cliff, B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. Bioscience 47, 747–757. doi:10.2307/1313097

Pitkäranta, M., Meklin, T., Hyvärinen, A., Paulin, L., Auvinen, P., Nevalainen, A., Rintala, H., 2008. Analysis of Fungal Flora in Indoor Dust by Ribosomal DNA Sequence Analysis, Quantitative PCR, and Culture. Appl. Environ. Microbiol. 74, 233–244. doi:10.1128/AEM.00692-07

Planquart, P., Bonin, G., Prone, A., Massiani, C., 1999. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. Sci. Total Environ. 241, 161–179. doi:10.1016/S0048-9697(99)00338-1

Poth, M., Focht, D.D., 1985. 15N Kinetic Analysis of N2O Production by Nitrosomonas europaea: an Examination of Nitrifier Denitrification. Appl. Environ. Microbiol. 49, 1134–1141.

Poulsen, P.H.B., Al-Soud, W.A., Bergmark, L., Magid, J., Hansen, L.H., Sørensen, S.J., 2013. Effects of fertilization with urban and agricultural organic wastes in a field trial – Prokaryotic diversity investigated by pyrosequencing. Soil Biol. Biochem. 57, 784–793. doi:10.1016/j.soilbio.2011.12.023

Poulsen, P.H.B., Magid, J., Luxhoi, J., Neergaard, A. de, 2013. Effects of fertilization with urban and agricultural organic wastes in a field trial - waste imprint on soil microbial activity. Soil Biol. Biochem. 57. doi:10.1016/j.soilbio.2012.02.031

Powlson, D.S., Gregory, P.J., Whalley, W.R., Quinton, J.N., Hopkins, D.W., Whitmore, A.P., Hirsch, P.R., Goulding, K.W.T., 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. Food Policy 36, S72–S87. doi:10.1016/j.foodpol.2010.11.025

Pradel et al. 2013. Analyses du cycle de vie des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées, rapport final, IRSTEA, ONEMA, 110p.

Pradel, M., Houot, S., Pons, M.-N., Caillaud, M.-A., Savini, I., Tibi, A., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective. INRA-CNRS-Irstea. Synthèse 113pp (http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Expertises/Toutes-les-actualites/Expertise-Mafor-effluents-boues-et-dechets-organiques#).

Prapaspongsa, T., Poulsen, T.G., Hansen, J.A., Christensen, P., 2010. Energy production, nutrient recovery and greenhouse gas emission potentials from integrated pig manure

management systems. Waste Manag. Res. 28, 411–422. doi:10.1177/0734242X09338728

Prosser, J.I., 2002. Molecular and functional diversity in soil micro-organisms. Plant Soil 244, 9–17. doi:10.1023/A:1020208100281

Prosser, J.I., Nicol, G.W., 2008. Relative contributions of archaea and bacteria to aerobic ammonia oxidation in the environment. Environ. Microbiol. 10, 2931–2941. doi:10.1111/j.1462-2920.2008.01775.x

Puglisi, E., Del Re, A.A.M., Rao, M.A., Gianfreda, L., 2006. Development and validation of numerical indexes integrating enzyme activities of soils. Soil Biol. Biochem. 38, 1673–1681. doi:10.1016/j.soilbio.2005.11.021

Pulleman, M., Creamer, R., Hamer, U., Helder, J., Pelosi, C., Peres, G., Rutgers, M., 2012. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services-an overview of European approaches. Curr. Opin. Environ. Sustain. 4, 529–538. doi:10.1016/j.cosust.2012.10.009

Quirós, R., Villalba, G., Muñoz, P., Font, X., Gabarrell, X., 2014. Environmental and agronomical assessment of three fertilization treatments applied in horticultural open field crops. J. Clean. Prod. 67, 147–158. doi:10.1016/j.jclepro.2013.12.039

Ranjard, L., Poly, F., Lata, J.C., Mougel, C., Thioulouse, J., Nazaret, S., 2001. Characterization of bacterial and fungal soil communities by automated ribosomal intergenic spacer analysis fingerprints: Biological and methodological variability. Appl. Environ. Microbiol. 67, 4479–4487. doi:10.1128/AEM.67.10.4479-4487.2001

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 107, 5242–5247. doi:10.1073/pnas.0907284107

Rezaei, S.A., Gilkes, R.J., Andrews, S.S., 2006. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. Geoderma 136, 229–234. doi:10.1016/j.geoderma.2006.03.021

Righi, S., Oliviero, L., Pedrini, M., Buscaroli, A., Della Casa, C., 2013. Life Cycle Assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches. J. Clean. Prod. 44, 8–17. doi:10.1016/j.jclepro.2012.12.004

Robinson, D., Lebron, I., Vereecken, H., 2009. On the Definition of the Natural Capital of Soils: A Framework for Description, Evaluation, and Monitoring. Soil Sci. Soc. Am. J. 73, 1904–1911.

Rochette, P., 2008. No-till only increases N2O emissions in poorly-aerated soils. Soil Tillage Res. 101, 97–100. doi:10.1016/j.still.2008.07.011

Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., MacDonald, J.D., Bissonnette, N., Bertrand, N., 2009. Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils: A laboratory comparison. Soil Tillage Res. 103, 310–315. doi:10.1016/j.still.2008.10.028

Rochette, P., Chantigny, M.H., Angers, D.A., Bertrand, N., Cote, D., 2001. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. Can. J. Soil Sci. 81, 515–523.

Ros, M., Klammer, S., Knapp, B., Aichberger, K., Insam, H., 2006a. Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. Soil Use Manag. 22, 209–218. doi:10.1111/j.1475-2743.2006.00027.x

Ros, M., Pascual, J.A., Garcia, C., Hernandez, M.T., Insam, H., 2006b. Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different composts. Soil Biol. Biochem. 38, 3443–3452. doi:10.1016/j.soilbio.2006.05.017

Rosen, C.J., Allan, D.L., 2007. Exploring the Benefits of Organic Nutrient Sources for Crop Production and Soil Quality. HortTechnology 17, 422–430.

Rossi, J.-P., Franc, A., Rousseau, G.X., 2009. Indicating soil quality and the GISQ. Soil Biol. Biochem. 41, 444–445. doi:10.1016/j.soilbio.2008.10.004

Rousk, J., Bååth, E., 2007. Fungal and bacterial growth in soil with plant materials of different C/N ratios. FEMS Microbiol. Ecol. 62, 258–267. doi:10.1111/j.1574-6941.2007.00398.x

Rousk, J., Brookes, P.C., Bååth, E., 2009. Contrasting Soil pH Effects on Fungal and Bacterial Growth Suggest Functional Redundancy in Carbon Mineralization. Appl. Environ. Microbiol. 75, 1589–1596. doi:10.1128/AEM.02775-08

Rutgers, M., Schouten, A.J., Bloem, J., Van Eekeren, N., De Goede, R.G.M., Jagersop Akkerhuis, G. a. J.M., Van der Wal, A., Mulder, C., Brussaard, L., Breure, A.M., 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. Eur. J. Soil Sci. 60, 820–832. doi:10.1111/j.1365-2389.2009.01163.x

Rutgers, M., van Wijnen, H.J., Schouten, A.J., Mulder, C., Kuiten, A.M.P., Brussaard, L., Breure, A.M., 2012. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. Sci. Total Environ. 415, 39–48. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.04.041

Saer, A., Lansing, S., Davitt, N.H., Graves, R.E., 2013. Life cycle assessment of a food waste composting system: environmental impact hotspots. J. Clean. Prod. 52, 234–244. doi:10.1016/j.jclepro.2013.03.022

Saison, C., Degrange, V., Oliver, R., Millard, P., Commeaux, C., Montange, D., Le Roux, X., 2006. Alteration and resilience of the soil microbial community following compost amendment: effects of compost level and compost-borne microbial community. Environ. Microbiol. 8, 247–257. doi:10.1111/j.1462-2920.2005.00892.x

Santos, J.A., Nunes, L. a. P.L., Melo, W.J., Araujo, A.S.F., 2011. Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass of two different soils. Eur. J. Soil Biol. 47, 146–151. doi:10.1016/j.ejsobi.2011.01.002

Schauss, K., Focks, A., Leininger, S., Kotzerke, A., Heuer, H., Thiele-Bruhn, S., Sharma, S., Wilke, B.-M., Matthies, M., Smalla, K., Munch, J.C., Amelung, W., Kaupenjohann,

M., Schloter, M., Schleper, C., 2009. Dynamics and functional relevance of ammonia-oxidizing archaea in two agricultural soils. Environ. Microbiol. 11, 446–456. doi:10.1111/j.1462-2920.2008.01783.x

Scherer, H.W., Metker, D.J., Welp, G., 2011. Effect of long-term organic amendments on chemical and microbial properties of a luvisol. Plant Soil Environ. 57, 513–518.

Schleper, C., Nicol, G.W., 2010. Ammonia-oxidising archaea--physiology, ecology and evolution. Adv. Microb. Physiol. 57, 1–41. doi:10.1016/B978-0-12-381045-8.00001-1

Schulten, H.-R., Leinweber, P., 1991. Influence of long-term fertilization with farmyard manure on soil organic matter: Characteristics of particle-size fractions. Biol. Fertil. Soils 12, 81–88. doi:10.1007/BF00341480

Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., Pellerin, S., 2012. Regional-scale phosphorus flows and budgets within France: The importance of agricultural production systems. Nutr. Cycl. Agroecosystems 92, 145–159. doi:10.1007/s10705-011-9478-5

Sevenster, M., Verhagen, J., 2010. GHG emissions of green coffee production. Toward a standard methodology for carbon footprinting. GHG Emiss. Green Coffee Prod. Stand. Methodol. Carbon Footprinting 47 pp.

Seybold, C., Herrick, J., Brejda, J., 1999. Soil resilience: A fundamental component of soil quality. Soil Sci. 164, 224–234.

Seybold, C.A., Mausbach, M.J., Karlen, D.L., Rogers, H.H., 1998. Quantification of soil quality. CRC Press Inc., Boca Raton, USA.

Sharma, S., Aneja, M.K., Mayer, J., Munch, J.C., Schloter, M., 2005. Diversity of Transcripts of Nitrite Reductase Genes (nirK and nirS) in Rhizospheres of Grain Legumes. Appl. Environ. Microbiol. 71, 2001–2007. doi:10.1128/AEM.71.4.2001-2007.2005

Shukla, M.K., Lal, R., Ebinger, M., 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. Soil Tillage Res. 87, 194–204. doi:10.1016/j.still.2005.03.011

Sims, T.J., 1995. Organic wastes as alternative nitrogen sources. New York: Marcel Dekker, Inc. (Nitrogen fertilization in the environment), 487-535.

Singh, M.V., Manna, M.C., Wanjari, R.H., Singh, Y.V., Rajput, G.S. 2003.Organic pools and dynamics in relation to land use, tillage and agronomic practices for maintenance of soil fertility. IISS, Bhopal. 19:1-92

Singh, R.P., Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. Waste Manag. 28, 347–358. doi:10.1016/j.wasman.2006.12.010

Smith, A., Brown, K., Ogilvie, S., Rushton, K. & Bates, J. (2001) Waste Management Options and Climate Change. Final report to the European Commission, DG Environment.AEA Technology.Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J., 2008.

Greenhouse gas mitigation in agriculture. Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci. 363, 789–813. doi:10.1098/rstb.2007.2184

Smith, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. Environ. Int. 35, 142–156. doi:10.1016/j.envint.2008.06.009

Smolders, E., Oorts, K., Lombi, E., Schoeters, I., Ma, Y., Zrna, S., McLaughlin, M.J., 2012. The Availability of Copper in Soils Historically Amended with Sewage Sludge, Manure, and Compost. J. Environ. Qual. 41, 506–514. doi:10.2134/jeq2011.0317

Sommer S.G., S. Génermont, P. Cellier, N.J. Hutchings, J.E. Olesen, T. Morvan. (2003) Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. European Journal of Agronomy 19, 465-486.

Sparling, G.P., 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. 97–119.

St. Clair, S., Hillier, J., Smith, P., 2008. Estimating the pre-harvest greenhouse gas costs of energy crop production. Biomass Bioenergy 32, 442–452. doi:10.1016/j.biombioe.2007.11.001

Stahl, D.A., de la Torre, J.R., 2012. Physiology and Diversity of Ammonia-Oxidizing Archaea. Annu. Rev. Microbiol. 66, 83–101. doi:10.1146/annurev-micro-092611-150128

Stevenson, F.J., Firestone, M.K., 1982. Biological Denitrification, in: Agronomy Monograph. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America.

Stocking, M.A., 2003. Tropical Soils and Food Security: The Next 50 Years. Science 302, 1356–1359. doi:10.1126/science.1088579

Stres, B., Danevcic, T., Pal, L., Fuka, M.M., Resman, L., Leskovec, S., Hacin, J., Stopar, D., Mahne, I., Mandic-Mulec, I., 2008. Influence of temperature and soil water content on bacterial, archaeal and denitrifying microbial communities in drained fen grassland soil microcosms. FEMS Microbiol. Ecol. 66, 110–122. doi:10.1111/j.1574-6941.2008.00555.x

Suhadolc, M., Schroll, R., Hagn, A., Dörfler, U., Schloter, M., Lobnik, F., 2010. Single application of sewage sludge – Impact on the quality of an alluvial agricultural soil. Chemosphere 81, 1536–1543. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.08.024

Suzuki, C., Nagaoka, K., Shimada, A., Takenaka, M., 2009. Bacterial communities are more dependent on soil type than fertilizer type, but the reverse is true for fungal communities. Soil Sci. Plant Nutr. 55, 80–90. doi:10.1111/j.1747-0765.2008.00344.x

Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M., 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. University of California Press.

Swift, M.J., Izac, A.-M.N., van Noordwijk, M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? Agric. Ecosyst. Environ.,

Environmental Services and Land Use Change: Bridging the Gap between Policy and Research in Southeast Asia 104, 113–134. doi:10.1016/j.agee.2004.01.013

Syswerda, S.P., Robertson, G.P., 2014. Ecosystem services along a management gradient in Michigan (USA) cropping systems. Agric. Ecosyst. Environ. 189, 28–35. doi:10.1016/j.agee.2014.03.006

Tabatabai, M., 1977. Effects of Trace-Elements on Urease Activity in Soils. Soil Biol. Biochem. 9, 9–13. doi:10.1016/0038-0717(77)90054-2

Tatti, E., Goyer, C., Zebarth, B.J., Burton, D.L., Giovannetti, L., Viti, C., 2013. Short-Term Effects of Mineral and Organic Fertilizer on Denitrifiers, Nitrous Oxide Emissions and Denitrification in Long-Term Amended Vineyard Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 77, 113–122. doi:10.2136/sssaj2012.0096

Thion, C., Cebron, A., Beguiristain, T., Leyval, C., 2012. Long-term in situ dynamics of the fungal communities in a multi-contaminated soil are mainly driven by plants. Fems Microbiol. Ecol. 82, 169–181. doi:10.1111/j.1574-6941.2012.01414.x

Torsvik, V., Goksøyr, J., Daae, F.L., 1990. High diversity in DNA of soil bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 56, 782–787.

Tourna, M., Freitag, T.E., Nicol, G.W., Prosser, J.I., 2008. Growth, activity and temperature responses of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in soil microcosms. Environ. Microbiol. 10, 1357–1364. doi:10.1111/j.1462-2920.2007.01563.x

Tremel-Schaub, A., Feix, I., 2005. Contamination des sols: transferts des sols vers les plantes. EDP Sciences.

Treonis, A.M., Austin, E.E., Buyer, J.S., Maul, J.E., Spicer, L., Zasada, I.A., 2010. Effects of organic amendment and tillage on soil microorganisms and microfauna. Appl. Soil Ecol. 46, 103–110. doi:10.1016/j.apsoil.2010.06.017

Treusch, A.H., Leininger, S., Kletzin, A., Schuster, S.C., Klenk, H.-P., Schleper, C., 2005. Novel genes for nitrite reductase and Amo-related proteins indicate a role of uncultivated mesophilic crenarchaeota in nitrogen cycling. Environ. Microbiol. 7, 1985–1995. doi:10.1111/j.1462-2920.2005.00906.x

USEPA, 2006. Solid Waste Management and Greenhouse Gases: a Life-cycle Assessment of Emissions and Sinks (http://www.epa.gov/climatechange/wycd/waste/downloads/fullreport.pdf)

Vallejo, A., Skiba, U.M., Garcia-Torres, L., Arce, A., Lopez-Fernandez, S., Sanchez-Martin, L., 2006. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. Soil Biol. Biochem. 38, 2782–2793. doi:10.1016/j.soilbio.2006.04.040

Val-Moraes, S.P., Marcondes, J., Alves, L.M.C., Lemos, E.G.M., 2011. Impact of sewage sludge on the soil bacterial communities by DNA microarray analysis. World J. Microbiol. Biotechnol. 27, 1997–2003. doi:10.1007/s11274-011-0660-3

van Groenigen, J.W.; Kasper, G.J.; Velthof, G.L.; van den Pol-van Dasselaar, A.; Kuikman, P.J., 2004. Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications.Plant and Soil, 263 (1-2): 101-111.

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. 19, 703–707. doi:10.1016/0038-0717(87)90052-6

Vasileva, V., Kostov, O., 2015. Effect of mineral and organic fertilization on alfalfa forage and soil fertility. Emir. J. Food Agric. 27, 678–686.

Velasquez, E., Lavelle, P., Andrade, M., 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. Soil Biol. Biochem. 39, 3066–3080. doi:10.1016/j.soilbio.2007.06.013

Vellinga, T.V., de Haan, M.H.A., Schils, R.L.M., Evers, A., van den Pol-van Dasselaar, A., 2011. Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: Farmers' preferences and variation in cost effectiveness. Livest. Sci. 137, 185–195. doi:10.1016/j.livsci.2010.11.005

Verhamme, D.T., Prosser, J.I., Nicol, G.W., 2011. Ammonia concentration determines differential growth of ammonia-oxidising archaea and bacteria in soil microcosms. ISME J. 5, 1067–1071. doi:10.1038/ismej.2010.191

Vieublé-Gonod, L., Benoit, P., Cohen, N., Houot, S., 2009. Spatial and temporal heterogeneity of soil microorganisms and isoproturon degrading activity in a tilled soil amended with urban waste composts. Soil Biol. Biochem. 41, 2558–2567. doi:10.1016/j.soilbio.2009.09.017

Virzo De Santo, A., Rutigliano, F.A., Berg, B., Fioretto, A., Puppi, G., Alfani, A., 2002. Fungal mycelium and decomposition of needle litter in three contrasting coniferous forests. Acta Oecologica 23, 247–259. doi:10.1016/S1146-609X(02)01155-4

Volkman, J.K., 2003. Sterols in microorganisms. Appl. Microbiol. Biotechnol. 60, 495–506. doi:10.1007/s00253-002-1172-8

Webb, J., Sørensen, P., Velthof, G., Amon, B., Pinto, M., Rodhe, L., Salomon, E., Hutchings, N., Burczyk, P., Reid, J., 2013. An Assessment of the Variation of Manure Nitrogen Efficiency throughout Europe and an Appraisal of Means to Increase Manure-N Efficiency, in: Advances in Agronomy. Elsevier, pp. 371–442.

Williams, A., Hedlund, K., 2014. Indicators and trade-offs of ecosystem services in agricultural soils along a landscape heterogeneity gradient. Appl. Soil Ecol. 77, 1–8. doi:10.1016/j.apsoil.2014.01.001

Wu, J., Joergensen, R.G., Pommerening, B., Chaussod, R., Brookes, P.C., 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction—an automated procedure. Soil Biol. Biochem. 22, 1167–1169. doi:10.1016/0038-0717(90)90046-3

XiaoNan, S., QuanJiu, W., Ying, S., 2005. Effects of slight saltwater quality on the characteristics of soil water and salt transference. Arid Land Geogr. 28, 516–520.

Ye, R.W., Thomas, S.M., 2001. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. Curr. Opin. Microbiol. 4, 307–312. doi:10.1016/S1369-5274(00)00208-3

You, S.J., 2005. Identification of denitrifying bacteria diversity in an activated sludge system by using nitrite reductase genes. Biotechnol. Lett. 27, 1477–1482. doi:10.1007/s10529-005-1314-z

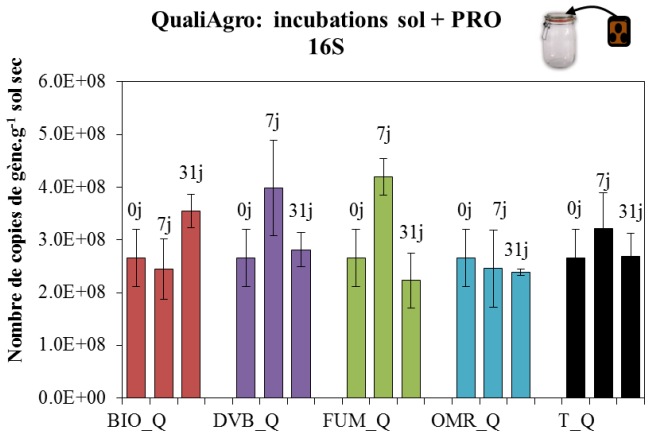
Zhao, B., Chen, J., Zhang, J., Xin, X., Hao, X., 2013. How different long-term fertilization strategies influence crop yield and soil properties in a maize field in the North China Plain. J. Plant Nutr. Soil Sci. 176, 99–109. doi:10.1002/jpln.201200076

Zhao, W., der Voet, E. van, Zhang, Y., Huppes, G., 2009. Life cycle assessment of municipal solid waste management with regard to greenhouse gas emissions: Case study of Tianjin, China. Sci. Total Environ. 407, 1517–1526. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.11.007

ANNEXE 1 : Mesures additionnelles des incubations sol+PRO

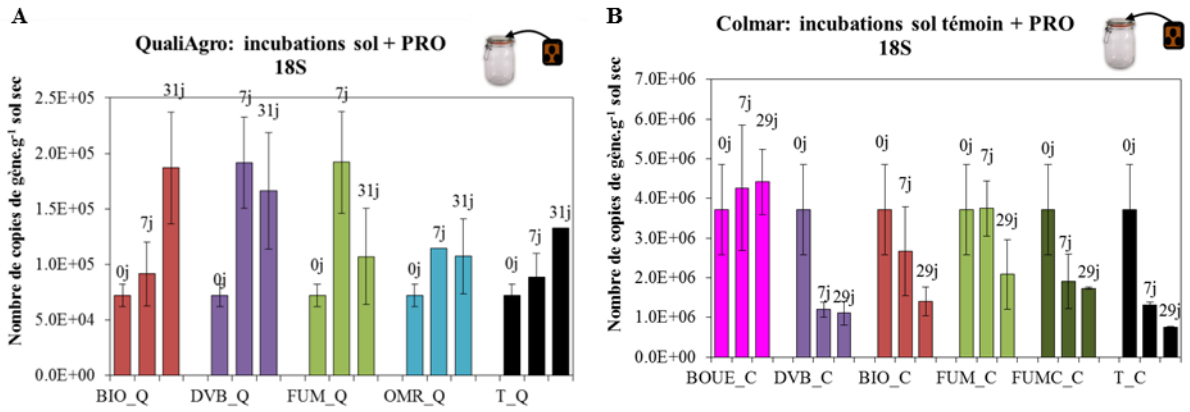
Annexe 1.1 Abondance bactérienne

Seuls les résultats de QualiAgropeuvent être présentés en annexe du fait d'un problème analytique pour les échantillons de Colmar.



Ax 1.1. Evolution au cours du temps des abondances bactériennes (ADNr 16S) dans le sol témoin de QualiAgro amendé ou non en PRO, aucune différence significative n'est observée entre date ou traitement.

Annexe 1.2. Abondance des champignons



Ax 1.2. Evolution au cours du temps de la biomasse fongique (ADNr 18S, région ITS) dans les sols témoins de QualiAgro (A) et Colmar (B) amendés ou non en PRO (échelles différentes).

Ax 1.3. Comparaison statistique de l'évolution temporelle de la biomasse fongique (ADNr 18S, région ITS) par PRO (comparaison par ligne) _C pour le site de Colmar et _Q pour le site de QualiAgro. Test de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

18S			
	0 j	7 j	29/31 j
OMR_Q	a	a	a
DVB_Q	a	a	a
BIO_Q	a	a	a
FUM_Q	a	a	a
TEM_Q	a	ab	b
BOUE_C	a	a	a
DVB_C	a	a	a
BIO_C	a	a	a
FUM_C	a	a	a
FUMC_C	a	a	a
TEM_C	b	ab	a

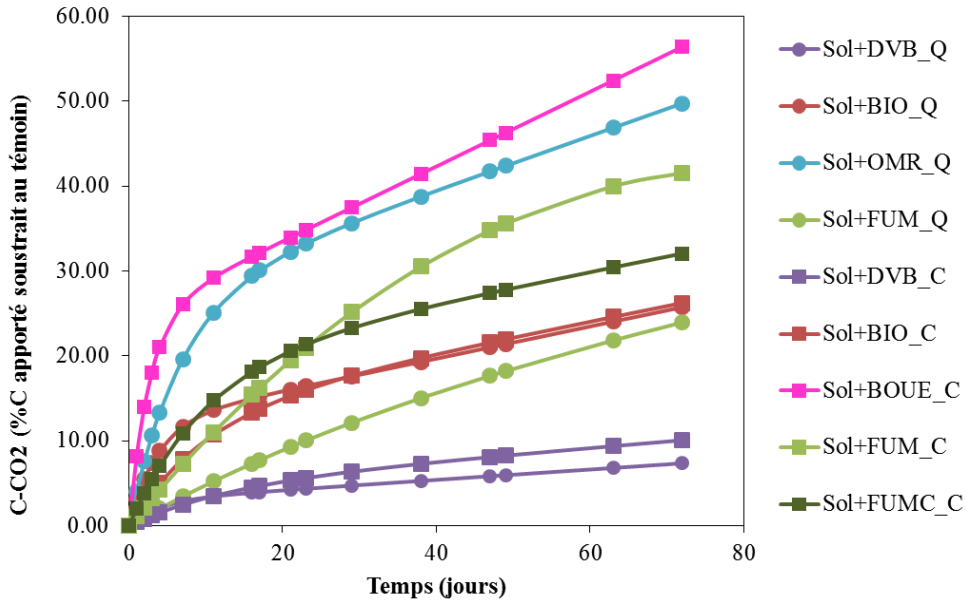
Ax 1.4. Comparaison statistique des effets PRO sur la biomasse fongique (ADNr 18S, région ITS) à chacune des dates de mesure (comparaison par ligne et pour un site donné) _C pour le site de Colmar et _Q pour le site de QualiAgro. Test de Kruskal-Wallis, p_value<0.05.

18S											
	OMR_Q	DVB_Q	BIO_Q	FUM_Q	TEM_Q	BOUE_C	DVB_C	BIO_C	FUM_C	FUMC_C	TEM_C
0 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
7 j	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
29/31 j	a	a	a	a	a	b	a	a	ab	a	a

ANNEXE 2 : Incubations Sol+PRO à 20°C avec des cylindres de sol

Annexe 2.1. Minéralisation du C (20°C)

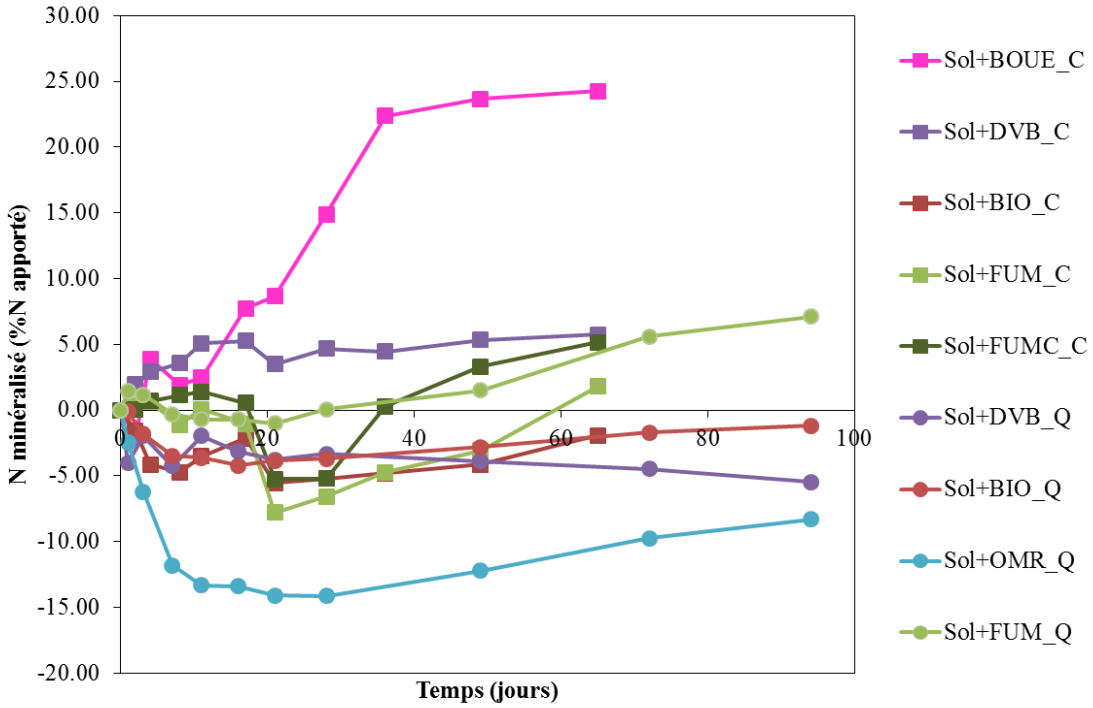
Les mesures de CO_2 dégagé dans les cylindres de sol placé en chambre d'incubation à 20°C (**Ax .2.1**) montrent une cinétique de minéralisation du C des PRO assez semblable à celle observée dans les incubations normalisées (NF 44-163) réalisées à 28°C. Cependant, les dégagements de CO_2 mesurés dans les cylindres de sol semblent continuer après l'arrêt de l'expérimentation pour tous les PRO.



Ax .2.1. Minéralisation du C via l'expérience mesurant les gaz N_2O et CO_2des deux sites d'études en soustrayant les émissions de CO_2 de leur témoin respectif. _Q= QualiAgro et _C=Colmar, les figurés « carrés » représente les PRO de Colmar et les figurés « ronds » représentent les PRO de QualiAgro. Expérience réalisée en incubation à 20°C, produit frais décongelé.

Annexe 2.2. Minéralisation du N (20°C)

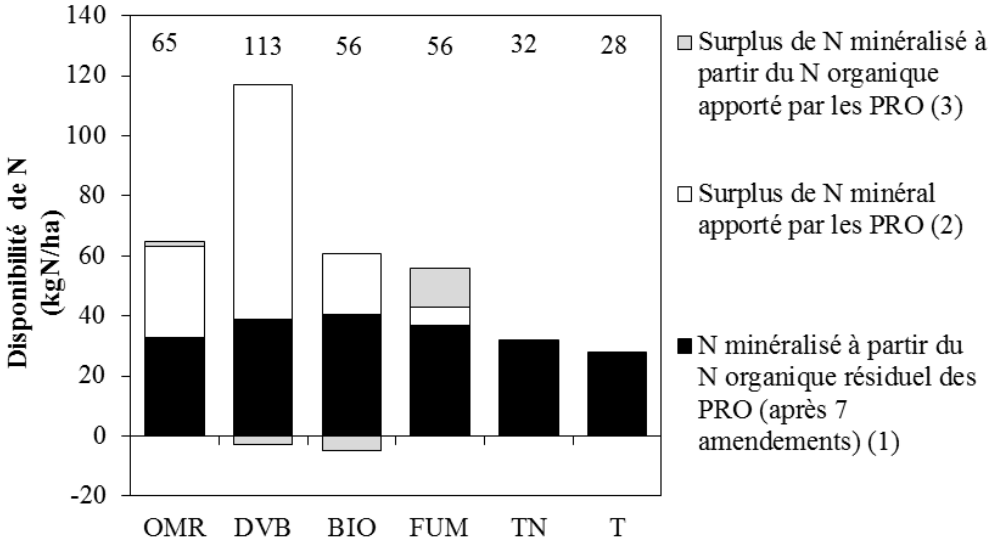
On a suivi la minéralisation de l'N alors que les seaux de sol étaient placés dans une chambre d'incubation à 20°C (**Ax .2.2**).



Ax .2.2. Cinétique de Minéralisation du N des PRO exprimé en % N organique apporté obtenu après soustraction des quantités de N minéralisé dans les traitements témoins sans apport pour l'ensemble des PRO étudié sur les deux sites d'études. _Q= QualiAgro et _C=Colmar, les figurés « carrés » représente les PRO de Colmar et les figurés « ronds » représentent les PRO de QualiAgro. Minéralisation de l'N lors des incubations dans des seaux placés en chambre d'incubation à 20°C.

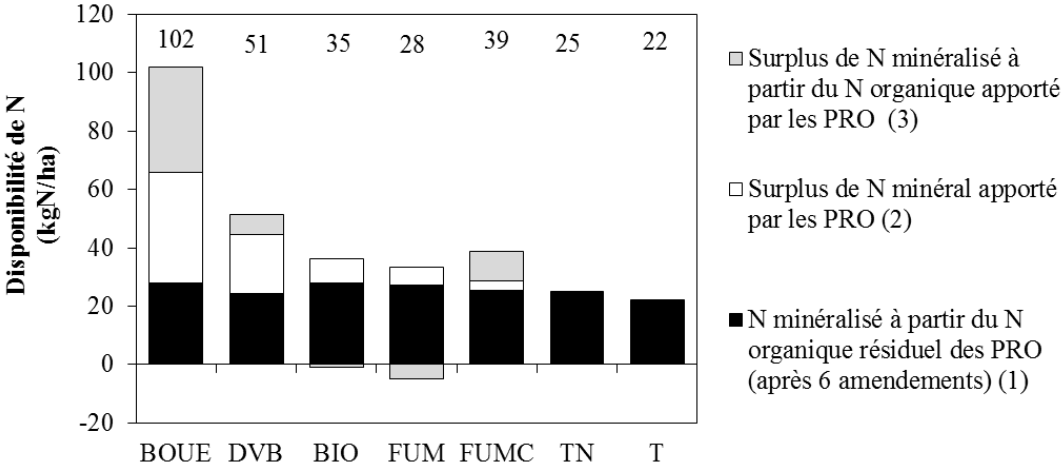
ANNEXE 3 : Représentation graphique de la disponibilité en N

Annexe 3.1. Site QualiAgro



Ax .3.1. Site QualiAgro : représentation graphique de la disponibilité en azote après le 8ème apport de PRO. En noir est représenté l'azote minéralisé à partir du N organique résiduel des précédents apports (long-terme), et en gris et blanc sont représentés l'azote minéral provenant des PRO eux-mêmes et l'azote minéralisé au moment du 8ème apport (court-terme).

Annexe 3.2. Site de Colmar



Ax .3.2.Site de Colmar : représentation graphique de la disponibilité en azote après le 7ème apport de PRO. En noir est représenté l'azote minéralisé à partir du N organique résiduel des précédents apports (long-terme), et en gris et blanc sont représentés l'azote minéral provenant des PRO eux-mêmes et l'azote minéralisé au moment du 7ème apport (court –terme).

Titre : Epandage de produits résiduaires organiques et fonctionnement biologique des sols: de la quantification des impacts sur les cycles carbone et azote à l'évaluation multicritère de la pratique à l'échelle de la parcelle.

Mots clés : produits résiduaires organiques, cycles C-N, bilan C, services écosystémiques, indices de qualité des sols

Résumé : Le recyclage des produits résiduaires organiques (PRO) en agriculture permet de valoriser leur matière organique (MO) et la substitution partielle des engrais notamment azotés. Par l'apport de MO, les PRO impactent les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols avec des répercussions sur différents services écosystémiques rendus par les sols et notamment sur le sol en tant que support de biodiversité, les services de soutien et les services d'approvisionnement tels qu'ils ont été définis dans le Millenium EcosystemAssessment (MEA, 2005).
Néanmoins les PRO apportés sur les sols peuvent contenir des contaminants qui pourraient s'accumuler dans les sols. Ils peuvent également impacter la qualité de l'air via la volatilisation de NH_3, des émissions de GES ou la qualité des eaux via la lixiviation de nitrates ou de contaminants.Tous ces effets dépendent notamment des caractéristiques des PRO et de leur gestion (doses, fréquences d'apports…).
Les objectifs de ce travail étaient d'évaluer les impacts liés à des apports répétés de PRO d'origines diverses sur les sols en comparaison avec une fertilisation minérale. Pour répondre à ces objectifs, 2 sites expérimentaux de plein champ ont été choisis : le site QualiAgro, initié en 1998 et la plateforme de Colmar, initiée en 2000, du SOERE-PRO (Système d'Observation et d'Expérimentation, sur le long terme, pour la Recherche en Environnement).
Les PRO utilisés dans ces essais étaient : une boue de station d'épuration (BOUE), des co-composts de boue et de déchets verts (DVB), des composts de biodéchets (BIO), un compost d'ordures ménagères résiduelles (OMR), des fumiers de bovins (FUM) et un compost de fumier de bovins (FUMC).
Des incubations de mélanges sol + PRO en conditions de laboratoire ont permis d'étudier les effets à court terme sur la microflore du sol et la disponibilité du N. Les émissions potentielles de N_2O ainsi que la volatilisation du NH_3 ont aussi été mesurées. Dans les essais au champ, ont été mesurés les effets d'apports répétés des PRO sur les stocks de C, la microflore totale du sol et des microorganismes impliqués dans le cycle du N, la disponibilité du N, les rendements des cultures.
Les effets observés dépendent de la qualité de la MO des PRO. Ceux dont la MO est la plus stable (DVB, BIO) génèrent les stockages de C les plus importants, suivis par les FUM et FUMC puis le compost OMR et la BOUE. Les indicateurs biologiques globaux (biomasse microbienne) augmentent avec la teneur en C des sols. Les PRO les plus biodégradables (BOUE et OMR) provoquent des pics fugaces de développements microbiens. La BOUE est le PRO permettant une forte substitution d'engrais atteignant 83 % à Colmar. Le compost DVB, par sa forte teneur en N minéral permet également la substitution de 58 % du N. Cette substitution s'élève à 70 % à QualiAgro après 8 épandages. La valeur fertilisante des PRO est diminuée par la volatilisation du NH_3 qui peut atteindre 13% du N total apporté avec la BOUE. Les facteurs d'émission de N_2O qui dépendent du niveau de biodégradabilité du C des PRO, sont inférieurs à 1% du N apporté pour tous les PRO et l'engrais sauf la BOUE (1.9%).
Le bilan C au champ (stockage C *vs* émissions de GES) est très favorable pour les PRO principalement en raison du stockage du C et de la substitution des engrais. La prise en compte des émissions au cours du compostage en amont impacte fortement les bilans qui restent plus favorables pour les PRO (FUM et BIO surtout) par rapport aux engrais.
L'ensemble des résultats du site QualiAgro ont été utilisés pour développer 6 indices de qualité des sols (biodiversité, activités biologique, physique du sol, fertilité, état sanitaire total et accessible du sol) et 1 indice de qualité des cultures via une approche multicritères. Ces indices permettent de comparer les effets multiples des PRO. Le compost BIO est le PRO dont les indices donnent les résultats les plus favorables.

Title: Organic waste product applications and soil biological functionning: from the quantification of impacts on carbon and nitrogen cycles to a multi-criteria assessment of the practice at the plot scale.

Keywords: organic waste product, C and N cycles, carbon footprint, ecosystem services, soil quality indices

Abstract:
Application of organic waste products (OWP) in agriculture makes possible the recycling of their organic matter (OM) and the substitution of mineral fertilizers including nitrogen. With OM addition, OWP modify physical, chemical and biological soil properties with consequences on ecosystem services provided by soils such as soil as habitat and support of biodiversity, supporting or provisioning services as defined by the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005).
Nevertheless, OWP applied on soils can contain contaminants which can accumulate into soils. They can also impact air quality through NH_3 volatilization, GHG emissions, or water quality through leaching of nitrate or other contaminants. All these effects depend on OWP characteristics and their management (doses, application frequencies...).
The aims of this work were to assessbenefits and risks associated with repeated OWP applications from various origins on soils in comparison to mineral fertilization. Two long-term field experimental sites were used: QualiAgro field site (started in 1998) and Colmar field site (started in 2000) included in SOERE-PRO (network of long-term field experiments on OWP recycling). The OWP used were: sewage sludge (SS), co-compost of sewage sludge and green waste (GWS), compost of biowaste (BIO), farmyard manure (FYM) and compost of farmyard manure (FYMC), and compost of municipal solid waste (MSW).
Experimental laboratory experiments under controlled conditions, including soil-OWP mixtures incubations have clarified the short-term effects on microflora and on nitrogen availability. Measurements of potential N_2O emissions and NH_3 volatilization were also conducted. Measurements on soil sampled in the field experiments were used to determine the effects of repeated OWP applications on C stocks, total microflora and specified microorganisms implied in N cycle, N availability and crop yield.
The observed effects depended on OM quality of OWP. Those with more stable OM (GWS, BIO) generated more important C stocks, followed by FYM and FYMC, then MSW compost and SS. Global biological indicators (such as microbial biomass) increased with C contentsin soils. The most biodegradable OWP (SS and MSW) transitorily stimulated soil microorganisms. SS provided the highest mineral substitution with 83% in Colmar. GWS composts due to their high content in mineral N made possible to substitute 58% of mineral N; 36% to 48% of mineral N were substituted with the other OWP in Colmar. This substitution reached 70% in QualiAgro after 8 amendments. The fertilizing value of OWP decreased with NH_3 volatilization that reached up to 13% of total N applied with SS. The N_2O emission factors depended on C biodegradability of OWP and they were less than 1% of total N applied for all OWP and mineral fertilizer excepted for SS (1.9%). The C footprint in the field (C storage *vs* GHG emissions) was more favorable for OWP compared to mineral N mainly because of C storage and mineral substitution capacity. The account of GHG emissions during composting had strong impacts on C footprint which remained favorable for OWP (especially BIO and FYM) compared to mineral fertilizer.
All results on the QualiAgro site were used to develop 6 soil quality indices (biodiversity, biological activities, physical properties, soil fertility, soil sanitary status total and available) and one on crop productivity through a multi-criteria approach. These indices make possible to compare multiple effects of OWP. The BIO compost was the best OWP among the site studied which promoted the most beneficial results.