



PROGRAMME



1
2
3 **ACV-SOL : DÉVELOPPEMENT DES INDICATEURS**
4 **DE L'IMPACT DES ACTIVITÉS AGRICOLES SUR LA QUALITÉ DES SOLS**
5 **DANS L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE**
6

7 **ACV-SOL: DEVELOPMENT OF INDICATORS OF THE IMPACT OF**
8 **AGRICULTURAL ACTIVITIES ON SOIL QUALITY IN LIFE CYCLE**
9 **ASSESSMENT**
10

11
12
13
14
15 Michael Corson
16 INRA / Agrocampus Ouest
17 UMR Sol, Agro et hydrosystème, Spatialisation
18 65, rue de Saint Briec - CS 84215
19 35042 Rennes Cedex
20 michael.corson@rennes.inra.fr
21

22
23
24
25
26
27 **Synthèse du rapport final**
28 *7 décembre 2012*
29

36 Contexte général

37 Les sols sont un composant essentiel de l'écosystème global, aussi important que l'hydrosphère et
38 l'atmosphère pour son fonctionnement. La perception de l'importance du sol dans des préoccupations
39 écologiques a changé vers la fin du 20^{ième} siècle. Le concept de la qualité du sol est paru pendant les
40 années 1980s, quand son importance, pas seulement pour la production agricole, mais aussi pour la
41 durabilité générale des écosystèmes, a été largement reconnue. Un rapport du programme européen
42 ENVASSO (ENVironmental ASsessment of Soil for mOnitoring) a identifié l'érosion, la perte de matière
43 organique et de biodiversité, la contamination, l'imperméabilisation, le tassement et la salinisation comme
44 les menaces principales au sol (European Commission, 2002; Huber *et al.*, 2007).

45 Puisque la qualité du sol ne peut pas être mesurée de façon globale avec un seul indicateur, les analyses
46 de la qualité du sol se focalisent souvent sur l'établissement d'un jeu de données minimum (« minimum data
47 set », MDS) des caractéristiques du sol avec les plus grands effets sur la qualité du sol. Une grande variété
48 des MDS a été proposé qui correspondent à une sélection et combinaison de ces propriétés selon l'endroit,
49 l'échelle, et les objectives des études.

50 Le besoin de définir la qualité du sol s'associe aux questions sur comment analyser et évaluer les
51 impacts qu'il subit. La méthode de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est suffisamment flexible pour capter
52 une diversité des propriétés du sol et pratiques de gestion pour évaluer des impacts sur la qualité du sol.
53 L'ACV est une méthode normalisée au niveau international (ISO 14040 et 14044; (ISO, 2006)) qui est
54 utilisée par des entreprises pour évaluer les impacts environnementaux potentiels de leurs produits, et par
55 des chercheurs pour approfondir les connaissances des impacts environnementaux pour les décideurs,
56 agriculteurs et organisations agricoles. Malgré l'application croissante de l'ACV à l'agriculture, la difficulté
57 d'identifier des modèles conceptuels pour évaluer la qualité du sol a retardé le développement d'un
58 indicateur de l'impact sur la qualité du sol dans le cadre de l'ACV. Donc, l'incapacité de représenter des
59 impacts sur la qualité du sol reste comme un des problèmes irrésolus de l'ACV à cause de la variabilité
60 spatiale et temporelle et les interactions complexes entre les propriétés du sol (Reap *et al.*, 2008).

61

62 La qualité du sol dans l'Analyse de Cycle de Vie

63 Dans le contexte de l'ACV la qualité du sol a été prise en compte typiquement dans la catégorie qui
64 correspond à l'utilisation des terres et les impacts sur les écosystèmes. L'utilisation anthropique des terres
65 représente normalement une catégorie « midpoint » qui contribue aux dommages à l'environnement naturel
66 biotique et abiotique, les ressources naturelles, et l'environnement anthropique (Jolliet *et al.*, 2004).
67 L'inclusion des impacts de l'utilisation des terres dans l'ACV a besoin d'une poursuite d'étude des aspects à
68 évaluer, quels indicateurs devraient être inclus et si ces aspects ont besoin de plusieurs catégories d'impact
69 « midpoint ». Puisque l'objectif est de transformer un grand inventaire des « interventions
70 environnementales » en un nombre limité des impacts environnementaux pertinents, les impacts sur la
71 qualité du sol semblent suffisamment importants pour constituer une catégorie d'impact « midpoint » qui
72 pourrait être incorporée dans une catégorie sur encore plus large sur l'utilisation des terres.

73 Pendant les 10 dernières années, des impacts sur la qualité du sol ont été évalués dans l'ACV avec
74 différents approches et niveaux de détail. Souvent, ces méthodes prenant en compte la qualité du sol
75 réduisent celle-ci à l'érosion et/ou la fonction de la fertilité du sol (Lindeijer, 2000; Achten *et al.*, 2009; Nuñez
76 *et al.*, 2010). Une autre approche ACV qui prend en compte des impacts de l'utilisation des terres sur la
77 qualité du sol estime l'impact de l'érosion sur la désertification grâce à un SIG combiné avec l'ACV (Nuñez *et al.*,
78 2010; Nuñez *et al.*, 2012). Il existe également la méthode de classification hiérarchique LANCA® (Beck
79 *et al.*, 2010) qui prédit l'érosion sur une exploitation agricole. Dans la même voie, Milà i Canals *et al.* (2007b)
80 ont développé une approche qui propose la MOS comme seule indicateur de la qualité du sol. Une limite
81 d'un indicateur de la MOS est qu'il peut être appliqué seulement dans l'agriculture et la foresterie, et des
82 impacts qui n'impliquent pas la MOS directement, comme l'acidification et la salinisation, sont exclus. Plus
83 récemment (Bosco *et al.*, in press), le changement dans la MOS a été pris en compte dans le bilan carbone
84 d'un produit (une bouteille de vin) avec les prédictions du modèle simple de Hénin-Dupuis (1945).

85 Une plus grande prise en compte de la qualité du sol se trouve dans des approches qui proposent des
86 indicateur(s) multicritère(s) de la qualité du sol (Cowell et Clift, 2000; Oberholzer *et al.*, 2006). Dans la toute
87 première méthode (Cowell et Clift, 2000), la qualité et la quantité du sol sont compris dans l'ACV par une
88 approche conceptuelle qui évalue trois catégories d'impact : l'érosion, le changement en matière organique
89 et le tassement. Le plus haut niveau de détail dans la caractérisation de la qualité du sol est atteint par la
90 méthode SALCA-SQ (Oberholzer *et al.*, 2006). Elle est basée sur les activités agricoles sur une exploitation
91 et prend en compte des voies d'impact qui influencent neuf propriétés physiques, biologiques et chimiques
92 du sol afin d'estimer des impacts directs sur la qualité du sol des parcelles de cette exploitation. SALCA-SQ
93 est actuellement calée seulement pour des sols et des activités agricoles suisses, ce qui rend son transfert à
94 d'autres pays difficile, et ne prend pas en compte des impacts indirects sur des sols agricoles hors de
95 l'exploitation sous étude.

96 Avec toutes ces méthodes, la difficulté réside dans le choix des multiples fonctions et propriétés du sol
97 selon le sol, le climat et les pratiques de gestion. Le défi sous-jacent de ce choix est sa transférabilité :
98 puisque l'ACV est une approche systémique et des systèmes agricoles sont liés au niveau mondiale (e.g.,

99 des poulets thaïlandais mangeant du soja brésilien), les méthodes utilisées pour chaque impact doivent être
100 valide pour n'importe quel contexte géographique. À ce jour, aucune méthode standardisée pour une
101 analyse universelle des impacts sur la qualité du sol a été créée, qui soulève la question : est-il possible de
102 trouver un compromis entre un niveau suffisant de caractérisation des relations complexes parmi des
103 propriétés du sol et un jeu d'indicateurs simplifié mais complet afin de quantifier des impacts sur la qualité du
104 sol dans l'ACV ?

105

106 **Objectifs généraux du projet**

107 L'objectif de ce projet était de développer un cadre théorique et opérationnel pour quantifier des
108 indicateurs de l'impact des activités agricoles sur la qualité du sol dans l'ACV qui soient valides pour tous les
109 conditions pédoclimatiques et qui considèrent à la fois tous les sols agricoles dans la chaîne de production
110 d'un produit, soit :

- 111 • Choisir les impacts sur la qualité du sol à prendre en compte et développer la méthodologie à suivre
112 pour les calculer
- 113 • À partir de ces méthodologies, définir le « Minimum Data Set » des caractéristiques (du sol, du climat,
114 et des pratiques culturales) des sites agricoles qui sont nécessaires pour calculer les impacts
- 115 • Tester et évaluer la méthode de ces indicateurs d'impact ainsi calculés

116

117 **Quelques éléments de méthodologie**

118 L'état du sol lui-même, pas seulement ses entrées et sorties, est inclus dans les limites du système. La
119 méthode ACV-SOL utilise cette définition du sol : « la matière naturelle, minérale ou organique, non
120 consolidée, d'une épaisseur d'au moins 10 cm qui se trouve à la surface de la terre et peut soutenir la
121 croissance végétale » (SCWG, 1998). Les limites du système pour les produits brutes agricoles utilisées
122 directement comme des ingrédients (e.g., maïs graine) sont fixées à la porte de la ferme, tandis que celles
123 pour des produits agricoles transformés (e.g., tourteau de soja) sont fixées à la porte de l'usine de
124 transformation. Les données d'entrée pour une exploitation représentent une année calendrier. Les limites
125 temporelles de chaque culture comprennent la période interculturel (si elle existe) qui a lieu juste avant la
126 culture. En plus, pour les cultures pérennes, les impacts de la plantation sont divisés sur la vie productive de
127 la culture pour obtenir une dimension temporelle d'une année.

128 Les données d'entrée sont moins difficilement récoltées pour des systèmes de référence qui représentent
129 une moyenne de la variabilité observée dans des vrais systèmes de production. Ces données doivent être
130 aussi propres au site et précises que possible, mais si besoin, peuvent venir des bases de données globales
131 à plus basse résolution. Si la localisation du site de production d'une culture dans un pays est manquante,
132 on peut faire l'hypothèse que le sol dominant d'une région dans la base de données correspond au sol qui
133 fait partie de la production de la culture.

134 La méthode se focalise sur trois processus majeurs de dégradation physique des sols à travers le monde
135 (Oldeman *et al.*, 1991) : l'érosion, le changement en MOS, et le tassement. Les données du MDS sont
136 utilisées comme données d'entrée pour calculer des fluxes de matière (sol, MOS) et de l'énergie (la
137 pression) dans le sol pour ensuite estimer un indicateur midpoint pour chaque impact. Les données
138 nécessaires sont des données pédo-climatiques et des pratiques agricoles pour chaque combinaison de sol
139 et culture qui contribue à la production du produit agricole sous étude. La plupart des données d'entrée sont
140 communes à deux des trois indicateurs. Les données mensuelles (pour l'érosion et le changement de la
141 MOS) et journalières (pour le tassement) de température, précipitation et évaporation potentielle (ETP) sont
142 nécessaires. Des valeurs moyennes pendant une année suffisent pour les indicateurs. Si les données
143 climatiques manquent, on peut les trouver dans des bases de données climatiques internationales. Des
144 caractéristiques du sol telles que la texture, la teneur en C, la masse volumique, et la pente sont
145 nécessaires. Les données sur les cultures (e.g., rendement, résidus), les ITK (e.g., dates, type
146 d'intervention) et les caractéristiques des machines (e.g., type, masse, taille des pneus) sont nécessaires.

147 Les calculs des impacts sont basés sur la modélisation, utilisant des modèles pouvant être pris en main
148 par des non-experts, suffisamment généraux pour être paramétrés par des données accessibles à une
149 échelle globale et déjà validés : RUSLE2 pour le calcul de l'érosion (t sol/ha) (Renard et Ferreira, 1993);
150 RothC pour le changement de la matière organique du sol (t C/ha) (Coleman *et al.*, 1997; Coleman et
151 Jenkinson, 2008), et COMPSOIL le tassement (perte de porosité, en m³/ha) (O'Sullivan *et al.*, 1999). Pour
152 chaque indicateur, l'impact total est estimé en additionnant les impacts individuels sur chaque sol agricole
153 impliqué à un moment ou un autre dans le cycle de vie du produit évalué.

154 Une étude de cas a été choisie pour illustrer l'application de la méthode pour estimer les impacts sur la
155 qualité du sol d'un produit composite composé des ingrédients agricoles ayant des sols, des contextes
156 pédoclimatiques et des pratiques agricoles contrastés. Elle se focalise sur la production d'un aliment pour
157 des porcs produit en Bretagne avec huit ingrédients qui proviennent des cultures de la France (maïs grain,
158 blé, triticale, orge, pois, colza), du Brésil (soja), et de Pakistan (canne à sucre). Les données pour la
159 production agricole en France (Bretagne) et au Brésil (l'état de Santa Catarina) sont issues des sources
160 régionales, ce qui n'était pas possible pour le Pakistan. Donc, des caractéristiques pédoclimatiques ont été

161 choisies en supposant que la culture source de l'ingrédient (la canne à sucre pour la mélasse) a été produite
162 dans sa zone de production principale en Pakistan : la région de Punjab.

163 Les données sol sont issues de la base de données internationales « Harmonized World Soil Database ».
164 Les données climatiques en France proviennent des stations de Météo France, tandis que celles pour l'état
165 de Santa Catarina et le Punjab viennent du centre de recherche EPAGRI et la base de données de la NASA,
166 respectivement. Les données pour les dates d'opération, les machines, et les poids des machines dans les
167 ITK de la Bretagne et de Santa Catarina sont venues d'une base de données ACV locale (INRA UMR SAS,
168 Rennes), tandis que celles pour le Punjab sont venues de la littérature. Les données pour les tailles de pneu
169 et le largueur du travail sont venues des sources techniques commerciales, plutôt par la recherche Internet.
170 L'allocation économique a été utilisée pour allouer les impacts du colza, du soja, et de la canne à sucre au
171 tourteau de colza, aux tourteaux et huile de soja, et à la mélasse, respectivement. Les impacts par tonne
172 d'ingrédient dans l'aliment ont été additionnés pour calculer les impacts totaux sur la qualité du sol par tonne
173 d'aliment produit en Bretagne.

174

175 **Résultats obtenus**

176 Les prédictions d'érosion, du changement en MOS et du tassement par tonne d'aliment donnent une
177 vision globale sur l'effet totale de chacun de ces impacts pour produire les ingrédients composants. L'impact
178 estimé d'érosion (364 kg de sol/t aliment) vient principalement des ingrédients du soja (82,4 %), bien que le
179 soja ne constitue que 7,4 % de la masse de l'aliment. Les autres sept produits contribuent le 17,6 % des
180 impacts qui restent. L'impact estimé de changement en MOS (-41 kg C/t aliment) vient principalement du
181 pois (-27 kg C/t aliment) et du soja (-17 kg C/t aliment). Pourtant, les impacts de cinq ingrédients (les
182 céréales de Bretagne) ont été prédits comme positifs. La surface totale compactée par ha était semblable
183 pour les cultures cultivées en Bretagne à cause de leurs ITK semblables Tableau 9. Dans la couche
184 supérieure, la production de maïs grain a entraîné la perte la plus grande de porosité (139 m³/ha). Pour les
185 cultures dans les sols limoneux, les pertes de porosité de la couche supérieure étaient en générale 3 fois
186 plus grande que celles de la couche profonde, sauf pour le colza (ratio = 3,4). Ce ratio de tassement
187 supérieure/profonde était plus petit (2,4) pour le sol argileux de Santa Catarina. Puisque la gamme des
188 pertes de porosité des cultures bretonnes était petite (une différence de 8 %), les pertes de porosité par
189 tonne de culture étaient inversement proportionnelles à leurs rendements. Pour les ingrédients, le tassement
190 total par t de produit était le plus fort pour l'huile de soja, le pois, et le tourteau de soja. Dans l'aliment,
191 l'impact relatif de tassement de chaque ingrédient avait tendance à être proportionnel à sa masse.

192

193 **Implications pratiques, recommandations, réalisations pratiques, valorisation**

- 194 • Implications pratiques :
 - 195 ○ La plupart des données du MDS sont communes à au moins deux des trois indicateurs et
 - 196 sont des données standards pour les ACV agricoles (e.g., pratiques agricoles).
 - 197 ○ Les trois indicateurs peuvent être utilisés dans des ACV des matières biosourcées, prenant
 - 198 en compte des processus de culture ou de gestion de déchets (e.g., le compostage).
 - 199 ○ Ces indicateurs complètent les indicateurs ACV « classiques », ajoutant à la capacité
 - 200 d'identifier un transfert d'impact entre des catégories d'impact.
 - 201
- 202 • Recommandations :
 - 203 ○ Les indicateurs d'impact sur la qualité du sol peuvent interagir avec d'autres indicateurs
 - 204 d'impact, tel que le changement climatique, dans lequel le changement en MOS influence
 - 205 les émissions nettes de C vers l'atmosphère.
 - 206 ○ Le cadre méthodologique permettant l'amélioration progressive, l'inclusion de nouveaux
 - 207 indicateurs d'impact, tel que l'impact sur la biodiversité du sol, est prévue.
 - 208 ○ Il semble plus logique d'élaborer des indicateurs d'impact solides pour les processus du sol
 - 209 individuelles (e.g., l'érosion) avant de tenter de les regrouper en un seul indicateur de
 - 210 l'impact sur la qualité du sol.
 - 211
- 212 • Réalisations pratiques et valorisation :
 - 213 ○ Un guide d'utilisation qui décrit chaque étape de la méthode en détail est sous rédaction.
 - 214

215

216 **Partenariats mis en place, projetés, envisagés**

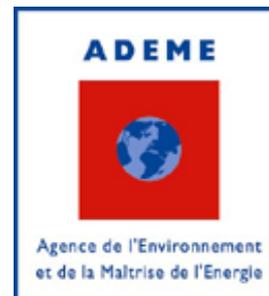
217 Cette méthode sera appliquée et améliorée dans des projets en cours, tels que SUSTAIN et ECOSOM
(du programme SNOWMAN) et ETYC (du programme REACTIF). Dans SUSTAIN, il est prévu d'ajouter un
218 indicateur d'impact sur la biodiversité du sol et d'appliquer la méthode pour évaluer des différences entre les
219 impacts des techniques alternatives au labour (e.g., labour réduite ou sans labour) en Bretagne et au Pays-
220 Bas. Dans le projet ECOSOM, elle sera appliquée à l'évaluation de l'utilisation agronomique des digestats
221 de méthanisation.

222

223 **Liste des opérations de valorisation et de transfert issues du contrat**

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES	
Publications scientifiques parues	Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D.A., van der Werf, H.M.G., Walter, C., 2012. Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. Ecological Indicators 18, 434-442.
Publications scientifiques à paraître	
Publications scientifiques prévues	Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D.A., van der Werf, H.M.G., Walter, C. Development of a soil compaction indicator in Life Cycle Assessment. Pour soumission à International Journal of Life Cycle Assessment. Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D.A., van der Werf, H.M.G., Walter, C. LCA methodology for quantifying impacts on physical soil quality. Pour soumission à International Journal of Life Cycle Assessment.
COLLOQUES	
Participations passées à des colloques	Garrigues, E., Corson, M.S., Walter, C., Angers, D.A., van der Werf, H., 2010. Developing new methodology to assess direct and indirect impacts of agricultural activities on soil quality. 7 ^{ème} International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, 22-24 septembre 2010, Bari, Italie. Garrigues, E., Corson, M.S., Walter, C., Angers, D.A., van der Werf, H., 2012. Soil-quality indicators in LCA: method presentation with a case study. 8 ^{ème} International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, 1-4 octobre 2012, Saint-Malo, France.
Participations futures	
THÈSES	
Thèses passées	
Thèses en cours	
ARTICLES DE VALORISATION-VULGARISATION	
Articles de valorisation parus	
Articles de valorisation à paraître	
Articles de valorisation prévus	
AUTRES ACTIONS VERS LES MÉDIAS	
Actions vers les médias effectuées	
Actions vers les médias prévues	
ENSEIGNEMENT – FORMATION	
Enseignements/formations dispensés	
Enseignements/formations prévus	
EXPERTISES	
Expertises menées	
Expertises en cours	
Expertises prévues	
MÉTHODOLOGIES (GUIDES...)	
Méthodologies produites	
Méthodologies en cours d'élaboration	Guide d'utilisation pour appliquer la méthode
Méthodologies prévues	
AUTRES	
Précisez...	

224



225

226

227

**ACV-SOL : DÉVELOPPEMENT DES INDICATEURS
DE L'IMPACT DES ACTIVITÉS AGRICOLES SUR LA QUALITÉ DES SOLS
DANS L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE**

228

229

230

231

**ACV-SOL: DEVELOPMENT OF INDICATORS OF THE IMPACT OF
AGRICULTURAL ACTIVITIES ON SOIL QUALITY IN LIFE CYCLE
ASSESSMENT**

232

233

234

235

236

237

238

239

240

Michael Corson
INRA / Agrocampus Ouest
UMR Sol, Agro et hydrosystème, Spatialisation
65, rue de Saint Briec - CS 84215
35042 Rennes Cedex
michael.corson@rennes.inra.fr

241

242

243

244

245

246

247

248

249

250

251

Rapport final
7 décembre 2012

252

253

254

255

256

257

258

259

260

Numéro de contrat Ministère/ADEME : 09-75-C0036

261
262
263
264
265
266
267
268
269
270
271
272
273
274
275
276
277
278
279
280
281
282
283
284
285
286
287
288
289
290
291
292
293
294
295
296
297
298
299
300
301
302
303
304
305
306
307
308
309
310
311
312
313
314
315
316
317
318
319
320
321
322

REMERCIEMENTS :

Nos remerciements aux membres du comité de pilotage du projet : Denis Angers - Agriculture et Agroalimentaire Canada, Miguel Brandão - DG Joint Research Centre de la Commission Européenne, Ruth Freiermuth Knuchel et Thomas Nemecek - Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon, Christian Walter - Agrocampus Ouest, Hayo van der Werf - INRA UMR SAS, et surtout Emmanuelle Garrigues - INRA UMR SAS. Nos remerciements aussi au gestionnaires du programme GESSOL et les agents de l'ADEME et du MEEDDAT associées à GESSOL : Antonio Bispo, Jérôme Mousset, Isabelle Deportes, Thomas Eglin, et Camille Guellier (ADEME) et Marion Bardy (MEDDTL).

L'ADEME en bref

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement, du ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche et du ministère l'Économie, des Finances et de l'Industrie. Elle participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. L'agence met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public et les aide à financer des projets dans cinq domaines (la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit) et à progresser dans leurs démarches de développement durable.

www.ademe.fr

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

RÉSUMÉ

L'augmentation continue de la population mondiale amène à une demande croissante pour des produits agricoles, qui entraîne des préoccupations sur les impacts environnementaux de l'agriculture. L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est une méthode estimant la grandeur de ces impacts dans plusieurs catégories (e.g., le changement climatique, l'acidification). Cependant, puisque l'ACV agrège chaque impact dans l'espace et dans le temps, elle est peu capable d'estimer des impacts étroitement liés aux caractéristiques des milieux, par exemple ceux sur la qualité du sol.

Le projet ACV-SOL a développé et vise à mettre en application trois indicateurs compatibles avec l'ACV permettant d'évaluer l'impact des activités agricoles sur la qualité des sols, *i.e.* tenant compte de l'ensemble des composantes du système de production, utilisant des références disponibles, et intégrant un nombre limité mais le plus complet possible de propriétés du sol pertinentes. Les objectifs sont de (1) choisir les caractéristiques représentant des sites agricoles (sol, climat et pratiques culturales) à partir des impacts choisis qui définissent le Minimum Data Set (MDS) ; (2) estimer la grandeur des impacts environnementaux sur les sols à partir des caractéristiques des sites agricoles et (3) en faire des indicateurs d'impact ACV sur la qualité du sol.

Le choix méthodologique est de partir des impacts environnementaux majeurs qui influencent les sols agricoles étudiés, parallèlement avec leurs contextes agricoles et pédoclimatiques. Ainsi les impacts environnementaux indiqueront implicitement des fonctions du sol menacées. Les impacts environnementaux choisis pour le projet correspondent aux menaces les plus importantes rencontrées sur tous les sols agricoles du monde, à savoir l'érosion, la diminution de la matière organique (MOS) et le tassement. Afin d'obtenir une méthode avec des estimations d'impact suffisamment précises mais généralisables à différentes conditions pédoclimatiques, nous avons eu recours à des modèles de simulation à vocation « universel ». Pour estimer l'érosion, la méthode utilise le modèle RUSLE2 (Renard and Ferreira, 1993), tandis que pour le changement en MOS, elle utilise le modèle RothC (Coleman and Jenkinson, 2008). Pour le tassement, le modèle COMPSOIL (O'Sullivan et al., 1999) prédit la densité apparente des couches arable et profonde d'un sol après des activités agricoles en fonction des caractéristiques des machines et du sol. Suivant l'approche ACV, la méthodologie permet de prendre en compte les impacts sur la qualité du sol de tous les sols agricoles impliqués dans la production d'un produit animal via son alimentation (les aliments concentrés pouvant contenir une dizaine d'ingrédients provenant de différentes zones géographiques).

Cette méthode a été testée, par exemple, sur la production d'une alimentation porcine en Bretagne qui contient 9 ingrédients (e.g., maïs, blé, tourteau de soja, mélasse) qui sont produits dans 3 pays (France, Brésil, Pakistan). La méthode estime qu'à partir des impacts des ingrédients, chaque tonne d'alimentation amène à une érosion de 364 kg de sol, une perte nette de 41 kg C du sol, et une perte de porosité de 27,3 m³. Ces impacts au niveau mondial peuvent être décomposés en impact par pays, culture, ingrédient, et stade de production.

Cette méthodologie est le résultat d'un compromis entre simplification interdisciplinaire de l'ACV et description détaillée de la multifonctionnalité des sols, donc un équilibre entre précision et complexité. Les caractéristiques (MDS) pour le calcul de l'impact sur la qualité des sols comprenant à la fois des données de pratiques culturales et des propriétés de sol, le projet ACV-SOL donne un levier d'action sur ces impacts et permet de contribuer à la gestion raisonnée des sols agricoles et optimiser l'ensemble des fonctions des sols pour répondre aux services attendus au plan écologique. Dans le cadre de ce projet, nous avons publié un article sur le traitement de la qualité du sol dans l'ACV (Garrigues et al., 2012), et deux autres articles sont en cours de rédaction (sur l'indicateur du tassement, le plus novateur, et puis la méthode entière).

Mots clés : qualité du sol, érosion, matière organique du sol, tassement, Analyse de Cycle de Vie (ACV), indicateurs, dépendance du site

Coleman, K., Jenkinson, D.S., 2008. ROTHC-26.3 A model for the turnover of carbon in soil. Model description and Windows users guide. Rothamsted Research, Harpenden, Hertfordshire, UK, 47 pp.

Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D., van der Werf, H.M.G., Walter, C., 2012. Soil quality in Life Cycle Assessment: towards development of an indicator. *Ecological Indicators* 18, 434-442.

O' Sullivan, M.F., Henshall, J.K., Dickson, J.W., 1999. A simplified method for estimating soil compaction. *Soil and Tillage Research* 49,325-335.

Renard, K.G., Ferreira, V.A., 1993. RUSLE model description and database sensitivity. *Journal of Environmental Quality* 22, 458-466.

380

ABSTRACT

381

382

383

384

385

386

387

388

389

390

391

392

393

394

395

396

397

398

399

400

401

402

403

404

405

406

407

408

409

410

411

412

413

414

415

416

417

418

419

420

421

422

423

424

425

426

Soils are an essential resource in both managed and natural systems, and maintaining soil quality is critical to the sustainable development of human activities, in particular agriculture. The difficulty in representing impacts on soil quality remains an unresolved problem in LCA because of soil's spatial and temporal variability and the complex interactions among soil properties. It is crucial to consider soil quality in the environmental assessment of products, especially those with a majority of their life cycle in biological processes (such as agriculture and forestry). The objective of this study was to establish a framework for quantifying indicator(s) of impact on soil quality in a life cycle perspective, valid for all pedo-climatic conditions and considering both on-site and off-site agricultural soils. The method developed answers needs identified by Garrigues et al. (2012) for LCA indicators of impacts on soil quality. The case study focused on the soil-quality impacts of producing pig feed in Bretagne, France. The indicator categories considered were erosion, soil organic matter (SOM) and compaction. Erosion and SOM impacts already exist in LCA approaches, but compaction impacts have yet to be estimated in detail in LCA.

The LCI and LCIA are based on simulation modeling, using models simple enough for use by non-experts, general enough to parameterize with available data at a global scale and already validated: RUSLE2 for erosion (Renard et al., 1993); RothC for SOM (Coleman et al., 2008) and COMPSOIL for compaction (O'Sullivan et al., 1999). Most of the input data necessary for establishing the LCI are common to the three midpoint indicators. Rules and recommendations for estimating or finding data are given to standardize the method. Guidelines are also specified to account for crop-based ingredients from multiple sites in products such as animal feeds. One difficulty lies in allocating soil-quality impacts of crop rotations to individual crops. Overall impact values result from the combination of soil, climate, and management characteristics for each crop in the feed. The erosion indicator represents a loss of soil, while the SOM indicator represents an increase or decrease in the stock of soil carbon stock. The compaction indicator represents a loss of soil porosity and distinguishes topsoil from subsoil compaction because the former is more easily reversible.

This method was tested with a case study of the production of a representative pig feed in Bretagne, France, containing 9 ingredients (e.g., maize, wheat, soybean meal, molasses) produced in 3 countries (France, Brazil, Pakistan). The method estimated that production of the ingredients in each tonne of pig feed led to an erosion of 364 kg of soil, a net loss of 41 kg of soil C, and a loss of porosity due to compaction of 27.3 m³. These global-scale impacts can be broken down into impact by country, crop, ingredient, and production stage.

The framework allows for incremental improvement of the method through the inclusion of new soil-quality impacts. Improvement efforts will focus first on developing robust impact indicators for individual soil processes before considering whether to aggregate them into a single indicator. Nonetheless, a variety of aggregation approaches can be explored.

Keywords: soil quality, erosion, soil organic matter, compaction, Life Cycle Assessment (LCA), indicators, site dependence

Coleman, K., Jenkinson, D.S., 2008. RothC-26.3 A model for the turnover of carbon in soil. Model description and Windows users guide. Rothamsted Research, Harpenden, Hertfordshire, UK, 47 pp.

Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D., van der Werf, H.M.G., Walter, C., 2012. Soil quality in Life Cycle Assessment: towards development of an indicator. *Ecological Indicators* 18, 434-442.

O' Sullivan, M.F., Henshall, J.K., Dickson, J.W., 1999. A simplified method for estimating soil compaction. *Soil and Tillage Research* 49,325-335.

Renard, K.G., Ferreira, V.A., 1993. RUSLE model description and database sensitivity. *Journal of Environmental Quality* 22, 458-466.

427

SOMMAIRE

428	1. Contexte générale de la qualité du sol.....	12
429	1.1. Les définitions de la qualité du sol.....	13
430	1.2. Les critères pour l'analyse de la qualité du sol.....	13
431	2. Les impacts sur la qualité du sol dans l'ACV - état des lieux.....	14
432	2.1. L'Analyse de Cycle de Vie.....	14
433	2.2. La qualité du sol et l'utilisation des terres.....	15
434	2.3. Des approches ACV existantes.....	16
435	3. Considérations et choix de l'approche du projet ACV-SOL.....	17
436	3.1. Les limites du système et l'échelle des données.....	18
437	3.2. Les types de données pour l'inventaire.....	18
438	3.3. Sélection des impacts sur la qualité du sol.....	19
439	4. Démarche méthodologique au calcul des indicateurs.....	20
440	4.1. Données nécessaires à l'inventaire.....	20
441	4.2. Acquisition des données.....	21
442	4.2.1. Données climatiques.....	21
443	4.2.2. Données sol.....	21
444	4.2.3. Pratiques culturales.....	21
445	4.3. Calcul de l'indicateur « Érosion ».....	21
446	4.4. Calcul de l'indicateur « Changement en matière organique ».....	22
447	4.5. Calcul de l'indicateur « Tassement ».....	23
448	5. Analyse d'incertitude des indicateurs.....	25
449	6. Application de la méthode à une étude de cas.....	26
450	6.1. Description de l'étude de cas.....	26
451	6.2. Résultats de l'application.....	30
452	7. Discussion.....	32
453	7.1. Explication des résultats.....	32
454	7.2. Influence des simplifications.....	33
455	7.3. Données et indicateurs.....	33
456	7.4. Comparaison avec des méthodes existantes.....	34
457	7.5. Agrégation des indicateurs.....	34
458	7.6. Suite du travail.....	35
459	8. Conclusion.....	35
460	9. Références.....	37
461		

462

SOMMAIRE DES TABLEAUX

463	Tableau 1. Les principaux critères pour l'évaluation de la qualité du sol ou l'impact sur la qualité du sol selon quatre méthodes ou outils aux niveaux de la parcelle ou de l'exploitation.....	14
464		
465	Tableau 2. Données d'entrée nécessaires (●) aux calculs des indicateurs d'impact d'érosion, du changement en matière organique du sol (Δ MOS) et du tassement, certaines étant (m)ensuelles ou (j)ournalières.....	21
466		
467		
468	Tableau 3. Masse volumique moyenne (ρ_s) selon la classe texturale du triangle de textures de la FAO calculée à partir de la base de données SOTWIS (ISRIC, 2012) pour 6811 sols échantillonnés de 0 à 40 cm de profondeur.....	24
469		
470		
471	Tableau 4. La composition en ingrédients (par masse) et les sources d'un aliment pour porcs représentatif produit en Bretagne.....	27
472		
473	Tableau 5. Les températures (T) et précipitations (P) mensuelles moyennes (et leurs sources) des trois régions de production représentées dans l'étude de cas utilisées pour prédire les impacts d'érosion, du changement en MOS et du tassement.....	27
474		
475		
476	Tableau 6. Les données pédologiques des trois régions de production représentées dans l'étude de cas utilisées pour prédire les impacts d'érosion, du changement en MOS et du tassement.....	27
477		
478	Tableau 7. Les ITK simulés pour caractériser la production des huit cultures qui a produit les ingrédients pour l'aliment de porc dans l'étude de cas.....	28
479		
480	Tableau 8. Les impacts d'érosion, du changement en matière organique du sol (MOS) et du tassement estimés par 1 tonne d'aliment de porc représentatif produit en Bretagne.....	30
481		
482	Tableau 9. Des impacts de tassement (perte de porosité, m3) pour la couche supérieure (0-30 cm), profonde (30-50 cm) et totale (0-50 cm) pour des cultures (par ha et par t de matière sèche (MS)).....	31
483		

484	Tableau 10. Des impacts de tassement (perte de porosité, m ³) pour la couche supérieure (0-30 cm),	
485	profonde (30-50 cm) et totale (0-50 cm) pour des produits des cultures (par t) et un aliment de porc	
486	représentatif fabriqué en Bretagne qui utilise ces produits comme ingrédients (par t).....	32
487		

SOMMAIRE DES FIGURES

488		
489	Figure 1. Les phases de l'Analyse de Cycle de Vie d'un système agricole, prenant en compte les	
490	impacts sur la qualité du sol (figure de Garrigues et al., 2012).	15
491	Figure 2. L'évolution de la qualité de la terre du à sa transformation anthropique (t ₁), son occupation	
492	(t ₁ à t ₂), et sa régénération après l'occupation (figure de Garrigues et al. (2012), basée sur Schmidt	
493	(2008) et Milà i Canals <i>et al.</i> (2007a).).....	16
494	Figure 3. Les étapes conceptuelles pour évaluer les impacts sur la qualité du sol dans l'Analyse de	
495	Cycle de Vie (encadrées en rouge) (adaptée de Garrigues et al, 2012).....	19
496	Figure 4. Exemple de l'érosion journalière prédite par le modèle RUSLE2 pour une rotation maïs-soja	
497	à Santa Catarina, Brésil.	22
498	Figure 5. Les cinq compartiments de matière organique du sol simulés par le modèle RothC. RPM :	
499	matière végétale résistante, DPM : matière végétale décomposable, BIO: biomasse microbienne,	
500	HUM : matière organique humidifiée, IOM : matière organique inerte.	22
501	Figure 6. La répartition à l'équilibre (après 10 000 ans) entre les cinq compartiments de matière	
502	organique du sol simulés par le modèle RothC. RPM : matière végétale résistante, DPM : matière	
503	végétale décomposable, BIO: biomasse microbienne, HUM : matière organique humidifiée, IOM :	
504	matière organique inerte.	23
505	Figure 7. Exemple de l'évolution du stock de C du sol (t C/ha) prédite par le modèle RothC pendant 20	
506	ans d'une rotation maïs-soja à Santa Catarina, Brésil.....	23
507	Figure 8. Les étapes de la méthode pour estimer le tassement comme une perte de porosité (m ³ /ha).....	24
508	Figure 9. Exemple du teneur en eau (%) d'un sol limoneux en Bretagne prédit pour une année par le	
509	modèle BILHY, avec les dates d'interventions au champ (lignes verticales) pour une culture de	
510	maïs.	24
511	Figure 10. Influence de l'incertitude de la masse volumique initiale (t/m ³) et de la teneur en eau	
512	gravimétrique (%) d'un sol (à gauche) limoneux ou (à droite) argileux en Bretagne sur le tassement	
513	prédit (comme perte de porosité, m ³ /ha) pour la production du maïs graine. NB : la teneur en eau	
514	maximale change avec le type de sol.	26
515	Figure 11. À gauche, la composition de l'aliment de porc représentatif produit en Bretagne. À droite, la	
516	contribution des ingrédients à l'impact d'érosion estimé par tonne d'aliment (érosion total : 364 kg	
517	sol/t aliment).	30
518	Figure 12. La contribution des ingrédients de l'aliment de porc représentatif produit en Bretagne à	
519	l'impact du changement en matière organique du sol (MOS) estimé par tonne d'aliment dans les	
520	premiers 30 cm du sol (changement net en MOS : -41 kg C/t aliment).....	31
521	Figure 13. À gauche, la composition de l'aliment de porc représentatif produit en Bretagne. À droite, la	
522	contribution des ingrédients à l'impact de tassement estimé par tonne d'aliment dans les premiers	
523	50 cm du sol (couches supérieure + profonde) (perte de porosité totale : 27,3 m ³ /t aliment).	32
524		

525

1. CONTEXTE GÉNÉRALE DE LA QUALITÉ DU SOL

526

527

528

529

530

531

532

533

534

535

536

537

538

539

540

541

542

543

544

545

546

547

548

549

550

551

552

553

554

555

556

557

558

559

560

561

562

563

564

565

566

567

568

569

570

571

572

573

574

575

576

577

578

579

580

581

582

583

584

585

586

Chapeau : Les impacts sur la qualité du sol sont complexes et s'influencent mutuellement. Il faut définir la qualité du sol et les critères pour l'analyser. Des méthodes d'évaluation existantes prennent en compte la qualité du sol, avec des différences en objectif, échelle, les groupes ciblés, et les données d'entrée nécessaires.

Les sols sont un composant essentiel de l'écosystème global, aussi important que l'hydrosphère et l'atmosphère pour son fonctionnement. La perception de l'importance du sol dans des préoccupations écologiques a changé vers la fin du 20^{ème} siècle. Le concept de la qualité du sol est paru pendant les années 1980s, quand son importance, pas seulement pour la production agricole, mais aussi pour la durabilité générale des écosystèmes, a été largement reconnue. En 1993, l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) a inclut la qualité du sol dans les cinq critères sur lesquelles sont basées la gestion durable des terres (FAO, 1993) : (1) la productivité (la production doit être maintenue) ; (2) la sécurité (les risques de production doivent être gérées) ; (3) la protection (« la quantité et la qualité des ressources sol et eau doivent être sauvegardées pour les générations futures ») ; (4) la viabilité (économique) ; et (5) l'acceptabilité (sociale). Les activités humaines peuvent entraîner des perturbations aux propriétés et fonctionnement du sol. Un rapport du programme européen ENVASSO (ENVironmental ASsessment of Soil for mONitoring) a identifié l'érosion, la perte de matière organique et de biodiversité, la contamination, l'imperméabilisation, le tassement et la salinisation comme les menaces principales au sol (European Commission, 2002; Huber *et al.*, 2007).

Puisque la qualité du sol ne peut pas être mesurée de façon globale avec un seul indicateur, les analyses de la qualité du sol se focalisent souvent sur l'établissement d'un jeu de données minimum (« minimum data set », MDS) des caractéristiques du sol avec les plus grands effets sur la qualité du sol. Une grande variété des MDS a été proposé qui correspondent à une sélection et combinaison de ces propriétés selon l'endroit, l'échelle, et les objectives des études. Dans les MDS de la littérature scientifique, la matière organique du sol (MOS), la texture et la densité sont presque toujours présents (Kelting *et al.*, 1999; Dexter, 2004; Wienhold *et al.*, 2004; Masto *et al.*, 2008) parmi plusieurs d'autres propriétés physiques et chimiques. Le propriétés biologiques du sol peuvent être prises en compte directement (Arshad et Martin, 2002; Bohanec *et al.*, 2007; Kaschuk *et al.*, 2010) ou indirectement en faisant l'hypothèse d'une corrélation entre la densité du microflores du sol et la teneur en MOS des sols minéraux (Kirchmann et Andersson, 2001).

Le besoin de définir la qualité du sol s'associe aux questions sur comment analyser et évaluer les impacts qu'il subit. Les défis fondamentaux pour le faire, à part la complexité du système du sol, incluent la variabilité spatiale et temporelle des caractéristiques du sol à toutes les échelles et l'influence des agents extérieurs tels que le climat et des pratiques de gestion. L'analyse de la qualité du sol fait partie de l'objectif plus large d'évaluer l'impact de l'agriculture (ou d'autres activités humaines). Il existe plusieurs méthodes, dont certaines prennent en compte des aspects de la qualité du sol.

Par exemple, la méthode de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est suffisamment flexible pour capter une diversité des propriétés du sol et pratiques de gestion pour évaluer des impacts sur la qualité du sol. L'ACV est une méthode normalisée au niveau international (ISO 14040 et 14044; (ISO, 2006)) qui est utilisée par des entreprises pour évaluer les impacts environnementaux potentiels de leurs produits, et par des chercheurs pour approfondir les connaissances des impacts environnementaux pour les décideurs, agriculteurs et organisations agricoles. Développée pour des systèmes de production industriels dans les années 1970s, l'ACV a été adopté pour des produits agricoles dans les années 1990s. En 1997, l'Union Européen a reconnu que « la maintenance de la qualité du sol est une préalable pour la définition de la qualité de l'agriculture durable » (Audsley *et al.*, 1997). Or, malgré l'application croissante de l'ACV à l'agriculture, la difficulté d'identifier des modèles conceptuels pour évaluer la qualité du sol à retardé le développement d'un indicateur de l'impact sur la qualité du sol dans le cadre de l'ACV. Donc, l'incapacité de représenter des impacts sur la qualité du sol reste comme une des problèmes irrésolus de l'ACV à cause de la variabilité spatiale et temporelle et les interactions complexes entre les propriétés du sol (Reap *et al.*, 2008). C'est l'un des enjeux considérés comme importants dans l'analyse des impacts de l'utilisation des terres arables (Lindeijer *et al.*, 2002). L'inclusion d'un indicateur des impacts sur la qualité du sol dans l'ACV est essentiel pour les systèmes de production agricole à cause du rôle centrale des fonctions du sol dans l'agriculture. L'objectif de cette étude était de développer un cadre théorique et opérationnel pour quantifier des indicateurs de l'impact des activités agricoles sur la qualité du sol dans l'ACV qui soient valides pour tous les conditions pédoclimatiques et qui considèrent à la fois tous les sols agricoles dans la chaîne de production d'un produit. Précisément les objectifs étaient :

- Choisir les impacts sur la qualité du sol à prendre en compte et développer la méthodologie à suivre pour les calculer
- À partir de ces méthodologies, définir le « minimum data set » des caractéristiques (du sol, du climat, et des pratiques culturales) des sites agricoles qui sont nécessaires pour calculer les impacts
- Tester et évaluer la méthode de ces indicateurs d'impact ainsi calculés

587 1.1. Les définitions de la qualité du sol

588 Le concept de la qualité du sol est apparu dans la littérature dans les années 1990 (Larson et Pierce,
589 1994; Carter *et al.*, 1997; Karlen *et al.*, 1997; Nortcliff, 2002; Allan *et al.*, June 1995). Plusieurs définitions de
590 la qualité du sol ont été proposées, qui peuvent être regroupées selon leur tendance à souligner (1) les
591 fonctions du sol ou (2) l'utilisation du sol. Pour le premier, le Soil Science Society of America définit
592 officiellement la qualité du sol comme « la capacité d'un type de sol spécifique à fonctionner, dans les limites
593 d'un écosystème naturel ou anthropisé, pour soutenir la santé et l'habitation humaine » (Karlen *et al.*, 1997).
594 Les fonctions les plus importants comprennent le flux et la rétention de l'eau, le transport et la rétention des
595 solutés, la stabilité et soutien physique, la rétention et recyclage des nutriments, le tamponnage et filtrage
596 des matières potentiellement toxiques, et le maintien de la biodiversité et les habitats (Andrews *et al.*, 2004).
597 Un sol peut avoir une haute qualité pour une fonction mais pas pour d'autres fonctions. Par contre, la
598 deuxième définition de la qualité du sol peut être décrite comme « l'aptitude pour l'utilisation » (Larson et
599 Pierce, 1994; Letey *et al.*, 2003). Ainsi, la définition des « fonctions » souligne les services écosystémiques
600 du sol, tandis que la définition de « l'utilisation » souligne la spécification des usages du sol selon ses
601 contextes environnementaux ou industriels (e.g., l'agriculture, la construction des routes). La deuxième
602 définition implique aussi la responsabilité pour ceux qui utilisent le sol. Ces deux définitions sont liées et ont
603 été intégrées, par exemple, dans un cadre séquentiel qui évalue la qualité d'un sol pour un but spécifique en
604 prenant en compte ses fonctions (Carter, 2002). Donc, si la qualité du sol peut être considérée selon le
605 degré de réponse à un jeu de fonctions et/ou usages, les membres du jeu peuvent varier selon le contexte
606 du sol, les enjeux considérés importants, ou la méthode utilisée pour analyser la qualité du sol.

607 Bien que les termes « qualité du sol » et « santé du sol » ont été utilisés de façon synonyme (Doran et
608 Zeiss, 2000; Karlen *et al.*, 2001; Doran, 2002), il faut distinguer leur définitions. La qualité du sol est liée aux
609 fonctions et usages potentiels du sol, mais aussi sur la localisation et l'échelle de l'étude. Par contre, la
610 santé du sol signifie une approche holistique pour comprendre le système sol, indépendamment de
611 l'utilisation du sol et ses utilisateurs. La santé du sol considère le sol comme une ressource finie, non
612 renouvelable et dynamique. Bien que basée à l'origine sur l'idée du sol comme entité vivante (e.g., Gaia)
613 (Minami, 2009), la santé du sol a évolué pour devenir l'indicateur principal de la gestion durable de la terre
614 (Doran et Zeiss, 2000).

615 1.2. Les critères pour l'analyse de la qualité du sol

616 L'analyse de la qualité du sol dépend des critères qui diffèrent selon la méthode utilisée (Tableau 1). Le
617 premier critère est l'objectif de la méthode. La qualité du sol peut être abordée comme une partie de la
618 qualité globale de l'écosystème ou comme un soutien de la durabilité des habitats ou cultures. Elle peut être
619 le suivi des propriétés clés ou l'évaluation des impacts des pratiques de gestion sur certaines propriétés du
620 sol. Les objectifs peuvent être distingués entre l'analyse de la qualité du sol (le suivi du sol) et l'analyse des
621 impacts sur la qualité du sol, qui implique la prise en compte de la variabilité temporelle. Le deuxième critère
622 est l'échelle spatiale. De l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation à une analyse régionale ou nationale de
623 la qualité du sol, les données mesurées, calculées, ou estimées ont des incertitudes différentes. La
624 complexité de la caractérisation du fonctionnement du sol et la mesurabilité et le type des données dépend
625 du troisième critère : le groupe ciblé. Les chercheurs utilisent des méthodes plus complexes que celles des
626 agriculteurs, qui peuvent agir directement seulement sur leurs propres pratiques de gestion. Donc, le
627 contenu du MDS, le quatrième critère, dépend des trois premières. Pour illustrer ces critères, quatre
628 exemples des méthodes ou des outils pour l'analyser la qualité du sol ou des impacts qui l'influencent aux
629 niveaux de la parcelle ou de l'exploitation sont exposés (Tableau 1) :

- 630 • La méthode IDEA attribue des scores aux pratiques de gestion et au comportement des agriculteurs
631 (Vilain, 2008; Zahm *et al.*, 2008).
- 632 • Le kit de test de la qualité du sol du Département de l'Agriculture des États-Unis (« USDA Soil Quality
633 Test Kit ») fournit des procédures au champ à suivre pour estimer le niveau d'un ou plusieurs fonctions
634 du sol (Evanylo et McGuinn, 2000; Seybold *et al.*, 2001).
- 635 • La base de données française des analyses du sol BDAT (<http://bdat.gissol.fr>) est un outil pour l'étude
636 à grande échelle des questions pédologiques, agronomiques et environnementales en ce qui
637 concerne la variabilité spatiale et temporelle des sols agricoles (Lemerrier *et al.*, 2008).
- 638 • La méthode « Swiss Agricultural Life Cycle Assessment » (SALCA) est utilisée pour analyser des
639 impacts environnementaux de la production agricole dans le cadre de l'ACV. Elle est composée de
640 différents modules, dont « SALCA-Soil Quality » (SQ), qui se focalise sur des impacts des pratiques
641 agricoles sur la qualité du sol (Oberholzer *et al.*, 2006).

643 Tableau 1. Les principaux critères pour l'évaluation de la qualité du sol ou l'impact sur la qualité du sol selon
644 quatre méthodes ou outils aux niveaux de la parcelle ou de l'exploitation.

Critère pour l'analyse de la qualité du sol	Méthode/Outil			
	IDEA	USDA Test	BDAT	SALCA-SQ
Objectif de l'analyse	Qualité du sol globale		•	•
	Durabilité des cultures	•		•
	Qualité du sol		•	
	Impact sur le sol	•		•
Échelle spatiale des données d'entrée	Parcelle - Exploitation	•	•	•
	Régionale			•
	Nationale		•	•
	Internationale			•
Groupe ciblé	Chercheurs	•	•	•
	Décideurs	•		•
	Conseillers agricoles			•
	Gestionnaires	•		
	Agriculteurs	•	•	•
	Associations d'agriculteurs	•		•
Minimum Data Set	IQS ¹ inhérent (texture)		•	•
	Données climatiques		•	•
	IQS ¹ dynamique (d'utilisateurs)		•	•
	Pratiques de gestion	•	•	•
Indicateurs	Fluxes de polluants quantifiés			
	Score - Intervalle	•	•	•
Performance	Données d'entrée facile à mesurer	- ²	•	- ³
	Facile à utiliser	•	•	•
	Basé sur le dire d'experts	•		
	Accessible aux utilisateurs	•	•	•
	Site-dépendance	•	•	•
	Transferabilité ⁴	•	•	

645 ¹ Indice de la Qualité du Sol

646 ² IDEA contient des données des pratiques au champ ; pas besoin des mesures.

647 ³ Des mesures existent déjà dans sa base de données.

648 ⁴ Applicable aux conditions pédoclimatiques qui diffèrent de celles utiliser pour développé la méthode ou l'outil.

649

650 Ces quatre exemples illustrent les différentes approches qui ont prises en compte la qualité du sol
651 (exclusivement ou parmi d'autres impacts) dans l'analyse environnementale. Les MDS nécessaires pour
652 analyser les impacts sur la qualité du sol varient des données sur des pratiques agricoles standards (e.g.,
653 IDEA) aux données nécessaires pour une modélisation sophistiquée et complexe des dynamiques du sol
654 (e.g., SALCA-SQ). La combinaison des différents critères donne à chaque approche une gamme
655 d'application mais une transférabilité limitée (i.e., l'application à d'autres sols et climats). Pour permettre une
656 définition universelle des (impacts sur) la qualité du sol qui est valide pour toutes les conditions
657 pédoclimatiques et échelles géographiques, la méthode utilisée doit être suffisamment flexible pour
658 accommoder une variété de sols et de climats, mais rester sensible aux pratiques de gestion. Le cadre de
659 l'ACV a une telle flexibilité, permettant une analyse des impacts globaux des activités agricoles sur la qualité
660 du sol qui est applicable à toute location géographique.

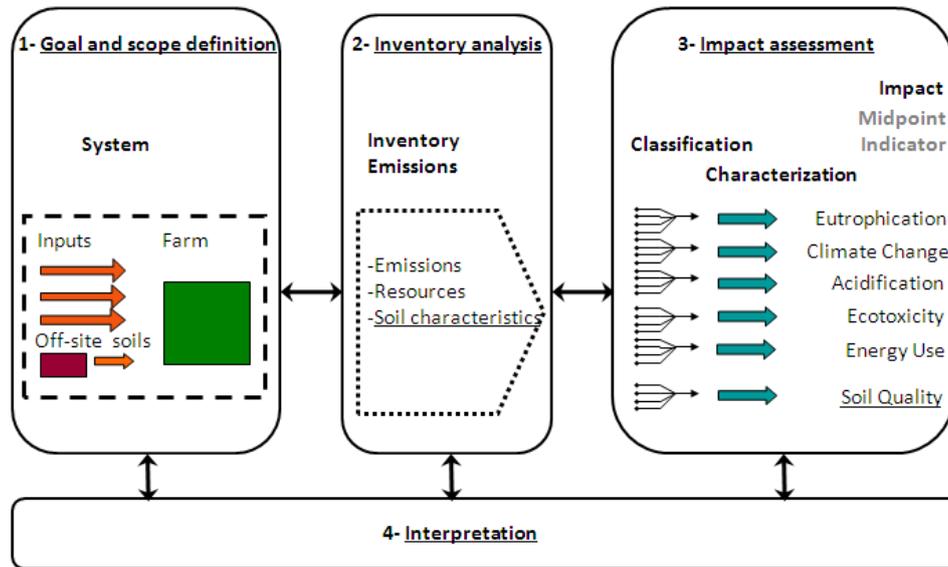
661 2. LES IMPACTS SUR LA QUALITÉ DU SOL DANS L'ACV - ÉTAT DES LIEUX

662 Chapeau : L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est une approche globale qui quantifie des impacts
663 environnementaux d'un produit tout au long de son cycle de vie. La variabilité spatiale et temporelle du sol
664 rend difficile la prise en compte de sa qualité dans l'ACV, mais certaines tentatives ont été proposées depuis
665 2000. Malgré ces propositions, il n'y a pas de consensus actuellement sur quels impacts sur la qualité du sol
666 à prendre en compte et comment les estimer dans le cadre de l'ACV.

667 2.1. L'Analyse de Cycle de Vie

668 L'ACV est une méthode qui quantifie les impacts environnementaux potentiels d'un produit pendant son
669 cycle de vie, qui correspond à toutes les étapes de sa production, utilisation, et mise en déchet, de
670 l'extraction des matières premières jusqu'à la gestion des déchets (ISO 14044) (ISO, 2006). L'ACV quantifie
671 toutes les émissions et consommations de ressources pertinentes et les impacts sur l'environnement,
672 l'épuisement des ressources, et la santé humaine qui sont associés à la production des biens ou des
673 services (European Commission, 2010). Après la définition des objectifs d'une étude ACV et du système de
674 production visée, les fluxes de matière et de l'énergie qui rentrent et qui sortent du système de production
675 (e.g., une exploitation agricole) sont comptabilisés dans une « inventaire » (ICV) de ces « interventions
676 environnementales » (Figure 1). Ces fluxes sont ensuite agrégés dans des catégories d'impact et puis

677 multipliés par des « facteurs de caractérisation » pour les transformer dans l'unité d'impact (e.g., kg
 678 équivalents CO₂) de chaque catégorie dont ils font partie (Analyse d'Impact de Cycle de Vie, AICV). Ces
 679 impacts sont exprimés par une ou plusieurs « unités fonctionnelles » (e.g., 1 kg of produit, 1 ha de surface),
 680 qui permettent la comparaison des impacts entre systèmes de production.
 681

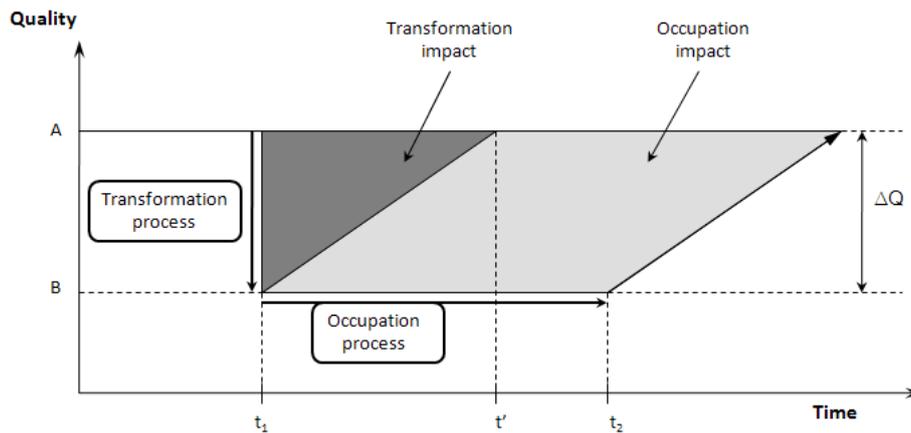


682
 683 Figure 1. Les phases de l'Analyse de Cycle de Vie d'un système agricole, prenant en compte les impacts sur
 684 la qualité du sol (figure de Garrigues et al., 2012).
 685

686 2.2. La qualité du sol et l'utilisation des terres

687 Dans le contexte de l'ACV la qualité du sol a été prise en compte typiquement dans la catégorie qui
 688 correspond à l'utilisation des terres et les impacts sur les écosystèmes. L' utilisation anthropique des terres
 689 représente normalement une catégorie « midpoint » qui contribue aux dommages à l'environnement naturel
 690 biotique et abiotique, les ressources naturelles, et l'environnement anthropique (Jolliet *et al.*, 2004). Dans ce
 691 contexte précis, l'utilisation des terres a été décrite comme « la détérioration des habitats pour la vie non-
 692 humaine, aussi bien que la dégradation des qualités du sol, avec une influence nuisible sur des systèmes de
 693 soutien de vie importants tels que le circuit de l'eau douce ou du carbone » (Lindeijer *et al.*, 2002). Dans une
 694 critique de l'analyse de l'utilisation des terres dans l'ACV, les impacts de l'utilisation des terres fait référence
 695 aux impacts sur la qualité de la terre, c'est-à-dire « dans le sens de l'accomplissement des fonctions de la
 696 terre qui sont liées à la sauvegarde des objets protégés par les hommes » (Milà i Canals *et al.*, 2007a).
 697 Cette affirmation implique la quantification de l'utilisation des terres dans des unités qui varient selon les
 698 fonctions d'intérêt de différents utilisateurs.

699 Des catégories d'impact telles que l'utilisation des terres peuvent ne pas être prise en compte à cause
 700 d'une manque de standardisation de la sélection des catégories d'impact (Finnveden, 2000). En
 701 conséquence, il n'y a pas à ce jour de méthode d'analyse largement acceptée pour les impacts sur
 702 l'utilisation des terres (Milà i Canals *et al.*, 2007a). Bien que les impacts sur l'utilisation des terres se sont
 703 avérés évidents depuis des décennies, ils sont difficiles à évaluer. En premier, ils sont les résultats d'une
 704 large variété des activités qui peuvent être liées entre elles. Deuxième, certains impacts sur l'utilisation des
 705 terres, tel que la qualité du sol, ne peuvent pas être traduits en termes de fluxes de matière et d'énergie.
 706 Néanmoins, un cadre théorique pour l'AICV de l'utilisation des terres a été proposé dans l'initiative de cycle
 707 de vie de l'UNEP-SETAC (Milà i Canals *et al.*, 2007a). Dans ce cadre, l'utilisation des terres fait référence à
 708 deux processus : la transformation et l'occupation (Figure 2). La transformation de la terre pour une nouveau
 709 type d'utilisation humaine provoque un changement brusque, souvent négatif, dans la qualité de la terre
 710 (ΔQ), qui représente une ou plusieurs caractéristiques d'une zone (e.g., la biodiversité, la qualité du sol).
 711 L'occupation du sol représente l'utilisation humaine de la terre pendant une période qui reporte la
 712 régénération naturelle de la qualité de la terre tant que l'occupation se poursuit. La transformation concerne
 713 une unité de surface (e.g., 5 ha de forêt converti en terres agricoles), et l'occupation concerne une unité de
 714 surface \times temps (e.g., 5 ha de terre utilisés pour 100 ans), mais les unités utilisées pour quantifier ΔQ n'ont
 715 pas besoin d'être des unités de surface.
 716



717

718

Figure 2. L'évolution de la qualité de la terre du à sa transformation anthropique (t_1), son occupation (t_1 à t_2), et sa régénération après l'occupation (figure de Garrigues et al. (2012), basée sur Schmidt (2008) et Millà i Canals *et al.* (2007a).)

721

722

723

724

725

726

727

728

729

730

731

732

733

734

735

736

737

L'AICV caractérise les impacts de transformation et d'occupation comme des intégrales de ΔQ sur des périodes de temps délimitées (les « horizons » ; les zones gris foncé et gris clair, respectivement, Figure 2), qui sont ensuite divisées par la durée de l'horizon (e.g., 100 ans) pour estimer les impacts de transformation et d'occupation par unité de temps (e.g., année) de l'occupation. En théorie, l'impact de transformation peut être considérée de durer une période de temps (t_1 à t' , Figure 2) égale à celle qui serait nécessaire pour revenir à la qualité initiale (A, Figure 2) ou à une qualité maximale plus basse si un changement irréversible a eu lieu. Pendant cette période, l'impact de transformation diminue progressivement selon ce taux de régénération, étant remplacé par l'impact d'occupation. Après cette période, un nouveau système d'occupation (e.g., une nouvelle culture) entrainera qu'un impact d'occupation et aucun impact de transformation. Donc, dans des régions transformées par l'agriculture depuis des millénaires (e.g., la France), les impacts de transformation majeurs ne sont plus présents. Toutefois, les impacts de transformation se produisent toujours, par exemple quand la terre arable ou des prairies sont transformées en forêt ou quand des prairies sont transformées en terres arables. Malgré ce cadre théorique, il existe toujours une manque d'application des méthodes d'AICV appropriées pour évaluer des impacts de l'utilisation des terres dans l'ACV à cause de la quantification complexe de plusieurs impacts sur l'environnement naturel, les ressources naturels ou la qualité du sol.

738

739

740

741

742

743

744

745

746

747

748

749

Un débat existe sur la pertinence d'incorporer les impacts de l'utilisation des terres dans l'AICV à cause de la relation imprécise entre l'utilisation des terres et les flux de substances. Certains ont proposé l'exclusion des impacts de l'utilisation des terres dans l'ACV, pour les évaluer à part dans des Études d'Impacts Environnementaux (EIE) (Udo de Haes, 2006). Les EIE, cependant, visent les effets locaux d'un projet d'aménagement, par opposition aux ACV, qui ont une portée beaucoup plus large et qui prennent en compte des impacts au-delà du milieu immédiat. L'inclusion des impacts de l'utilisation des terres dans l'ACV a besoin d'une poursuite d'étude des aspects à évaluer, quels indicateurs devraient être inclus et si ces aspects ont besoin de plusieurs catégories d'impact « midpoint ». Puisque l'objectif de l'AICV est de transformer un grand inventaire des « interventions environnementales » en un nombre limité des impacts environnementaux pertinents, les impacts sur la qualité du sol semblent suffisamment importants pour constituer une catégorie d'impact « midpoint » qui pourrait être incorporée dans une catégorie sur encore plus large sur l'utilisation des terres.

750

2.3. Des approches ACV existantes

751

752

753

754

755

756

757

758

759

Bien qu'étant une ressource rare, le sol a été traité comme un objet « accessoire » dans l'ACV, qui aide à soutenir des processus de production mais qui ne fait pas partie des processus en eux-mêmes (Fava *et al.*, 1990). Par exemple, les émissions au sol des métaux lourds et des pesticides qui sont quantifiées dans l'ICV peuvent être agrégées dans la phase AICV dans la catégorie d'impact « toxicité terrestre ». Des méthodes d'ACV plus récentes ont commencé à inclure l'état du sol, et non pas seulement ses entrées et sorties, dans l'estimation des impacts, mais un consensus sur une catégorie d'impact spécifique à la qualité du sol n'existe pas. Une considération de l'état du système existe déjà dans l'ACV pour des indicateurs d'impact sur les ressources en eau (Pfister *et al.*, 2011) et sur la biodiversité (Curran *et al.*, 2011).

760

761

762

763

764

Pendant les 10 dernières années, des impacts sur la qualité du sol ont été évalués dans l'ACV avec différents approches et niveaux de détail. Des définitions plus ciblées sur la qualité du sol se trouvent dans des méthodologies d'impact de l'utilisation des terres, comme décrit dans la section précédente. Souvent, ces méthodes prenant en compte la qualité du sol réduisent celle-ci à l'érosion et/ou la fonction de la fertilité du sol (Lindeijer, 2000; Achten *et al.*, 2009; Nuñez *et al.*, 2010). Des méthodes basées sur la thermodynamique des écosystèmes ont été développées ; par exemple, la théorie de l'exergie (le contenu

765 de l'énergie disponible d'un système) peut être appliquée à l'utilisation des terres en quantifiant les fluxes
766 d'énergie, tels que la radiation du soleil, le vent, l'eau (e.g., la pluie, le ruissellement), et les fluxes de
767 nutriments (e.g., le lessivage) et de matière (e.g., l'érosion) (Wagendorp *et al.*, 2006). L'état et la fonction
768 d'un écosystème sont traduits respectivement en termes du niveau d'exergie interne et du taux de
769 dissipation des fluxes d'exergie. Dans une autre méthode (Achten *et al.*, 2009), les concepts de « Qualité
770 Structurale de l'Écosystème » et de « Qualité Fonctionnelle de l'Écosystème » sont identifiés comme des
771 indicateurs « endpoint » de l'utilisation des terres, avec la fertilité du sol et la structure du sol comme des
772 indicateurs « midpoint ». Si l'intérêt théorique d'une telle approche universelle est indéniable, son application
773 semble compliquée. Dans la même voie, Milà i Canals *et al.* (2007b) ont développé une approche qui
774 propose la MOS comme seule indicateur de la qualité du sol. Une limite d'un indicateur de la MOS est qu'il
775 peut être appliqué seulement dans l'agriculture et la foresterie, et des impacts qui n'impliquent pas la MOS
776 directement, comme l'acidification et la salinisation, sont exclus. De plus, si la perte de MOS peut
777 représenter un impact significative en soi, elle n'influence pas l'érosion (probablement l'impact le plus
778 important au niveau mondiale), par la stabilité structurale des agrégats, suffisamment pour le représenter
779 complètement. Plus récemment (Bosco *et al.*, in press), le changement dans la MOS a été pris en compte
780 dans le bilan carbone d'un produit (une bouteille de vin) avec les prédictions du modèle simple de Hénin-
781 Dupuis (1945).

782 Une autre approche ACV qui prend en compte des impacts de l'utilisation des terres sur la qualité du sol
783 estime l'impact de l'érosion sur la désertification grâce à un SIG combiné avec l'AICV (Nuñez *et al.*, 2010;
784 Nuñez *et al.*, 2012). Dans la phase ICV, l'érosion est calculé avec l'équation « Universal Soil Loss
785 Equation » (USLE) (Wischmeier et Smith, 1978), et des facteurs de caractérisation (basés sur la profondeur
786 du sol) sont estimés à partir de la carte mondiale du « Global Assessment of Human-Induced Soil
787 Dégradation » (ISRIC, 2008). La qualité du sol est abordée seulement par l'érosion, et l'objectif est de
788 développer une méthode qui convient à toute échelle. Il existe également la méthode de classification
789 hiérarchique LANCA® (Beck *et al.*, 2010) qui prédit l'érosion sur une exploitation agricole.

790 Une plus grande prise en compte de la qualité du sol se trouve dans des approches qui proposent des
791 indicateur(s) multicritère(s) de la qualité du sol (Cowell et Clift, 2000; Oberholzer *et al.*, 2006). Dans la toute
792 première méthode (Cowell et Clift, 2000), la qualité et la quantité du sol sont compris dans l'ACV par une
793 approche conceptuelle qui évalue trois catégories d'impact : l'érosion, le changement en matière organique
794 et le tassement. Des facteurs additionnels qui touche le sol (la masse du sol et des nutriments) sont évalués
795 à part et inclus dans l'ICV. Le plus haut niveau de détail dans le caractérisation de la qualité du sol est atteint
796 par la méthode SALCA-SQ (Oberholzer *et al.*, 2006). Elle est basée sur les activités agricoles sur une
797 exploitation et prend en compte des voies d'impact qui influencent neuf propriétés physiques, biologiques et
798 chimiques du sol afin d'estimer des impacts directs sur la qualité du sol des parcelles de cette exploitation.
799 SALCA-SQ est la méthode la plus complexe pour évaluer la qualité du sol dans le cadre de l'ACV, mais elle
800 est actuellement calée seulement pour des sols et des activités agricoles suisses, ce qui rend son transfert à
801 d'autres pays difficile. Son adaptation et application aux exploitations dans d'autres pays européens sont
802 prévues dans le cadre du projet CANTOGETHER (FP7, 2012-2015). Néanmoins, SALCA-SQ ne prend pas
803 en compte des impacts indirects sur des sols agricoles hors de l'exploitation sous étude (e.g., ceux associés
804 avec des ingrédients d'aliments produits sur une autre exploitation). SALCA-SQ se focalise sur les impacts
805 des exploitations entières, pas sur les impacts des produits qu'ils produisent. Aussi, si son échelle qualitative
806 d'impact (--, -, 0, +, ++) évite le niveau d'incertitude des indicateurs quantitatifs, elle peut être relativement
807 insensible aux impacts contrastés de différents pratiques agricoles.

808 Avec toutes ces méthodes, la difficulté réside dans le choix des multiples fonctions et propriétés du sol
809 selon le sol, le climat et les pratiques de gestion. Le défi sous-jacent de ce choix est sa transférabilité :
810 puisque l'ACV est une approche systémique et des systèmes agricoles sont liés au niveau mondiale (e.g.,
811 des poulets thaïlandais mangeant du soja brésilien), les méthodes utilisées pour chaque impact doivent être
812 valide pour n'importe quel contexte géographique. À ce jour, aucune méthode standardisée pour une
813 analyse universelle des impacts sur la qualité du sol a été créé, qui soulève la question : est-il possible de
814 trouver un compromis entre un niveau suffisant de caractérisation des relations complexes parmi des
815 propriétés du sol et un jeu d'indicateurs simplifié mais complet afin de quantifier des impacts sur la qualité du
816 sol dans l'ACV ?

817 3. CONSIDÉRATIONS ET CHOIX DE L'APPROCHE DU PROJET ACV-SOL

818 Chapeau : La méthode prend en compte des sols agricoles dans toute la chaîne de production d'un produit
819 et agrège les impacts spatialement et temporellement. Il faut utiliser des données pour le MDS aussi
820 précises que possible. Les indicateurs choisis portent sur l'érosion, le changement en matière organique du
821 sol, et le tassement.

822
823 Comme déjà décrite, la définition de la qualité du sol peut varier selon la combinaison des propriétés du
824 sol qui sont prédominants pour une fonction ou usage donné. Le premier défi dans la définition de la qualité
825 du sol dans l'ACV est la grande variabilité spatiale et temporelle de la qualité du sol. Des différences

826 intrinsèques entre des sols associées à la variabilité temporelle des caractéristiques du sol, des interactions
827 complexes avec le climat et la variété des pratiques de gestion exigent le développement d'un cadre pour
828 évaluer des impacts sur la qualité du sol qui peut être adapté à chaque contexte pédoclimatique (Garrigues
829 *et al.*, 2012). Dans la méthode ENVIASSO, six des processus de dégradation sont étroitement liés à
830 l'agriculture (Huber *et al.*, 2007). Donc, se baser principalement sur des systèmes agricoles pour le
831 développement des indicateurs ACV des impacts sur la qualité du sol semble approprié / est justifié, mais il
832 est important de ne pas ignorer d'autres systèmes, comme ceux de la foresterie ou de l'industrie.

833 À l'origine, étant une approche qui considère que le système est en équilibre, l'ACV a estimé des impacts
834 sans référence à leurs dimensions spatiales et temporelles. Cependant, l'inclusion des dynamiques
835 temporelles et de la variabilité spatiale ont récemment attiré plus d'attention. Depuis les années 1990s,
836 l'introduction de la régionalisation (la différenciation spatiale) dans l'ACV a permis de distinguer des
837 différences entre des méthodes d'évaluation d'impact qui sont « site générique » (pas d'informations
838 spatiales), « dépendante du site » (certaines informations spatiales) ou « propre au site » (des informations
839 détaillées) (Potting et Hauschild, 2006). Puisque les impacts sur la qualité du sol ont une dépendance au site
840 et une variabilité forte, des producteurs et consommateurs dans un pays peuvent influencer la qualité du sol
841 dans plusieurs d'autres pays en raison, par exemple, du commerce international des ingrédients pour
842 l'aliment du bétail. Par exemple, l'aliment porcin en France peut contenir des ingrédients de la France (e.g.,
843 betterave, maïs, pois), du Pakistan (e.g., mélasse), du Brésil (e.g., soja) et de l'Argentine (e.g., tournesol)
844 (Basset-Mens et van der Werf, 2005). Puisque les itinéraires techniques (ITK), le sol et le climat diffèrent
845 pour chaque culture, l'évaluation des impacts sur la qualité du sol doit être au moins dépendante du site et
846 idéalement propre au site. Le défi principal est l'acquisition des données nécessaires. Un deuxième défi est
847 la difficulté de traduire des processus qui impactent la qualité du sol en fluxes de matière et d'énergie et la
848 prise en compte des interactions entre facteurs. De plus, des voies d'impact peuvent être décrites par des
849 modèles quantitatives ou des relations qualitatives basées sur le dire d'experts. Ce mélange des
850 informations quantitatives et qualitatives peut s'avérer difficile à agréger.

851 **3.1. Les limites du système et l'échelle des données**

852 L'état du sol lui-même, pas seulement ses entrées et sorties, est inclus dans les limites du système. La
853 méthode ACV-SOL utilise cette définition du sol : « la matière naturelle, minérale ou organique, non
854 consolidée, d'une épaisseur d'au moins 10 cm qui se trouve à la surface de la terre et peut soutenir la
855 croissance végétale » (SCWG, 1998). Cette définition exclue les matières déplacées par les humaines (e.g.,
856 terrils miniers) sauf si elles sont soumises à des processus de pédogénèse. Les matières de la surface qui
857 ne sont pas couvertes par cette définition sont considérées comme des « non sols ». Les limites du système
858 pour les produits brutes agricoles utilisées directement comme des ingrédients (e.g., maïs graine) sont fixées
859 à la porte de la ferme, tandis que celles pour des produits agricoles transformées (e.g., tourteau de soja)
860 sont fixées à la porte de l'usine de transformation.

861 Les données d'entrée pour une exploitation représentent une année calendrier. Les limites temporelles
862 de chaque culture comprennent la période interculturel (si elle existe) qui a lieu juste avant la culture. En
863 plus, pour les cultures pérennes, les impacts de la plantation sont divisés sur la vie productive de la culture
864 pour obtenir une dimension temporelle d'une année.

865 Les données de l'ICV sont moins difficilement récoltées pour des systèmes de référence qui représentent
866 une moyenne de la variabilité observée dans des vrais systèmes de production. Ces données doivent être
867 aussi propres au site et précises que possible, mais si besoin, peuvent venir des bases de données globales
868 à plus basse résolution. Par exemple, le « Harmonized World Soil Database » (FAO *et al.*, 2009) contient
869 des données sur les propriétés physiques du sol à l'échelle régionale au niveau mondiale. Si la localisation
870 du site de production d'une culture dans un pays est manquante, on peut faire l'hypothèse que le sol
871 dominant d'une région dans la base de données correspond au sol qui fait partie de la production de la
872 culture.

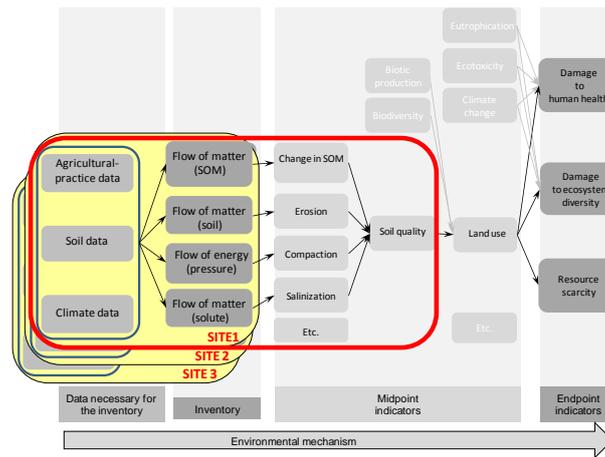
873 **3.2. Les types de données pour l'inventaire**

874 Pour établir une ICV, il faut distinguer les objets dans l'inventaire des données nécessaires pour les
875 quantifier. La quantification des objets de l'inventaire peut être fait avec de la modélisation ou une
876 classification hiérarchique (e.g., un arbre de décision basé sur le dire d'experts), mais la prise en compte des
877 conditions pédoclimatiques rend ce dernier difficile à développer. La qualité du sol peut être caractérisée par
878 (1) des propriétés physiques, chimiques et biologiques ; (2) des fonctions du sol et (3) des processus qui
879 peuvent dégrader le sol (e.g., l'érosion, le tassement).

880 Les propriétés et fonctions du sol sont difficiles à utiliser comme objets dans l'inventaire à cause de la
881 difficulté de déterminer comment elles influencent individuellement les fonctions du système (e.g., la
882 productivité, l'utilisation des terres) reflétées dans les unités fonctionnelles. Par contre, les processus qui
883 dégradent le sol sont plus facilement liés aux unités fonctionnelles car plusieurs peuvent être exprimés
884 comme des fluxes de matière ou d'énergie dans l'inventaire, fluxes utilisés ensuite pour estimer les
885 indicateurs d'impact (Figure 3). Pour les processus qui dégradent le sol, la quantification pour l'ICV peut être

886
887
888

simple si des données empiriques sur l'érosion ou les stocks de SOM dans le système agricole sont disponibles.



889
890
891
892

Figure 3. Les étapes conceptuelles pour évaluer les impacts sur la qualité du sol dans l'Analyse de Cycle de Vie (encerclées en rouge) (adaptée de Garrigues et al, 2012).

893
894
895
896
897
898
899
900
901
902
903
904
905
906
907
908
909
910
911
912
913
914
915
916

Néanmoins, un manque de données veut dire normalement que les objets de l'inventaire doivent être estimés avec des modèles analytiques ou dynamiques. Des modèles conçus et calés pour des caractéristiques locales ou régionales sont souvent préférés aux modèles généralisés car leurs prédictions, en principe, seront plus adaptées aux conditions des sols impliqués dans la production agricole. Or, un modèle générale applicable à toute condition pédoclimatique peut avoir besoin de relativement peu de données d'entrée, mais fournir des estimations suffisamment précises et robustes. Des exemples des modèles généralisés comprend USLE (Wischmeier et Smith, 1978) et RUSLE (Renard et Ferreira, 1993) pour prédire l'érosion et RothC (Coleman et Jenkinson, 2008) pour prédire les dynamiques du C du sol. Ces modèles ont été utilisés dans le cadre de l'ACV pour des exploitations agricoles individuelles, mais pas pour plusieurs exploitations dans une chaîne de production, telles que celles qui produisent des ingrédients d'aliment du bétail. Les éléments clés dans l'ACV pour passer de l'inventaire à des estimations d'impact sont des facteurs de caractérisation. Pour les impacts sur la qualité du sol, cependant, les processus dans l'inventaire semblent suffisamment informatifs sans des facteurs de caractérisation. En accord avec le nature de la généricité des sites de l'ACV, l'impact total de plusieurs sites (pour une catégorie donnée) est fait en additionnant leurs impacts ensemble. Ce procédure suppose que la perte d'une tonne de sol aient le même impact sur la qualité du sol quelque soit la localisation et les propriétés du sol.

Le fait d'avoir basé les objets de l'inventaire sur les processus permet une amélioration progressive de la méthode par l'inclusion de systèmes non agricoles et la prise en compte d'impacts additionnels. Mais, si plusieurs indicateurs d'impact sur la qualité du sol peuvent s'avérer intéressant pour identifier des différences parmi des endroits, modes de gestion ou contextes pédoclimatiques, ils peuvent représenter trop d'informations quand ils sont montrés avec d'autres indicateurs ACV (e.g., changement climatique). Pourtant, un seul indicateur d'impact sur la qualité du sol n'a pas encore été développé à cause de la difficulté d'agrèger divers processus dans une seule mesure. Il est plus sage de développer des indicateurs robustes pour des processus individus avant de tenter de les agrèger.

917
918
919
920
921
922
923
924
925
926
927
928
929
930
931
932
933

3.3. Sélection des impacts sur la qualité du sol

La méthode se focalise sur trois processus majeurs de dégradation physique des sols à travers le monde (Oldeman *et al.*, 1991) : l'érosion, le changement en MOS, et le tassement. Ces processus font partie des huit menaces qui pèsent sur le sol identifiées par la Stratégie Thématique pour la Protection des Sols en Europe (Huber *et al.*, 2007). Les données du MDS sont utilisées comme données d'entrée pour calculer pour l'ICV des fluxes de matière (sol, MOS) et de l'énergie (la pression) dans le sol pour ensuite estimer un indicateur midpoint pour chaque impact.

L'érosion peut être un processus lent et insoupçonné, ou encore prendre des proportions alarmantes, entraînant une perte énorme de sol arable. Le lessivage de la terre arable peut résulter en une réduction du potentiel de production, en une réduction de la qualité de l'eau de surface et en l'encrassement des réseaux de drainage. La matière organique joue un rôle central dans l'entretien du sol et le maintien de ses fonctions à travers ses effets directs sur la stabilité structurale ; la fertilité du sol ; son pouvoir fixateur et tampon et sa contribution à la régulation de l'effet de serre via le stockage du carbone dans le sol. Donc, la diminution de la MOS peut entraîner des conséquences graves sur la qualité du sol. Vu leurs grandeurs, leurs larges distributions, et leur inclusion dans d'autres approches ACV, leur inclusion dans la méthode ACV-SOL a semblé évidente. Par contre, le choix de développer un l'indicateur du tassement aurait besoin de plus d'explication, car cela a peu été fait jusqu'à présent. Le tassement est présent dans tout système d'utilisation

934 des terres dans lequel la terre est parcourue par des machines, des humaines et des animaux domestiques
935 et sauvages et a de graves impacts sur les sols (Batey, 2009). Il diminue le volume de sol, en particulier les
936 fractions remplies d'air et peut être exprimé en termes de densité apparente, de porosité, d'indice de vide ou
937 de résistance du sol (Hillel, 1998). Il influe sur l'arrangement spatial, la taille et la forme des mottes et
938 agrégats et, donc, les espaces vides qui les séparent (Defossez et Richard, 2002). Le degré du tassement
939 ne dépend pas seulement de la pression et de la surface sur laquelle elle est appliquée, mais aussi de la
940 teneur en eau du sol et de la capacité du sol à porter des chargements. Le tassement modifie la structure du
941 sol, limite l'infiltration de l'eau et de l'air, et entrave la pénétration des racines. À terme, le tassement peut
942 influencer des processus chimiques et biologiques (e.g., les cycles N et C, les émissions des gaz à effet de
943 serre), le rendement et la croissance des plantes et la biodiversité du sol. Le tassement de la couche
944 supérieure dans des paysages vallonnés augmente le ruissellement et peut augmenter l'érosion, avec des
945 impacts environnementaux ultérieurs sur et hors de l'exploitation. C'est un processus cumulatif ; davantage
946 de passages de machines peuvent augmenter le tassement, surtout quand la teneur en eau est élevée
947 (Bakker et Davis, 1995). Le tassement de la couche supérieure est lié aux impacts économiques et
948 environnementaux de plus court terme car il est relativement réversible avec le labour du sol, mais celui du
949 sous-sol est difficilement réversible, même avec le sous-solage, et peut influencer la durabilité à long terme.
950 Une présentation plus détaillée des impacts agro-environnementaux du tassement se trouve dans à un
951 précédent rapport du programme GESSOL 2 : le projet DST (Richard, 2008).

952 4. DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE AU CALCUL DES INDICATEURS

953 Chapeau : Les données dans le MDS nécessaires à estimer les trois impacts incluent des données
954 pédoclimatiques et des pratiques agricoles. Les impacts de l'érosion (t sol/ha), le changement en MOS (t
955 C/ha) et le tassement (perte de porosité en m³/ha) sont prédits avec les modèles de simulation RUSLE2,
956 RothC et COMPSOIL (avec BILHY), respectivement.

957
958 Les impacts sur la qualité du sol sont quantifiés avec des indicateurs midpoint qui décrivent ces
959 processus pouvant dégrader le sol. L'indicateur pour l'érosion estime une perte de sol (en t), tandis que celui
960 pour la MOS estime une augmentation ou diminution du stock du C dans le sol (en t C). L'indicateur pour le
961 tassement estime une perte de porosité (en m³/ha). Des voies d'impact relient ces flux élémentaires de
962 l'inventaire, prédites avec des modèles de simulation généralisés mais validés dans d'autres études, aux
963 indicateurs d'impact.

964 4.1. Données nécessaires à l'inventaire

965 Les données d'entrée devraient être aussi précises et propres au site de la production agricole visée que
966 possible, mais si des données mesurées manquent, la méthode a un cadre de règles et consignes pour les
967 estimer ou les trouver. La plupart des données d'entrée sont communes à deux des trois indicateurs
968 (Tableau 2).
969

970 Tableau 2. Données d'entrée nécessaires (●) aux calculs des indicateurs d'impact d'érosion, du changement
971 en matière organique du sol (Δ MOS) et du tassement, certaines étant (m)ensuelles ou (j)ournalières.

Type	Donnée	Érosion	Δ MOS	Tassem.
CLIMATE	Température	m	m	j
	Précipitation	m	m	j
	Évapotranspiration		m	j
SOL	Texture (argile, limon, sable) (%)	●	●	●
	Matière organique du sol (%)	●	●	●
	Masse volumique initiale (t/m^3)		●	●
	Couverture pierreuse (%)	●		
	Longueur de pente (m)	●		
	Pente moyenne (%)	●		
	Profil de teneur en eau du sol			j
	Teneur en eau à la capacité au champ (%)			●
	Teneur en eau au point de flétrissement permanent (%)			●
CULTURES	Type de culture	●	●	●
	Rendement	●	●	●
	Couverture végétale (%) ou Kc (coefficient culture)	●		j
	Ratio racine/tige	●	●	
	Apport aérien de résidu (MS)	●	●	
	Apport racinaire de résidu (MS)		●	
PRATIQUES	Dates d'intervention	●	●	●
	Nombre de passages	●	●	●
	Quantité d'eau d'irrigation	●	●	●
	Cultures intermédiaires	●	●	●
MACHINES	Types d'engins	●		●
	Poids			●
	Types de pneu (largeur, \emptyset)			●
	Largeur de travail			●
	Répartition des charges sous les pneus			●

972

973 4.2. Acquisition des données

974 4.2.1. Données climatiques

975 Les données mensuelles (pour l'érosion et le changement de la MOS) et journalières (pour le tassement)
976 de température, précipitation et évaporation potentielle (ETP) sont nécessaires. Des valeurs moyennes
977 pendant une année suffisent pour les indicateurs. Si les données climatiques manquent, on peut les trouver
978 dans des bases de données climatiques internationales (NASA, 2012). Si l'évapotranspiration potentielle
979 (ETP) n'est pas disponible pour le même jeu de données, il faut la calculer, par exemple par la méthode
980 TURC (Federer, 1996) :

981

$$982 \text{ ETP} = 0.313 \times T_m (R_s + 2.1) / (T_m + 15) \text{ avec ETP} = 0 \text{ quand } T_m < 0 \quad (1)$$

983

984 où T_m est la température moyenne journalière ($^{\circ}\text{C}$) et R_s et la radiation solaire journalière (MJ/m^2).

985 4.2.2. Données sol

986 Des caractéristiques du sol telles que la texture, la teneur en C, la masse volumique, et la pente sont
987 nécessaires. Si besoin, des bases de données nationales (e.g., la BDAT pour la France) ou internationales,
988 (Harmonized World Soil Database (FAO *et al.*, 2009)), peuvent fournir des données nécessaires. À l'avenir,
989 le projet « Global Soil Map » (<http://www.globalsoilmap.net>) devrait fournir des données à une résolution plus
990 fine. Si le lieu de production dans un pays n'est pas connu, on peut faire l'hypothèse qu'il se trouve sur le sol
991 dominant du pays ou des zones où se trouve la culture visée dans le pays.

992 4.2.3. Pratiques culturales

993 Les données sur les cultures (e.g., rendement, résidus), les ITK (e.g., dates, type d'intervention) et les
994 caractéristiques des machines (e.g., type, masse, taille des pneus) sont nécessaires. Ces dernières viennent
995 souvent de la littérature commerciale des fabricants de machines.

996 4.3. Calcul de l'indicateur « Érosion »

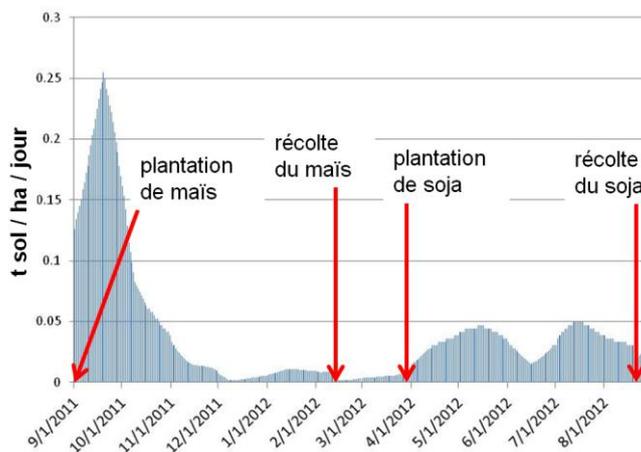
997 L'érosion est prédite avec le modèle RUSLE2 (Revised Universal Soil Loss Equation) (Renard et
998 Ferreira, 1993), de la « Natural Resources Conservation Service » de l'USDA (version 1.26.6.4), qui
999 améliore le modèle d'origine, USLE. L'équation de base pour prédire la perte de sol moyenne pour chaque
1000 jour i (a_i) sur le long terme est :

1001
1002
1003
1004
1005
1006
1007
1008
1009
1010
1011
1012

$$a_i = r_i \times k_i \times l_i \times S c_i \times p_i \quad (2)$$

où r_i est le facteur d'érosivité de la pluie, k_i est le facteur d'érodabilité du sol, l_i est la longueur de pente, S est un facteur de la pente, c_i est un facteur du couvert végétal, et p_i est un facteur des pratiques antiérosives.

Comme décrit dans le guide d'utilisateur de RUSLE2 (USDA-ARS, 2008), on commence par rentrer les données climatiques mensuelles avec la pluie décennale (pour caler les prédictions). Ensuite, on rentre les données pédologiques et les pratiques agricoles. Le logiciel contient une base de données des ITK (e.g., opérations, machines) qui est utile pour configurer le site sous étude, et ces paramètres peuvent être modifiés pour mieux le représenter. Une fois tournée, le modèle prédit l'érosion journalière pour la rotation pendant une année (Figure 4).



1013
1014
1015
1016
1017
1018

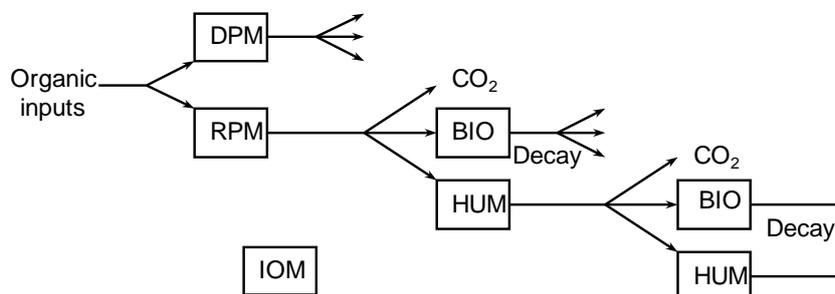
Figure 4. Exemple de l'érosion journalière prédite par le modèle RUSLE2 pour une rotation maïs-soja à Santa Catarina, Brésil.

S'il y a plusieurs cultures annuelles dans une rotation, l'érosion pour chaque culture égal la somme de l'érosion de la récolte de la culture précédente jusqu'à la récolte de la culture visée.

1019
1020
1021
1022
1023
1024
1025
1026
1027
1028
1029

4.4. Calcul de l'indicateur « Changement en matière organique »

Le changement en MOS est prédit avec le modèle RothC (version 26.3) qui simule la dynamique du C organique du sol (Coleman et Jenkinson, 2008). Les données pour le type du sol, la température, l'humidité du sol, et la couverture végétale sont utilisées. A la différence d'autres modèles de la dynamique du C dans le sol, RothC ne comprend pas de sous module qui simule la croissance des plantes, l'influence des conditions pédo-climatiques sur les rendements, ou la restitution au sol de résidus de culture. Mais à partir de la teneur en carbone du sol (supposé à l'équilibre) et des quantités de résidus apportés par la culture et la pratique culturale (e.g., apport de lisier, fumier), le modèle simule la dynamique du C via la répartition dans quatre compartiments de matière organique présent dans le sol : matière végétale résistante (RPM), décomposable (DPM), humidifiée (HUM), et inerte (IOM) et la biomasse microbienne (BIO) (Figure 5).



1030
1031
1032
1033
1034
1035
1036
1037
1038
1039

Figure 5. Les cinq compartiments de matière organique du sol simulés par le modèle RothC. RPM : matière végétale résistante, DPM : matière végétale décomposable, BIO: biomasse microbienne, HUM : matière organique humidifiée, IOM : matière organique inerte.

Les apports de C par les résidus aériens sont incorporés à l'horizon de surface, tandis que ceux par les résidus racinaires sont répartis dans les horizons en fonction de la distribution des racines. Le C apporté dans chaque horizon est réparti en fonction du couvert végétal (selon des ratios proposés par les concepteurs de RothC) :

- Cultures annuelles et prairies cultivées : 59 % DPM et 41 % RPM

- 1040 • Prairies naturelles et zones de friches ou broussailles : 40 % DPM et 60 % RPM
- 1041 • Ligneux : 20 % DPM et 80 % RPM

1042 Les entrées de C liées aux fertilisants organiques dépendent de leurs quantités et teneurs en C. Pour les
 1043 fumiers, on suppose que 49 %, 49 %, et 2 % du C est de DPM, RPM et HUM, respectivement (Coleman et
 1044 Jenkinson, 2008).

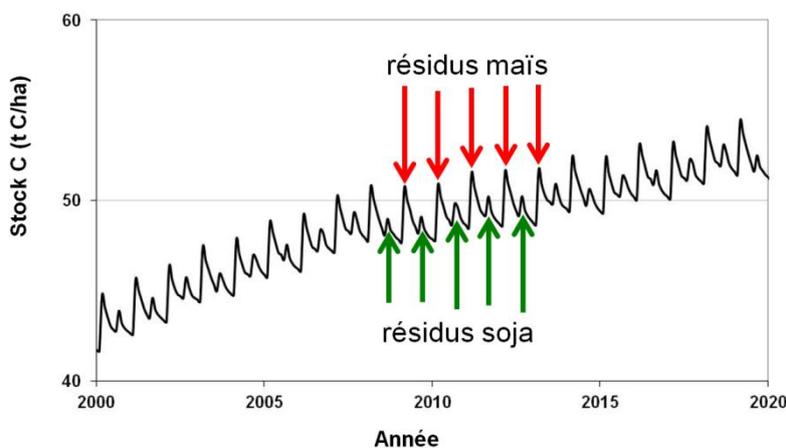
1045 D'abord, la méthode utilise le logiciel du modèle téléchargeable
 1046 (<http://www.rothamsted.ac.uk/aen/carbon/rothc.htm>), qui simule 10 000 ans des ITK du site, pour estimer la
 1047 répartition du C du sol entre les cinq compartiments à l'équilibre (Figure 6).
 1048

After year 10000			

Radiocarbon activity scaling factor = 1.0000			
	Carbon	Radio	Delta
	-----	-----	-----
		Age	Value
DPM	0.0049	0.33	-0.04
RPM	4.8915	2.06	-0.26
BIO	0.8723	7.07	-0.88
HUM	32.5535	35.46	-4.40
IOM	3.4375	50000.00	-998.02
Total	41.7597	719.15	-85.61

1049 Figure 6. La répartition à l'équilibre (après 10 000 ans) entre les cinq compartiments de matière organique
 1050 du sol simulés par le modèle RothC. RPM : matière végétale résistante, DPM : matière végétale
 1051 décomposable, BIO: biomasse microbienne, HUM : matière organique humidifiée, IOM : matière organique
 1052 inerte.
 1053

1054 Ensuite, on rentre les valeurs de cette répartition dans une version de RothC développée dans un fichier
 1055 Microsoft® Excel (V. Viaud, INRA UMR SAS, Rennes) pour simuler la dynamique du C organique total (t/ha)
 1056 et de la biomasse microbienne (t/ha) sur un pas de temps mensuel pendant 20 ans (i.e., une année de
 1057 valeurs mensuelles climatiques moyennes répétée 20 fois) des mêmes rotations et ITK. Les calculs de ses
 1058 stocks se concentrent sur une profondeur de 30 cm. L'hypothèse est faite que les résidus des parties
 1059 aérienne et racinaire sont apportés en une seule fois, à la récolte de chaque culture (Figure 7).
 1060
 1061



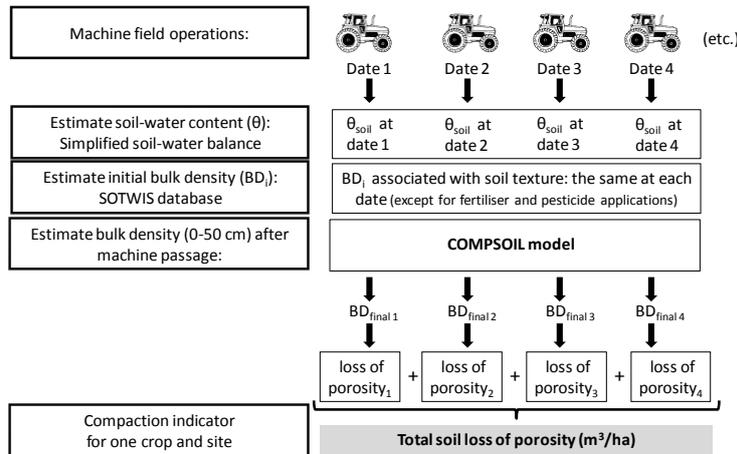
1062 Figure 7. Exemple de l'évolution du stock de C du sol (t C/ha) prédite par le modèle RothC pendant 20 ans
 1063 d'une rotation maïs-soja à Santa Catarina, Brésil.
 1064

1065 Le changement en MOS prédit après 20 ans simulés est divisé par 20 pour arriver à un changement pour
 1066 une année. S'il y a plusieurs cultures annuelles dans une rotation, le changement en MOS est distribué
 1067 parmi les cultures de la rotation en fonction des dates où sont déposés les résidus de chaque culture (i.e.,
 1068 pour chacune des rotations simulées, le pic en stock du C à la fin de la culture visée moins le pic en stock du
 1069 C à la fin de la culture précédente, moyennés ensemble).
 1070

1071 4.5. Calcul de l'indicateur « Tassement »

1072 L'indicateur du tassement est le plus novateur des trois et a besoin de plusieurs étapes de simulation et
 1073 de traitement des prédictions pour estimer l'impact (Figure 8). D'abord, la masse volumique du sol est
 1074 estimée à partir de la texture du sol. Des classes de masse volumique ont été choisies pour diminuer la
 1075 variabilité des résultats liée à la variabilité spatiale et temporelle. La masse volumique initiale vient de 6811

1076 sols échantillonnées de 0 à 40 cm de profondeur de la base de données SOTWIS (ISRIC, 2012), dans
 1077 laquelle la texture est divisée en cinq classes (de grossière à très fine, selon la triangle de texture de la
 1078 FAO), chacune associée avec une masse volumique moyenne (Tableau 3). Seules les densités de 0,9 à 1,9
 1079 Mg.m⁻³ ont été considérées, les densités extrêmes ne correspondant pas à des sols agricoles.
 1080

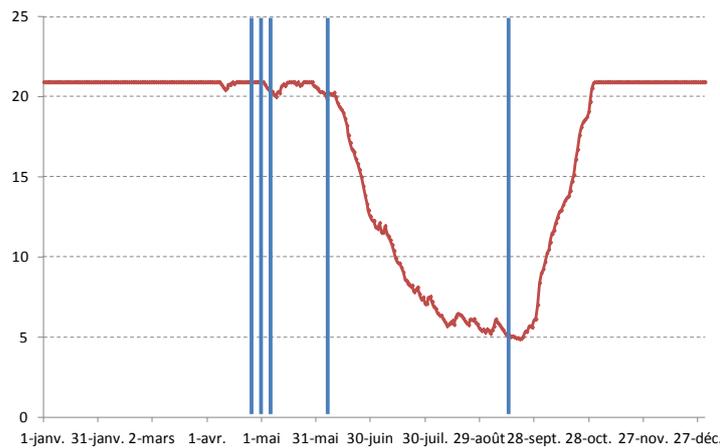


1081 Figure 8. Les étapes de la méthode pour estimer le tassement comme une perte de porosité (m³/ha).
 1082
 1083

1084 Tableau 3. Masse volumique moyenne (ρ_s) selon la classe texturale du triangle de textures de la FAO
 1085 calculée à partir de la base de données SOTWIS (ISRIC, 2012) pour 6811 sols échantillonnés de 0 à 40 cm
 1086 de profondeur.

Texture	Grossière	Moyenne	Moyenne Fine	Fine	Très Fine
ρ_s moyenne	1,41	1,35	1,29	1,30	1,25
Densité max.	1,90	1,86	1,72	1,75	1,69
Densité min.	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
Écart type	0,16	0,13	0,13	0,13	0,17
Nombre de sols	474	1625	182	3011	1519

1087 Ensuite, la teneur en eau dans deux compartiments du sol sur les dates des opérations au champ est
 1088 prédite par un modèle de bilan hydrique simplifié à deux réservoirs (BILHY) (Jacquart et Choisnel, 1995).
 1089 Ses données d'entrée comprennent la température, la précipitation, et la radiation solaire journalières. Nous
 1090 avons diminué le pas de temps du modèle de 10 jours à un jour pour plus de précision. La réserve utile (RU,
 1091 en mm) du sol a été estimée avec des fonctions pédotransfert par classes (Al Majou *et al.*, 2008). BILHY
 1092 estime le bilan d'humidité du sol entre deux réservoirs (R_1 and R_2) avec des réserves utiles (RU_1 and RU_2 ,
 1093 respectivement) basés sur la RU totale dans la zone d'enracinement (Figure 9).
 1094
 1095



1096 Figure 9. Exemple du teneur en eau (%) d'un sol limoneux en Bretagne prédit pour une année par le modèle
 1097 BILHY, avec les dates d'interventions au champ (lignes verticales) pour une culture de maïs.
 1098
 1099

1100 Ensuite, le modèle COMPSOIL (O'Sullivan *et al.*, 1999; Défossez *et al.*, 2003) est utilisé pour prédire la
 1101 masse volumique de 0 à 50 cm de profondeur après chaque opération de l'ITK. La profondeur auquel sont
 1102 transmises les forces compressives dépend de l'humidité du sol, la masse volumique du sol, et les
 1103 caractéristiques des machines. Pour la simplicité, la simulation de chaque opération est initiée avec une
 1104 masse volumique et une teneur en eau du sol uniformes jusqu'à 50 cm de profondeur. Cela suppose que les
 1105 machines ne suivent pas les mêmes traces chaque fois, sauf les machines qui appliquent des engrais et des

1106 pesticides, qui ont l'habitude de prendre des voies bien distinguées. Pour ces machines, la masse volumique
 1107 initiale est la masse volumique finale de l'opération précédente. La méthode suppose que le passage d'une
 1108 charrue n'augmente pas la masse volumique des premiers 30 cm, la laissant à la valeur initiale ; le
 1109 tassement est prédit seulement entre 30 et 50 cm. COMPSOIL prédit le tassement tous les 5 cm de 2,5 à
 1110 47,5 cm de profondeur. La masse volumique finale de la couche supérieure (0-30 cm) et du sous-sol (30-50
 1111 cm) sont calculés séparément. Le tassement dû aux piétinements des animaux pâturant n'est pas pris en
 1112 compte par COMPSOIL et n'est pas considéré à ce stade de développement de la méthode.

1113 Pour chaque opération, les augmentations de la masse volumique dans les deux couches prédites par
 1114 COMPSOIL sont converties en pertes de porosité par ha (Δf , m^3/ha). D'abord, les porosités initiale (f_i) et
 1115 finale (f_f) (m^3) sont calculées des masses volumiques respectives par couche (ρ_b , t/m^3) :

$$1116 \quad f = 1 - \rho_b / 2.65 \quad (3)$$

1117
 1118
 1119 Ensuite, la surface compactée par opération (S_{aff} , m^2) est calculé en supposant un champ de 1 ha de
 1120 forme carré et estimant le nombre de passages de 100 m (avec deux traces de pneus) nécessaires à le
 1121 parcourir :

$$1122 \quad S_{aff} = P_{w \max} \times (100 / L_w) \times 2 \quad (4)$$

1123 où $P_{w \max}$ est la largeur du pneu le plus large des machines (m) et L_w est la largeur la plus large des
 1124 machines (m).

$$1125 \quad \Delta f = (f_f - f_i) \times S_{aff} \times E \quad (5)$$

1126 où E est l'épaisseur de la couche du sol (m).

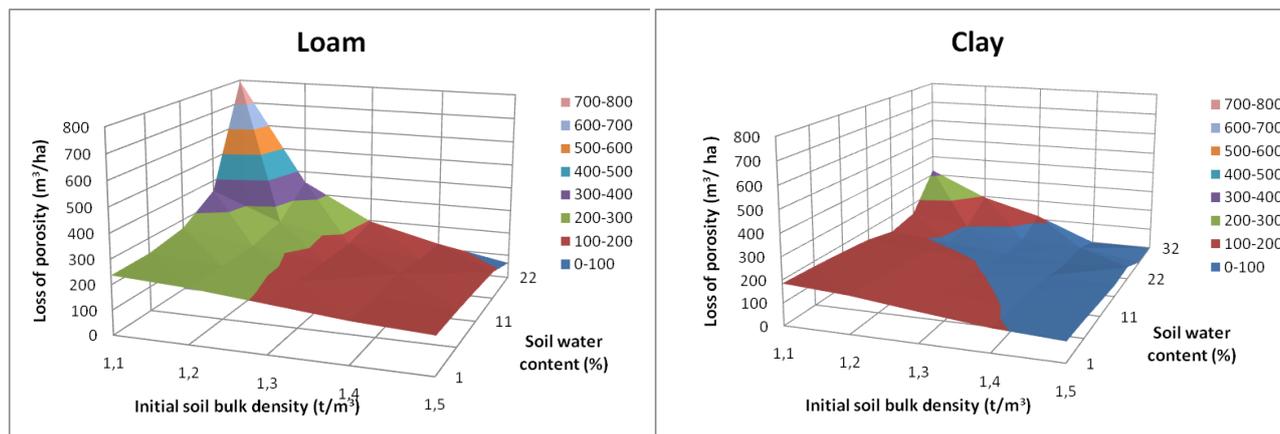
1127 Les pertes de porosité de toutes les opérations sont ensuite additionnées pour obtenir la perte totale pour
 1128 l'ITK par couche, et les pertes de porosité des deux couches sont additionnées pour estimer la perte totale
 1129 pour la culture par ha, qui est la valeur affichée dans l'inventaire. Pour les produits des cultures, la perte de
 1130 porosité par unité de masse de produit est estimée en divisant la perte par ha par le rendement (en matière
 1131 sèche (MS)) de la culture. Les pertes de porosité pour des co-produits transformés à partir des produits
 1132 cultureux (e.g., la graine de soja transformée en tourteau et en huile) sont calculées en allouant la perte
 1133 totale de la culture aux co-produits avec l'allocation économique (i.e., chaque co-produit reçoit une
 1134 pourcentage de l'impact total qui est égal à la valeur relative du produit de sa masse et sa valeur
 1135 économique).

1140 5. ANALYSE D'INCERTITUDE DES INDICATEURS

1141 Chapeau : Des incertitudes dans des données d'entrée de chaque modèle de simulation entraîne des
 1142 incertitudes dans leurs prédictions. Les incertitudes sont plus grandes pour les prédictions d'érosion avec
 1143 l'augmentation de l'érosion prédite, pour celles du changement en MOS avec les quantités de résidus
 1144 apportés au sol et pour celles du tassement avec l'augmentation du teneur en eau et la diminution de la
 1145 masse volumique initiale.

1146
 1147 Les incertitudes du modèle RUSLE2 sont affichées par ses développeurs comme ± 25 % pour des
 1148 érosions prédites de 1,6-12,1 t/ha/an, ± 50 % pour celles de 0,4-1,6 ou de 12,1-20,2 t/ha/an, et ± 100 pour
 1149 celles $< 1,6$ ou $> 20,2$ t/ha/an. Par contre, les incertitudes pour le modèle RothC ne sont pas calculées. Nous
 1150 avons ciblé l'incertitude des estimations de l'indicateur tassement, spécifiquement les prédictions du modèle
 1151 COMPSOIL, qui fournit une bonne estimation de la valeur moyenne de la masse volumique du sol après le
 1152 passage d'engin agricole : l'écart maximum observé entre la simulation et l'expérience est de 0,09 t/m^3
 1153 (Défossez *et al.*, 2004). Pourtant, il est important d'estimer l'incertitude dans les prédictions induit par celle
 1154 des données d'entrée. Une analyse d'incertitude a été faite pour estimer la variabilité induite dans les
 1155 prédictions de tassement (comme perte de porosité en m^3/ha) par des incertitudes dans des données
 1156 d'entrée. Pour l'évaluation de la production de maïs graine en Bretagne, le type de sol (limon vs. argile), la
 1157 masse volumique du sol (1,1 à 1,5 t/m^3) et la teneur en eau du sol gravimétrique (1 à 22 ou 32 %) ont été
 1158 variés individuellement ($n = 2 \times 5 \times 7 = 70$ combinaisons). Les prédictions du tassement ont été plus
 1159 influencées par des incertitudes dans le type de sol (le limon étant plus sensible que l'argile aux deux autres
 1160 facteurs) et puis par la teneur en eau du sol (Figure 10). En générale, l'incertitude dans l'estimation du
 1161 tassement augmente avec l'augmentation du teneur en eau et la diminution de la masse volumique initiale.

1162



1163 Figure 10. Influence de l'incertitude de la masse volumique initiale (t/m^3) et de la teneur en eau
 1164 gravimétrique (%) d'un sol (à gauche) limoneux ou (à droite) argileux en Bretagne sur le tassement prédit
 1165 (comme perte de porosité, m^3/ha) pour la production du maïs grain. NB : la teneur en eau maximale change
 1166 avec le type de sol.
 1167

1168 6. APPLICATION DE LA MÉTHODE À UNE ÉTUDE DE CAS

1169 Chapeau : La méthode a été appliquée à une étude de cas de la production d'un aliment pour des porcs
 1170 produit en Bretagne avec neuf ingrédients qui viennent de trois pays. Chaque tonne d'alimentation est
 1171 estimée à induire l'érosion de 364 kg de sol, une perte nette de 41 kg C du sol, et une perte de porosité de
 1172 $27,3 m^3$. Ces impacts au niveau mondial sont décomposés en impact par culture et ingrédient.

1173 6.1. Description de l'étude de cas

1174 L'étude de cas a été choisie pour illustrer l'application de la méthode pour estimer les impacts sur la
 1175 qualité du sol d'un produit composite composé des ingrédients agricoles ayant des sols, des contextes
 1176 pédoclimatiques et des pratiques agricoles contrastés. Elle se focalise sur la production d'un aliment pour
 1177 des porcs produit en Bretagne avec des ingrédients qui proviennent de la France, du Brésil, et de Pakistan
 1178 (Tableau 4). Les données pour la production agricole en France (Bretagne) et au Brésil (l'état de Santa
 1179 Catarina) sont issues des sources régionales, ce qui n'était pas possible pour le Pakistan. Donc, des
 1180 caractéristiques pédoclimatiques ont été choisies en supposant que la culture source de l'ingrédient (la
 1181 canne à sucre pour la mélasse) a été produite dans sa zone de production principale en Pakistan : la région
 1182 de Punjab.

1183 Les données sol sont issues de la base de données internationales Harmonized World Soil Database
 1184 (HWSD). En Bretagne nous avons pu comparer la cohérence des données du HWSD avant de les utiliser
 1185 avec celles issues de la BDAT GISSOL INRA. Les valeurs de l'inclinaison des pentes viennent de la
 1186 littérature en se focalisant sur la région ciblée. Les données climatiques en France proviennent des stations
 1187 de Météo France ; au Brésil, les données climatiques nous ont été fournies par « Empresa de pesquisa
 1188 Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina » (EPAGRI) (V. da Silva, EPAGRI) (Tableau 5). N'ayant
 1189 pas de contact au Pakistan nous avons utilisé les données météo de la base de données de la NASA pour
 1190 les latitudes et longitudes correspondant au centre de la région de Punjab ($30^\circ N$, $70^\circ E$). Les données pour
 1191 les dates d'opération, les machines, et les poids des machines dans les ITK de la Bretagne et la Santa
 1192 Catarina sont venues d'une base de données ACV locale (INRA UMR SAS, Rennes), tandis que celles pour
 1193 le Punjab sont venues de la littérature (Tableau 6). Les données pour les tailles de pneu et le largeur du
 1194 travail sont venues des sources techniques commerciales, plutôt par la recherche Internet. L'allocation
 1195 économique a été utilisée pour allouer les impacts du colza, du soja, et de la canne à sucre au tourteau de
 1196 colza, aux tourteau et huile de soja, et à la mélasse, respectivement (pour le colza et le soja, des prix
 1197 moyens de 2004 à 2007, ISTA (2009) ; pour la mélasse, des prix moyens de 1994 à 1998, Cederberg
 1198 (1998)). Les impacts par tonne d'ingrédient dans l'aliment ont été additionnés pour calculer les impacts
 1199 totaux sur la qualité du sol par tonne d'aliment produit en Bretagne.
 1200

1201

1202

Tableau 4. La composition en ingrédients (par masse) et les sources d'un aliment pour porcs représentatif produit en Bretagne.

Ingrédient	Mais	Blé	Triticale	Orge	Pois	Tourteau de colza	Tourteau de soja	Huile de soja	Mélasse
Type de sol	Limon	Limon	Limon	Limon	Limon	Limon	Argile		Limon
Région	Bretagne, France	Santa Catarina, Brésil		Punjab, Pakistan					
Culture source	Mais	Blé	Triticale	Orge	Pois	Colza	Soja		Canne à sucre
Rendement (t MS/ha)	9,0	7,0	7,0	6,5	4,2	3,3	2,8		35,0
Composition massique de l'aliment (%) ¹	3,1	34,5	14,6	4,3	16,3	8,8	1,1	7,8	3,6
Allocation économique	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	23,8 %	65,4 %	34,6 %	18,1 %

1203

1204

1205

¹ Le total des pourcentages n'égal pas à 100 % car 10 ingrédients faisant chacun moins de 1,1 % de l'aliment par masse ont été exclus

1206

1207

1208

Tableau 5. Les températures (T) et précipitations (P) mensuelles moyennes (et leurs sources) des trois régions de production représentées dans l'étude de cas utilisées pour prédire les impacts d'érosion, du changement en MOS et du tassement.

Mois	Bretagne, France		Santa Catarina, Brésil		Punjab, Pakistan	
	T (°C)	P (mm)	T (°C)	P (mm)	T (°C)	P (mm)
janvier	6,7	93	23,1	162	9,8	10
février	6,7	68	22,9	109	13,2	34
mars	8,4	73	22,5	116	19,5	24
avril	10,2	65	20,0	161	25,8	124
mai	13,4	70	17,3	136	30,6	219
juin	16,3	40	16,8	91	32,1	244
juillet	17,7	62	16,6	136	31,4	188
août	17,7	55	18,1	132	29,4	65
septembre	15,8	50	18,6	287	28,0	237
octobre	12,8	95	20,6	212	23,6	109
novembre	9,4	110	21,1	188	17,3	108
décembre	6,5	100	22,7	104	12,2	114
T moyenne ou P totale	11,8	881	20,0	1834	22,7	1476
Source	Météo France		EPAGRI		BdD NASA	

1209

1210

1211

Tableau 6. Les données pédologiques des trois régions de production représentées dans l'étude de cas utilisées pour prédire les impacts d'érosion, du changement en MOS et du tassement.

Donnée	Bretagne, France	Santa Catarina, Brésil	Punjab, Pakistan
Type de sol	Cambisol	Nitisol	Leptosol
Texture (argile, limon, sable) (%)	22 / 36 / 42	69 / 22 / 9	18 / 41 / 41
Classe de texture (du triangle du sol FAO)	moyenne	très fine	moyenne
Carbone organique total (%)	2,5	2,0	1,0
Masse volumique initiale (t/m ³) (à partir de la texture)	1,35	1,25	1,35
Couverture pierreuse (%)	9	1	0
Longueur de pente (m)	175	200	100
Pente moyenne (%)	4,0	23,0	0,1
Teneur en eau à la capacité au champ (%)	29,8	39,6	29,8
Teneur en eau au point de flétrissement permanent (%)	16	27,2	16
Base de données source ¹	HWSD	HWSD	HWSD

1212

1213

¹ HWSD : Harmonized World Soil Database (FAO et al., 2009)

1214 Tableau 7. Les ITK simulés pour caractériser la production des huit cultures qui a produit les ingrédients pour l'aliment de porc dans l'étude de cas.

Culture et lieu	ITK	Date	Opération (selon la catégorie du modèle RUSLE2)	Machine	Poids (kg)	Pneu avant	Pneu arrière	Largueur de travail (m)
Maïs grain en Bretagne avec labour	1	23-avr.	Cropland\manure applicators\manure spreader	tracteur 150 ch Tonne à lisier 8000 litres	6300 9600	480/70R28 Ø	580/70R38 550/60-22.5	2,3 12,0
	2	25-avr.	Cropland\cultivators\cultivator, field	tracteur 120 ch	5300	420/70R24	520/70R38	2,3
	3	29-avr.	Cropland\harrows\harrows, coiled tine	Charrue 6 corps	3000	Ø	Ø	2,5
				tracteur 120 ch	5300	420/70R24	520/70R38	2,3
	4	1-mai	Cropland\planters\planter, ridge till	Herse étrille	370	Ø	Ø	4,5
				tracteur 120 ch	5300	420/70R24	520/70R38	2,3
	5	5-mai	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Semoir avec socs à disques	730	Ø	Ø	4,0
tracteur 120 ch				5300	420/70R24	520/70R38	2,3	
6	5-juin	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Pulvérisateur herbicide	450	Ø	Ø	12,0	
			tracteur 120 ch	5300	420/70R24	520/70R38	2,3	
7	15-oct.	Cropland\harvest\harvest killing crop	Pulvérisateur herbicide	450	Ø	Ø	12,0	
			Ensileuse	9000	650/75R32	480/80R26	4,0	
			tracteur 120 ch	5300	420/70R24	520/70R38	2,3	
			Remorque 10 T	10800	Ø	550/45-22.5	2,3	
Blé d'hiver, Triticale et Orge en Bretagne avec labour	1	20-sept.	Cropland\cultivators\cultivator, field	tracteur 100 ch charrue 6 socs	4900 3000	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 2,5
	2	15-oct.	Cropland\harrows\harrows, coiled tine	tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3
	3	16-oct.	Cropland\planters\planter, ridge till	Herse étrille	370	Ø	Ø	4,5
				tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3
	4	15-févr.	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Semoir avec socs à disques	730	Ø	Ø	4,0
				tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3
	5	1-mars	Cropland\manure applicators\manure spreader	Pulvérisateur herbicide	450	Ø	Ø	12,0
				tracteur 100 ch ¹	4900	420/70R24	480/70R38	2,3
	6	15-mars	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Tonne à lisier 8000 litres	9600	Ø	550/60-22.5	12,0
				tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3
7	15-avr.	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Épandeur engrais	450	Ø	Ø	12,0	
			tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3	
8	15-mai	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Pulvérisateur herbicide	450	Ø	Ø	12,0	
			tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3	
9	15-juin	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Pulvérisateur herbicide	450	Ø	Ø	12,0	
			tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3	
10	15-juil.	Cropland\harvest\harvest killing crop	Pulvérisateur herbicide	450	Ø	Ø	12,0	
			Moiss-Batt (200 ch)	9500	710/75R34	460/70R24	5,0	
			tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3	
			Remorque 10 T	10800	Ø	550/45-22.5	2,3	
Pois en Bretagne avec labour	1	12-sept.	Cropland\disk\disk, tandem light finishing	tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3
	2	20-sept.	Cropland\cultivators\cultivator, field	Déchaumeur à 36 disques	3600	Ø	Ø	4,3
				tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3
	3	15-oct.	Cropland\harrows\harrows, coiled tine	charrue 4 corps	1140	Ø	Ø	2,0
				tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3
	4	1-nov.	Cropland\planters\planter, ridge till	Rouleaux 4m	600	Ø	Ø	4,0
tracteur 100 ch				4900	420/70R24	480/70R38	2,3	
5	15-févr.	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Semoir avec socs à disques	730	Ø	Ø	4,0	
			tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3	
6	1-juil.	Cropland\harvest\harvest killing crop	Pulvérisateur engrais	450	Ø	Ø	12,0	
			Moiss-Batt (200 ch)	9500	710/75R34	460/70R24	6,0	
			tracteur 100 ch	4900	420/70R24	480/70R38	2,3	
			Remorque 10 T	10800	Ø	550/45-22.5	2,3	

Culture et lieu	ITK	Date	Opération (selon la catégorie du modèle RUSLE2)	Machine	Poids (kg)	Pneu avant	Pneu arrière	Largueur de travail (m)
Colza en Bretagne avec labour	1	1-août	Cropland\disk\disk, tandem light finishing	tracteur 100 ch Déchaumeur à 36 disques	4900 3600	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 4,3
	2	15-août	Cropland\manure applicators\manure spreader	tracteur 150 ch Tonne à lisier 8000 litres	6300 9600	480/70R28 Ø	580/70R38 550/60-22.5	2,3 12,0
	3	20-août	Cropland\cultivators\cultivator, field	tracteur 100 ch charrue 5 socs	4900 1350	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 2,5
	4	25-août	Cropland\harrows\harrows, coiled tine	tracteur 100 ch Rouleaux 4m	4900 600	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 4,0
	5	25-août	Cropland\planters\planter, ridge till	tracteur 100 ch Semoir avec socs à disques	4900 730	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 4,0
	6	15-févr.	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	tracteur 100 ch Pulvérisateur engrais	4900 450	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 12,0
	7	1-juil.	Cropland\harvest\harvest killing crop	Moiss-Batt (200 ch) tracteur 100 ch Remorque 10 T	9500 4900 10800	710/75R34 420/70R24 Ø	460/70R24 480/70R38 550/45-22.5	6,0 2,3 2,3
Soja dans l'état de Santa Catarina, Brésil, labour superficiel	1	1-avr.	Cropland\cultivators\cultivator, field	tracteur 100 ch (75 kW) Charrue 4 corps	5300 1050	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 2,0
	2	1-avr.	Cropland\planters\planter, double disk opnr	tracteur 100 ch (75 kW) Semoir avec socs à disques	5300 730	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 4,0
	3	1-mai	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Tracteur 100 ch (75 kW) Pulvérisateur porté (1000 l)	5300 800	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 15,0
	4	1-juin	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Tracteur 100 ch (75 kW) Pulvérisateur porté (1000 l)	5300 800	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 15,0
	5	1-juil.	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	Tracteur 100 ch (75 kW) Pulvérisateur porté (1000 l)	5300 800	420/70R24 Ø	480/70R38 Ø	2,3 15,0
	6	20-août	Cropland\harvest\harvest killing crop	Moiss-Batt (200 ch) tracteur 100 ch (75 kW) Remorque 10 T	9500 5300 10800	710/75R34 420/70R24 Ø	460/70R24 480/70R38 550/45-22.5	6,0 2,3 2,3
Canne à sucre en Punjab, Pakistan, avec labour	1	26-août	Cropland\cultivators\cultivator, field	tracteur 150 ch Charrue 4 corps	6300 1050	480/70R28 Ø	580/70R38 Ø	2,3 2,0
	2	27-août	Cropland\cultivators\cultivator, field	tracteur 150 ch Charrue 4 corps	6300 1050	480/70R28 Ø	580/70R38 Ø	2,3 2,0
	3	28-août	Cropland\fertilizer applic\fert applic. deep plcmt hvy shnk	tracteur 150 ch Pulvérisateur lourd à 3 disques	6300 1050	480/70R28 Ø	580/70R38 Ø	2,3 3,0
	4	1-sept.	Sillonnage	tracteur 150 ch Sillonneur	6300 780	480/70R28 Ø	580/70R38 Ø	2,3 2,3
	5	1-sept.	Bouturage (+ main d'œuvre)	tracteur 110 ch Remorque 10 T	5600 2800	480/65R28 Ø	600/65R38 550/45-22.5	2,3 2,3
	6	4-sept.	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	par avion				
	7	1-oct.	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	par avion				
	8	15-oct.	Cropland\fertilizer applic\fert applic. Deep plcmt hvy shnk	par avion				
	9	15-août	Cropland\harvest\harvest killing crop	Moiss-Batt (200 ch) tracteur 110 ch Remorque 10 T	9500 5600 10800	710/75R34 480/65R28 Ø	460/70R24 600/65R38 550/45-22.5	6,0 2,3 2,3

1215

¹ Pour le blé, ce tracteur est de 150 ch, avec un poids de 6300 kg et des pneus avant et arrière de 480/70R28 et 580/70R38, respectivement.

1216 6.2. Résultats de l'application

1217 Les prédictions d'érosion, du changement en MOS et du tassement par tonne d'aliment donnent une
 1218 vision globale sur l'effet totale de chacun de ces impacts pour produire les ingrédients composants (Tableau
 1219 8). La valeur négative pour l'indicateur de changement en MOS indique une perte de C dans le sol.

1220

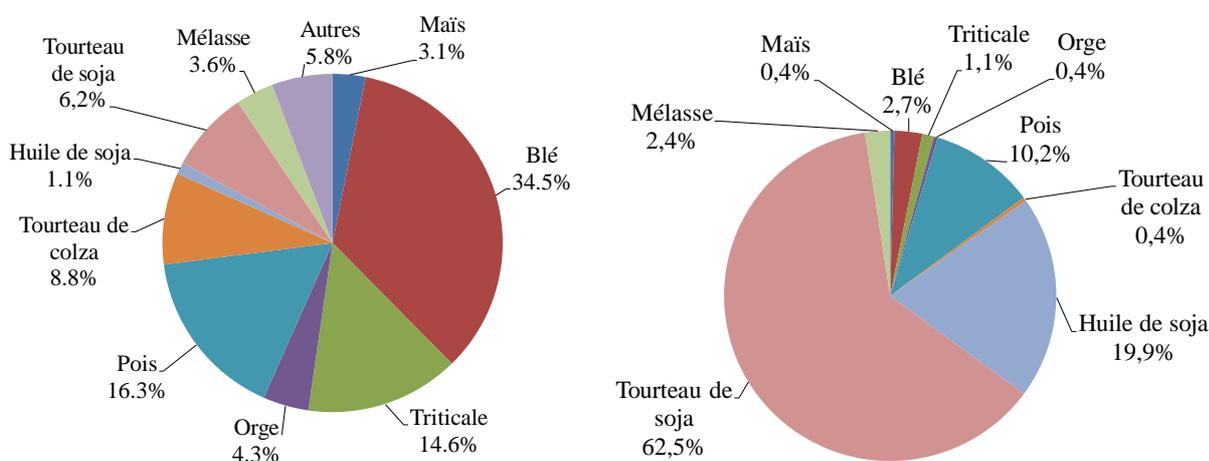
1221 Tableau 8. Les impacts d'érosion, du changement en matière organique du sol (MOS) et du tassement
 1222 estimés par 1 tonne d'aliment de porc représentatif produit en Bretagne.

ÉROSION	Δ MOS	TASSEMENT
t sol/t aliment	t C/t aliment	m ³ /t aliment
0,364	-0,041	Couche 0-30 cm : 20,4 Couche 30-50 cm : 6,9 Total 0-50 cm : 27,3

1223

1224 L'impact estimé d'érosion (364 kg de sol/t aliment) vient principalement des ingrédients du soja (82,4 %),
 1225 bien que le soja ne constitue que 7,4 % de la masse de l'aliment (Figure 11). Les autres sept produits
 1226 contribuent le 17,6 % des impacts qui restent.

1227



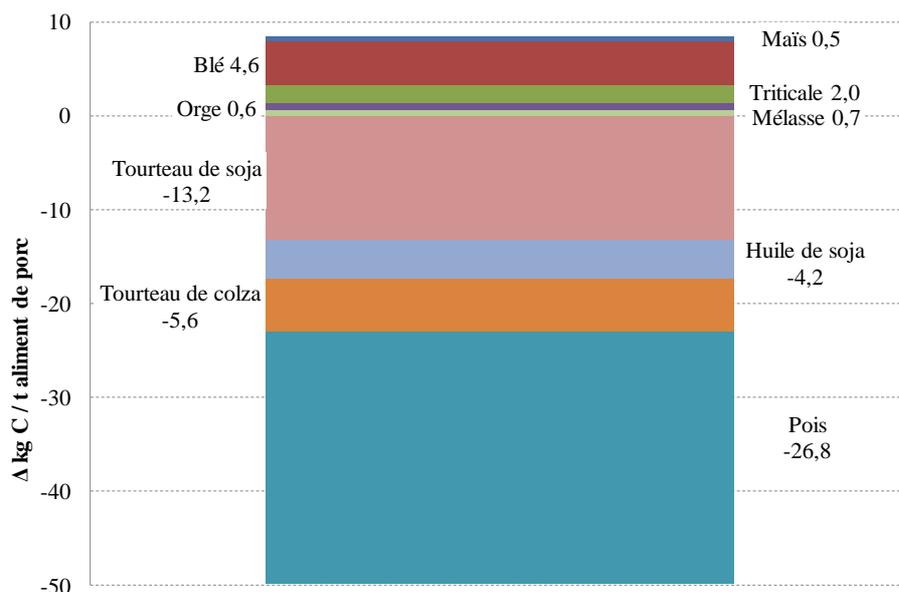
1228 Figure 11. À gauche, la composition de l'aliment de porc représentatif produit en Bretagne. À droite, la
 1229 contribution des ingrédients à l'impact d'érosion estimé par tonne d'aliment (érosion total : 364 kg sol/t
 1230 aliment).

1231

1232 L'impact estimé de changement en MOS (-41 kg C/t aliment) vient principalement du pois (-27 kg C/t
 1233 aliment) et du soja (-17 kg C/t aliment). Pourtant, les impacts de cinq ingrédients (les céréales de Bretagne)
 1234 ont été prédits comme positifs (Figure 12).

1235

1236



1237

1238

1239

1240

1241

1242

1243

1244

1245

1246

1247

1248

1249

1250

1251

1252

Figure 12. La contribution des ingrédients de l'aliment de porc représentatif produit en Bretagne à l'impact du changement en matière organique du sol (MOS) estimé par tonne d'aliment dans les premiers 30 cm du sol (changement net en MOS : -41 kg C/t aliment).

La surface totale compactée par ha était semblable pour les cultures cultivées en Bretagne à cause de leurs ITK semblables (Tableau 9). Dans la couche supérieure, la production de maïs grain a entraîné la perte la plus grande de porosité (139 m³/ha). Pour les cultures dans les sols limoneux, les pertes de porosité de la couche supérieure étaient en générale 3 fois plus grande que celles de la couche profonde, sauf pour le colza (ratio = 3,4). Ce ratio de tassement supérieure/profonde était plus petit (2,4) pour le sol argileux de Santa Catarina. Puisque la gamme des pertes de porosité des cultures bretonnes était petite (une différence de 8 %), les pertes de porosité par tonne de culture étaient inversement proportionnelles à leurs rendements.

Tableau 9. Des impacts de tassement (perte de porosité, m³) pour la couche supérieure (0-30 cm), profonde (30-50 cm) et totale (0-50 cm) pour des cultures (par ha et par t de matière sèche (MS)).

Culture	Surface tassée (m ² /ha)	Perte de porosité (m ³ /ha culture)			Rendement (t MS/ha)	Perte de porosité (m ³ /t culture)			Ratio du tassement supérieure/profonde
		0-30 cm	30-50 cm	0-50 cm		0-30 cm	30-50 cm	0-50 cm	
Maïs grain	19620	138,9	46,3	185,2	3,0	15,4	5,1	20,6	3,0
Blé	20690	128,2	43,2	171,4	3,0	18,3	6,2	24,5	3,0
Triticale	20690	128,2	43,2	171,4	3,0	18,3	6,2	24,5	3,0
Orge	20690	128,2	43,2	171,4	3,0	19,7	6,6	26,4	3,0
Pois	20036	135,2	43,2	178,4	3,1	32,2	10,3	42,5	3,1
Colza	20114	137,5	40,8	178,3	3,4	41,7	12,4	54,0	3,4
Soja	15976	96,9	40,1	137,0	2,4	34,6	14,3	48,9	2,4
Canne à sucre	31526	95,4	32,0	127,4	2,4	2,7	0,9	3,6	3,0

1253

1254

1255

1256

1257

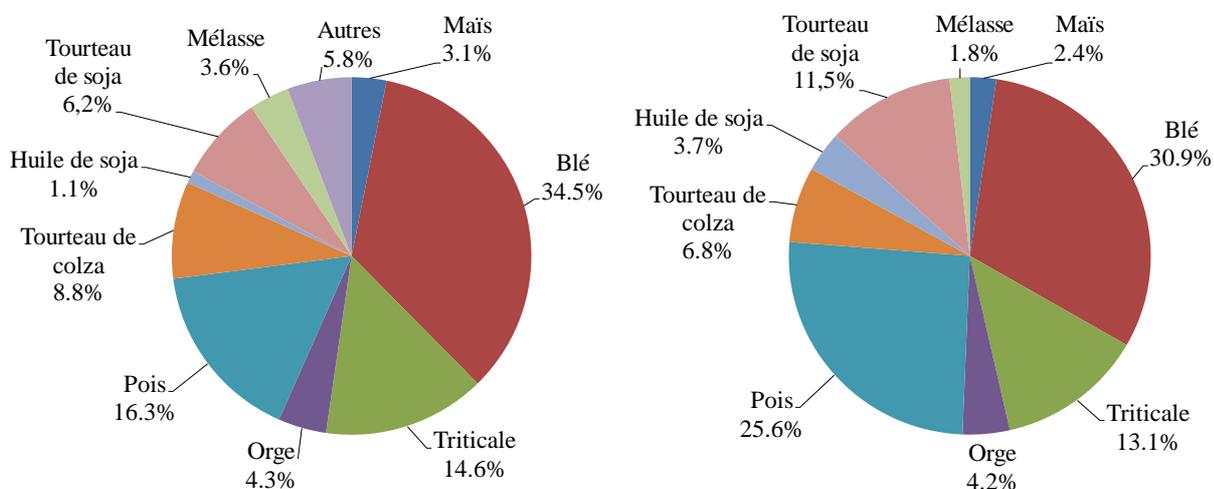
Pour les ingrédients, le tassement total par t de produit était le plus fort pour l'huile de soja, le pois, et le tourteau de soja (Tableau 10). Dans l'aliment, l'impact relatif de tassement de chaque ingrédient avait tendance à être proportionnel à sa masse (Figure 13).

1258 Tableau 10. Des impacts de tassement (perte de porosité, m³) pour la couche supérieure (0-30 cm),
 1259 profonde (30-50 cm) et totale (0-50 cm) pour des produits des cultures (par t) et un aliment de porc
 1260 représentatif fabriqué en Bretagne qui utilise ces produits comme ingrédients (par t).

Produit de la culture	Perte de porosité (m ³ /t produit)			Composition massique de l'aliment (%)	Perte de porosité (m ³ /t aliment)		
	0-30 cm	30-50 cm	0-50 cm		0-30 cm	30-50 cm	0-50 cm
Maïs	15,4	5,1	20,6	3,1	0,5	0,2	0,6
Blé	18,3	6,2	24,5	34,5	6,3	2,1	8,5
Triticale	18,3	6,2	24,5	14,6	2,7	0,9	3,6
Orge	19,7	6,6	26,4	4,3	0,9	0,3	1,1
Pois	32,2	10,3	42,5	16,3	5,3	1,7	6,9
Tourteau de colza	16,4	4,9	21,3	8,8	1,4	0,4	1,9
Tourteau de soja	28,5	11,8	40,3	7,8	2,2	0,9	3,1
Huile de soja	63,6	26,3	89,9	1,1	0,7	0,3	1,0
Mélasses	10,2	3,4	13,5	3,6	0,4	0,1	0,5
Aliment*				94,2	20,4	6,9	27,3

1261 * Le total des pourcentages n'égal pas à 100 % car 10 ingrédients faisant chacun moins de 1,1 % de l'aliment par masse
 1262 ont été exclus

1263



1264 Figure 13. À gauche, la composition de l'aliment de porc représentatif produit en Bretagne. À droite, la
 1265 contribution des ingrédients à l'impact de tassement estimé par tonne d'aliment dans les premiers 50 cm du
 1266 sol (couches supérieure + profonde) (perte de porosité totale : 27,3 m³/t aliment).
 1267

1268 7. DISCUSSION

1269 Chapeau : Les prédictions d'impact varient surtout selon la pente et la précipitation (pour l'érosion), les
 1270 résidus de culture et d'engrais organique (pour le changement en MOS) et les pratiques agricoles (pour le
 1271 tassement). Les simplifications faites dans l'approche semble un compromis approprié entre la complexité et
 1272 la représentativité. L'agrégation des indicateurs en un seul indicateur d'impact sur la qualité du sol serait
 1273 compliquée et semble mieux à considérer à l'avenir.

1274 7.1. Explication des résultats

1275 Pour l'érosion, bien que le soja n'a constitué que 7,4 % de la masse de l'aliment, sa part importante de
 1276 l'impact (82,4 %) était dû à la pente moyenne et à la précipitation moyenne annuelle plus élevées dans l'état
 1277 de Santa Catarina que celles de la Bretagne (23 % vs. 4% et 1834 mm vs. 881 mm, respectivement). Pour
 1278 le changement en MOS, le pois a contribué le plus à l'impact en partie puisqu'il ne reçoit que la
 1279 minéralisation minérale et laisse relativement peu de résidus sur le champ. Les prédictions de la dynamique
 1280 de C simulée par RothC sont sensibles aux applications du fumier et des résidus végétales. En plus, car la
 1281 teneur en C du sol de Bretagne est relativement haute (2,5 % OCT), il faut une quantité d'apports de C
 1282 suffisante pour pouvoir le maintenir. Cet indicateur est le seul des trois qui peuvent avoir une valeur qui
 1283 indique un gain de qualité du sol (i.e., une valeur positive).

1284 Les impacts prédits de tassement ont varié selon les pratiques agricoles des différentes cultures.
 1285 L'impact de tassement pour le blé était relativement plus grand à cause du plus grand nombre de passages
 1286 dans le champ que d'autres cultures. En comparaison, le maïs a besoin des tracteurs plus lourds avec des

1287 pneus plus larges, mais ces tracteurs traversent le champ moins souvent que pour les cultures de céréales
1288 d'hiver. À l'état de Santa Catarina, Brésil, les machines sont lourdes, mais les agriculteurs utilisent un travail
1289 simplifié du sol, diminuant le nombre de passages et donc la surface totale compactée. Pour la canne à
1290 sucre, bien que les engrais et pesticides soient appliqués par avion, presque toutes les opérations se font
1291 pour une largeur de travail égale à celle d'un tracteur (plus large pour d'autres cultures), qui donne à la
1292 canne à sucre plus de surface compactée. En Bretagne, les dates des opérations ont une probabilité forte
1293 de tomber pendant des périodes où la teneur en eau de ses sols limoneux est relativement haute. Par
1294 contre, les sols argileux sous le soja de Santa Catarina sont moins susceptibles au tassement, bien que ses
1295 machines soient plus lourdes que celles pour le maïs. Dans la région de Punjab, Pakistan, la canne à sucre,
1296 bien que récoltée chaque année, n'est plantée que tous les six ans, diminuant l'impact de tassement sur le
1297 cycle de vie de la culture. Pour le colza, les dates d'opérations correspondent à des dates de sol plus sec en
1298 Bretagne, diminuant la propagation de la pression dans le sol. La perte de porosité relative était la plus petite
1299 dans le sol argileux de Santa Catarina, qui est plus élastique. En gros, les prédictions de tassement potentiel
1300 étaient cohérentes avec des observations expérimentales : le tassement dû aux passages des machines
1301 augmente avec l'humidité du sol (jusqu'à une certaine teneur) et dépend de la masse et la largeur des pneus
1302 des machines utilisées (Richard *et al.*, 1999), le type du sol, le type de labour et le climat (Boizard *et al.*,
1303 2001).

1304 7.2. Influence des simplifications

1305 Des simplifications fortes sont les hypothèses que les profils de masse volumique et teneur en eau du sol
1306 soient uniformes et que, pour la plupart des opérations, la masse volumique initiale soit la même. Étant
1307 donné l'incertitude sur la variabilité de ces facteurs avec la profondeur et le fait que l'indicateur agrège le
1308 tassement à travers tout le profil, ces simplifications sembleraient acceptables. Pourtant, la méthode
1309 pourrait bénéficier du calage et évaluation de COMPSOIL avec plus de types de sols, car le modèle est
1310 validé actuellement seulement pour des sols limoneux. Pour le faire, COMPSOIL a besoin des relations de
1311 pression et de paramètres mécaniques du sol et leur variabilité selon les propriétés physiques du sol. Les
1312 coefficients pour l'estimation des paramètres du sol se trouvent dans O'Sullivan *et al.* (1999) pour des sols
1313 limoneux sableux et limoneux argileux, dans Défossez *et al.* (2003) pour des sols calcaires et de loess, et
1314 Saffih-Hdadi *et al.* (2009) donnent des fonctions pédotransfert des sols représentatives pour calculer les
1315 paramètres d'autres types de sol.

1316 Aussi, le modèle BILHY, développé pour identifier des déficits hydriques, ne simule pas d'humidité au-
1317 delà de la capacité au champ, ce qui peut influencer les prédictions du modèle de compaction. Remplacer
1318 BILHY avec un modèle du sol en 2 dimensions pourrait permettre de simuler le profil du teneur en eau du sol
1319 plus précisément, mais il est possible que la complexité additionnelle ne donne pas des prédictions plus
1320 précises. Une augmentation du réalisme du modèle risque de diminuer sa précision et sa généralité
1321 (Weisberg, 2006). Néanmoins, l'indicateur du tassement peut être amélioré, par exemple en fixant les
1322 propriétés initiales du sol en fonction des pratiques agricoles précédentes (e.g., sans labour) ou en prenant
1323 en compte l'effet décompactant d'autres engins en plus de la charrue (e.g. la herse) ou l'effet compactant
1324 des animaux d'élevage.

1325 Dans le cas particulier des ACV de produits agricoles, les processus sélectionnés pour le calcul de
1326 l'inventaire et de l'indicateur devraient être irréversibles sur l'échelle temporelle d'intégration des mesures
1327 (Oberholzer *et al.*, 2012). Or, le passage d'une charrue et d'une sous-soleuse permettent de décompacter la
1328 structure du sol. De ce seul point de vue, le phénomène est réversible. Mais d'un point de vue plus « local »,
1329 le sol ainsi décompacté a perdu en qualité : les mottes obtenues restent compactées et des passages
1330 répétés de charrue et sous-soleuses peuvent aboutir à la pulvérisation de ces mottes et à une
1331 déstructuration du sol. L'infiltration des fines particules de limon qui se logent dans les profonds sillons
1332 laissés par la sous-soleuse risque de colmater une couche de sol en profondeur sur le long terme. De plus,
1333 son utilisation nécessite une puissance d'engin supérieure à celles habituelle au champ, ce qui représente
1334 un coût énergétique et financier qu'il faudrait prendre en compte dans l'évaluation environnementale et
1335 économique. Même si le tassement de surface est réversible sur une année, il peut provoquer des pertes de
1336 sols par érosion pendant une période critique. Pour ces raisons, le tassement du sol de surface et de
1337 profondeur doit être pris en compte dans l'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la qualité du sol.

1338 7.3. Données et indicateurs

1339 La plupart des données du MDS sont communes à au moins deux des trois indicateurs et sont des
1340 données standards pour les ACV agricoles (e.g., pratiques agricoles). Les données pour les machines
1341 agricoles (e.g., poids, pneus, largeur) peuvent s'avérer plus difficile à trouver, mais la plupart se trouvent
1342 sur l'Internet. Les impacts prédits peuvent constituer le début d'une base de données des impacts sur la
1343 qualité (physique) du sol des produits agricoles. La méthode semble atteindre un équilibre entre une
1344 approche trop complexe et une qui est trop simple.

1345 Les trois indicateurs peuvent être utilisés dans des ACV des matières biosourcées, prenant en compte
1346 des processus de culture ou de gestion de déchets (e.g., le compostage). Si les processus non agricoles sur
1347 la qualité du sol pourraient être inclus, plusieurs entre eux, par exemple l'imperméabilisation avec le béton,
1348 transforme le sol en non sol, qui n'a plus de qualité. Il semble plus approprié d'inclure des processus non
1349 agricoles avec des impacts sur l'utilisation des terres et changement en l'utilisation des terres.

1350 Les indicateurs d'impact sur la qualité du sol peuvent interagir avec d'autres indicateurs d'impact, tel que
1351 le changement climatique, dans lequel le changement en MOS influence les émissions nettes de C vers
1352 l'atmosphère. Ces indicateurs complètent les indicateurs « classiques », ajoutant à la capacité
1353 d'identifier un transfert d'impact entre des catégories d'impact (e.g., le non labour diminuant le tassement du
1354 sol augmentant potentiellement l'impact de toxicité terrestre (à cause du besoin d'appliquer plus
1355 d'herbicides)).

1356 Puisque le cadre de la méthode permet de l'amélioration progressive, l'inclusion de nouveaux indicateurs
1357 d'impact, tel que l'impact sur la biodiversité du sol, devraient augmenter de peu les besoins en données
1358 d'entrée. Un guide d'utilisation qui décrit chaque étape de la méthode en détail est sous rédaction.

1359 **7.4. Comparaison avec des méthodes existantes**

1360 La méthode ACV-SOL utilise actuellement les mêmes indicateurs que Cowell and Clift (2000), mais suit
1361 des étapes plus complexes pour les quantifier. Par exemple, Cowell and Clift (2000) a proposé un « Soil
1362 Compaction Indicator » pour les couches de sol profondes qui était égale au produit des masses des
1363 machines et du temps passé au champ (exprimé en tonne-heures). Bien que l'indicateur n'ait pas considéré
1364 la compactibilité intrinsèque du sol, les auteurs ont mentionné qu'il pourrait être inclus (de façon analogue à
1365 un facteur de devenir pour des impacts de toxicité).

1366 Un des neuf indicateurs qualitatif de la méthode SALCA-SQ évalue l'influence d'un système de culture
1367 donné sur le volume des macropores du sol. Il s'agit d'une fonction, entre autres facteurs, du risque de
1368 compactage du sous-sol, elle-même fonction de la plus grande pression exercée par chaque machine (à une
1369 profondeur de 35 cm), de sa surface de contact, de la fermeté du sol et de la teneur en eau du sol aux dates
1370 des opérations (Oberholzer *et al.*, 2006). Le score de risque de compactage (de 0 à -2) est additionné pour
1371 tous les engins et terrains de la ferme pour estimer le risque de compactage à l'échelle de l'exploitation. Ses
1372 prédictions des impacts de qualité du sol des rotations des cultures biologiques et conventionnelles
1373 expérimentales apparaissent en grande partie en accord avec des observations de terrain (Oberholzer *et al.*,
1374 2012).

1375 Nuñez et al. (2012) ont pris en compte la profondeur du sol de la région étudiée pour ajuster l'impact
1376 potentiel de l'érosion. Actuellement, L'AICV de la méthode ACV-SOL n'a pas de facteurs de caractérisation
1377 régionalisés, supposant qu'un impact ait la même influence sur la qualité du sol quel que soit l'endroit ou les
1378 propriétés pédoclimatiques.

1379 **7.5. Agrégation des indicateurs**

1380 Un indicateur unique de l'impact sur la qualité du sol n'a pas encore été développé en raison de la
1381 difficulté à agréger les processus tels que l'érosion, le changement SOM, et le compactage en une seule
1382 mesure. Néanmoins, des façons de mesurer un tel impact incluent (1) le coût de réhabilitation des sols ou de
1383 prévention de la dégradation des sols, (2) le temps de régénération, (3) un score; ou (4) une réduction de la
1384 production primaire nette. Les estimations du coût économique de la dégradation de l'environnement
1385 existent (Croitoru et Sarraf, 2010), ainsi qu'une sélection de technologies de remédiation appropriées et
1386 rentables (Croitoru et Sarraf, 2010). De même, une méthode de désignation d'une valeur de préservation du
1387 sol et de sa formation a été développé dans le cadre de la valorisation des services écosystémiques
1388 (Costanza *et al.*, 1997; Liu *et al.*, 2010). Une estimation du coût de l'érosion et la baisse de SOM sous la
1389 forme de prévention ou de dommages aux infrastructures en Europe peuvent être trouvés dans la stratégie
1390 thématique pour la protection des sols de la Commission Européenne (2006), Mais la gamme d'incertitude
1391 (0.7-14.0 milliards d'euros pour l'érosion) met en évidence la difficulté de telles évaluations. Ces coûts ne
1392 comprennent pas les atteintes aux fonctions écologiques du sol, qui étaient impossibles à quantifier.
1393 Récemment, Cao et al (2012) ont suggéré une approche plus large qui estime six indicateurs d'impact de
1394 l'utilisation des terres sur des services écosystémiques (la production biotique, la régulation d'érosion, la
1395 régulation mécanique et physique d'eau douce, la purification d'eau, et la séquestration de carbone) et les
1396 agrège avec des valeurs économiques.

1397 L'agrégation des impacts utilisant le temps comme l'unité commune n'a jamais été développée dans une
1398 méthode opérationnelle d'évaluation d'impact sur la qualité du sol, mais un parallèle évident pu être fait avec
1399 le temps de régénération (le rétablissement naturel de l'écosystème) de qualité des terres après l'arrêt de
1400 l'occupation du sol (par exemple, après t_2 dans Fig. 2). Dans une telle approche, un temps de régénération
1401 pourrait être évalué pour chaque impact relié au sol. En revanche, l'agrégation des indicateurs en scores est
1402 courante dans des méthodes évaluant des impacts de qualité du sol (Tableau 1). Une nouvelle approche

1403 pourrait s'inspirer de la méthode SIRIS (Vaillant *et al.*, 1995), basée principalement sur le jugement
1404 d'experts, qui intègre le risque par le biais d'une combinaison de scores. Cette méthode résulte du
1405 consensus scientifique et technique sur les critères de responsabilité pour le risque, une classification
1406 hiérarchique et les règles de calcul de pénalisation à partir d'une référence. Les scores peuvent également
1407 être calculés à partir de ratios (la situation actuelle par rapport à une valeur de référence), et, étant sans
1408 dimension, permettre la combinaison et la comparaison des différents processus. De même, la
1409 détermination des valeurs de référence pour des coûts économiques acceptables de la dégradation des sols
1410 ou de la qualité initiale de la terre avant qu'il ne soit transformé nécessite des recherches futures. Le coût de
1411 la dégradation des sols pourrait être estimé comme une diminution des recettes due à la diminution du
1412 rendement des cultures, mais l'influence combinée de l'érosion, le changement SOM, le compactage ou la
1413 salinisation sur les rendements rend la variabilité et l'incertitude très grande.

1414 Dans la pratique, plus un indicateur agrégé, plus il simplifie (trop) la réalité. Les indicateurs les plus
1415 agrégés sont plus complets, mais ils ont des niveaux beaucoup plus élevés d'incertitude que des indicateurs
1416 plus ciblés (Reap *et al.*, 2008). Ainsi, il faut d'abord élaborer des indicateurs d'impact solides pour les
1417 processus du sol individuelles (par exemple, l'érosion, la compaction) avant de tenter de les regrouper en un
1418 seul indicateur de l'impact sur la qualité du sol.

1419 L'agrégation de plusieurs impacts liés au sol en un indicateur unique de l'impact sur la qualité du sol, bien
1420 qu'étant un objectif ambitieux, doit être étudiée. En tant qu'indicateur intermédiaire (« midpoint »), il
1421 déboucherait sur un indicateur final (« endpoint ») comme « dommages à la diversité des écosystèmes »
1422 (« Damage to ecosystem diversity »).

1423 7.6. Suite du travail

1424 Cette méthode sera appliquée et améliorée dans des projets en cours, tels que SUSTAIN et ECOSOM
1425 (du programme SNOWMAN) et ETYC (du programme REACTIF). Dans SUSTAIN, il est prévu d'ajouter un
1426 indicateur d'impact sur la biodiversité du sol et d'appliquer la méthode pour évaluer des différences entre les
1427 impacts des techniques alternatives au labour (e.g., labour réduite ou sans labour) en Bretagne et au Pays-
1428 Bas. Dans le projet ECOSOM, elle sera appliquée à l'évaluation de l'utilisation agronomique des digestats
1429 de méthanisation. À terme, on peut aussi ajouter un indicateur de la salinisation des sols.

1430 8. CONCLUSION

1431 Chapeau : Cette méthodologie est le résultat d'un compromis entre simplification interdisciplinaire de l'ACV
1432 et description détaillée de la multifonctionnalité des sols, donc un équilibre entre précision et complexité. Les
1433 caractéristiques (MDS) pour le calcul de l'impact sur la qualité des sols comprenant à la fois des données de
1434 pratiques culturales et des propriétés de sol, cette méthode donne un levier d'action sur ces impacts et
1435 permet de contribuer à la gestion raisonnée des sols agricoles et optimiser l'ensemble des fonctions des sols
1436 pour répondre aux services attendus au plan écologique.

1437 La qualité du sol est un élément essentiel du fonctionnement des écosystèmes et de l'agriculture durable.
1438 Comme aucun consensus sur la façon de définir la qualité du sol existe, pas plus que le consensus sur la
1439 façon d'évaluer les impacts sur celui-ci. L'élaboration d'indicateurs de l'ACV d'impact sur la qualité des sols
1440 repose sur une approche globale qui prend en compte tous les sols impliqués dans le cycle de vie d'un
1441 produit. L'inclusion d'impacts de qualité du sol causés par des processus amont, indépendamment de
1442 l'emplacement géographique, est essentielle, mais difficile, à cause de la dépendance des impacts à cet
1443 emplacement et aux conditions pédoclimatiques qui y sont associées. Les objets de l'inventaire quantifiés
1444 doivent être (1) pertinents pour le calcul des impacts sur la qualité du sol, (2) liés à une ou plusieurs unités
1445 fonctionnelles, (3) aussi précis que possible et (4) calculés avec les données disponibles à l'échelle
1446 mondiale. Les processus qui dégradent le sol sont les objets d'inventaire les plus appropriés pour évaluer
1447 l'impact dans une perspective de cycle de vie ; il s'agit notamment de l'érosion et le changement de SOM,
1448 deux processus actuellement inclus dans les ACV, ainsi que le compactage et la salinisation. L'utilisation
1449 des processus du sol comme objets de l'inventaire fournit un cadre méthodologique qui peut évoluer en
1450 permanence.

1451 Le deuxième défi le plus important est l'agrégation spatiale et temporelle des impacts sur le sol. Les
1452 impacts peuvent être décrits par des modèles quantitatifs ou qualitatifs (fondées sur le jugement d'experts),
1453 bien que ces informations quantitatives et qualitatives peuvent être difficiles à agréger. Plusieurs approches
1454 d'agrégation existent, mais jusqu'à présent seule l'agrégation en scores a été utilisée de façon
1455 opérationnelle pour évaluer les impacts sur la qualité du sol. Toutefois, étant donné que l'ACV quantifie les
1456 impacts de flux de matière et d'énergie, d'autres possibilités d'agrégation liées à la fonction des systèmes
1457 agricoles doivent être explorées, telles que l'évaluation économique de la dégradation des sols ou le temps
1458 nécessaire pour récupérer la qualité du sol. L'acceptation d'un indicateur « midpoint » de qualité des sols
1459

1460 dans le cadre de l'ACV résultera d'un compromis entre descriptions simplistes et trop compliquées des
1461 multiples fonctions et propriétés des sols.

1462 L'intégration des impacts « qualité du sol », tout au long du cycle de vie d'un produit agricole, nécessite
1463 une approche globale pour évaluer les impacts sur la qualité du sol qui peuvent être adaptées pour tous les
1464 sols et les contextes climatiques. En particulier, le compactage du sol n'a pas été quantifié en détail dans les
1465 méthodes ACV antérieures. La plupart des données nécessaires pour établir l'ICV sont communes aux trois
1466 indicateurs « midpoint » et peuvent être trouvés dans les bases de données nationales et internationales, à
1467 l'exception de certaines pratiques agricoles, qui varient considérablement selon les régions.

1468 Les impacts sur la qualité du sol doivent être pris en compte dans une perspective de cycle de vie en
1469 raison du rôle essentiel des sols dans le fonctionnement des écosystèmes. Nous avons élaboré un cadre
1470 pour quantifier les indicateurs de l'impact sur la qualité du sol, valables pour tous les sols et les conditions
1471 climatiques, tenant compte ainsi à la fois tous les sites agricoles impliqués dans le cycle de vie d'un produit.
1472 Ces indicateurs peuvent être utilisés dans les ACV des matériaux d'origine biologique ou au niveau du stade
1473 de gestion des déchets si l'on considère le compostage.

1474 Les premiers indicateurs développés représentent les menaces les plus répandues sur le sol: érosion,
1475 changement SOM et le compactage. L'impact global des estimations résultent de la combinaison des
1476 caractéristiques du sol, du climat et des pratiques culturales. Les premiers résultats obtenus peuvent être les
1477 premières données d'une nouvelle base de données d'indicateurs de la qualité des sols associés à une
1478 culture (ou un produit composé de culture) et à un emplacement géographique (conditions pédoclimatiques).
1479 La méthode développée répond aux besoins identifiés pour les indicateurs ACV de la qualité du sol. Le
1480 cadre développé permet une amélioration progressive ; par exemple en affinant l'état initial du sol en
1481 fonction des pratiques culturales antérieures. Les efforts d'amélioration seront d'abord axés sur l'amélioration
1482 des indicateurs pour les différents sols de qualité impacts avant d'envisager de les agréger en un seul
1483 indicateur.

1484

1485

9. RÉFÉRENCES

1486

Achten, W.M.J., Mathijs, E., Muys, B., 2009. Proposing a life cycle land use impact calculation methodology. In: Nemecek T. & Gaillard G. (eds.) Proceedings of the 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector – Towards a sustainable management of the food chain. November 12-14, 2008, Zurich, Switzerland.

1490

Al Majou, H., Bruand, A., Duval, O., Le Bas, C., Vautier, A., 2008. Prediction of soil water retention properties after stratification by combining texture, bulk density and the type of horizon. *Soil Use and Management* 24, 383-391.

1493

Allan, D.L., Adriano, D.C., Bezdicek, D.F., Cline, R.G., Coleman, D.C., Doran, J., Haberern, J., Harris, R.G., Juo, A.S.R., Mausbach, M.J., Peterson, G.A., Schuman, G.E., Singer, M.J., Karlen, D.L., June 1995. SSSA statement on soil quality. *Agronomy News*, p.7.

1494

Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1945-1962.

1497

Arshad, M.A., Martin, S., 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 153-160.

1498

Audsley, E., Alber, S., Cliff, R., Cowell, S.J., Crettaz, P., Gaillard, G., 1997. Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final report for Concerted Action AIR3-CT94-2028. Silsoe Research Institute (Silsoe, Bedford), Salesianergasse (Austria), Centre for Environmental Strategy (University of Surrey, Guildford), EPFL (IATE-HYDRAM, Switzerland), Centre of Environmental Science (Netherlands), institute of Product Development (Denmark), Ecobilan (France), and CLM (Netherlands).

1500

Bakker, D.M., Davis, R.J., 1995. Soil deformation observations in a vertisol under field traffic. *Australian Journal of Soil Research* 33, 817-832.

1505

Basset-Mens, C., van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture Ecosystems and Environment* 105, 127-144.

1507

Batey, T., 2009. Soil compaction and soil management - a review. *Soil Use and Management* 25, 335-345.

1509

Beck, T., Bos, U., Wittstock, B., Baitz, M., Fischer, M., Sedlbauer, K., 2010. LANCA® land use indicator value calculation in life cycle assessment - Method report. Fraunhofer and University of Stuttgart.

1510

Bohanec, M., Cortet, J., Griffiths, B., Znidarsic, M., Debeljak, M., Caul, S., Thompson, J., Krogh, P.H., 2007. A qualitative multi-attribute model for assessing the impact of cropping systems on soil quality. *Pedobiologia* 51, 239-250.

1512

Boizard, H., Richard, G., Roger-Estrade, J., Dürr, C., Boiffin, J., 2001. Cumulative effect of cropping systems on the structure of the tilled layer in northern France. *Soil and Tillage Research* 64, 149-164.

1515

Bosco, S., Di Bene, C., Galli, M., Remorini, D., Massai, R., Bonari, E., in press. Soil organic matter accounting in the carbon footprint analysis of the wine chain. *The International Journal of Life Cycle Assessment*.

1517

Cao, V., Margni, M., Favis, B.D., Deschênes, L., 2012. Development of an integrated indicator for land use based on the economic value of ecosystem services. In: Corson, M.S., van der Werf, H.M.G. (Eds.), *Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012)*. INRA, Saint Malo, France, pp. 133-137.

1520

Carter, M.R., 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal* 94, 38-47.

1522

Carter, M.R., Gregorich, E.G., Anderson, D.W., Doran, J.W., Janzen, H.H., Pierce, F.J., 1997. Concepts of soil quality and their significance. In: Gregorich, E.G., Carter, M.R. (Eds.), *Developments in Soil Science*. Elsevier, pp. 1-19.

1525

Cederberg, C., 1998. Life Cycle Assessment of Milk Production - A Comparison of Conventional and Organic Farming. SIK report. The Swedish Institute for Food and Biotechnology, Gothenburg, Sweden.

1528

Coleman, K., Jenkinson, D.S., 2008. RothC-26.3 A model for the turnover of carbon in soil. Model description and windows users guide. Harpenden, Herts, UK, p. 47.

1530

Coleman, K., Jenkinson, D.S., Crocker, G.J., Grace, P.R., Klír, J., Körschens, M., Poulton, P.R., Richter, D.D., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma* 81, 29-44.

1532

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

1536

Cowell, S.J., Cliff, R., 2000. A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 8, 321-331.

1538

Croitoru, L., Sarraf, M., 2010. The cost of environmental degradation - case studies from the Middle East and North Africa. *The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank*, p. 192.

1541

- 1542 Curran, M., de Baan, L., De Schryver, A.M., van Zelm, R., Hellweg, S., Koellner, T., Sonnemann, G.,
1543 Huijbregts, M.A.J., 2011. Toward meaningful end points of biodiversity in Life Cycle Assessment.
1544 Environmental Science and Technology 45, 70-79.
- 1545 Defossez, P., Richard, G., 2002. Models of soil compaction due to traffic and their evaluation. Soil and
1546 Tillage Research 67, 41-64.
- 1547 Défossez, P., Richard, G., Boizard, H., O'Sullivan, M.F., 2003. Modeling change in soil compaction due to
1548 agricultural traffic as function of soil water content. Geoderma 116, 89-105.
- 1549 Défossez, P., Richard, G., Boizard, H., Roger-Estrade, J., 2004. Modélisation du compactage sous l'effet des
1550 passages d'engins agricoles. Etude et Gestion des Sols 11, 21-32.
- 1551 Dexter, A.R., 2004. Soil physical quality - Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter,
1552 and effects on root growth. Geoderma 120, 201-214.
- 1553 Doran, J.W., 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. Agriculture
1554 Ecosystems and Environment 88, 119-127.
- 1555 Doran, J.W., Zeiss, M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality.
1556 Applied Soil Ecology 15, 3-11.
- 1557 European Commission, 2002. Communication of 16 April 2002 from the Commission to the Council, the
1558 European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Towards
1559 a Thematic Strategy for Soil Protection. COM 2002, 179 final.
- 1560 European Commission, 2006. Commission staff working document - Document accompanying the
1561 Communication from the commission to the Council, the European Parliament, the European Economic
1562 and Social Committee and the Committee of the Regions - Thematic strategy for soil protection.
- 1563 European Commission, 2010. ILCD handbook: general guide for Life Cycle Assessment - detailed guidance.
1564 In: Joint Research Centre (JRC), (IES), I.f.E.a.S. (Eds.), Ispra, Italy, p. 394.
- 1565 Evanylo, G., McGuinn, R., 2000. Agricultural management practices and soil quality: Measuring, assessing,
1566 and comparing laboratory and field test kit indicators of soil quality attributes. Virginia Cooperative
1567 Extension. Publication 452-400. 12p.
- 1568 FAO, 1993. FESLM: An International Framework for Evaluating Sustainable Land Management., World Soil
1569 Resources Report 73.
- 1570 FAO, IIASA, ISRIC, ISSCAS, JRC, 2009. Harmonized World Soil Database (version 1.1). Internet:
1571 <http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/>.
- 1572 Fava, J.A., Denison, R., Jones, B., Curran, M.A., Vigon, B., Sulke, S., Barnum, J., 1990. A technical
1573 framework for life-cycle assessments. SETAC and SETAC Foundation for Environmental Education,
1574 Pensacola, p. 152.
- 1575 Federer, C., 1996. Intercomparison of methods calculating potential evaporation in regional and global water
1576 balance models. Water Resources Research 32, 2315-2321.
- 1577 Finnveden, G., 2000. On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in
1578 general. The International Journal of Life Cycle Assessment 5, 229-238.
- 1579 Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D.A., van der Werf, H.M.G., Walter, C., 2012. Soil quality in Life Cycle
1580 Assessment: Towards development of an indicator. Ecological Indicators 18, 434-442.
- 1581 Hamza, M.A., Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes
1582 and possible solutions. Soil and Tillage Research 82, 121-145.
- 1583 Hénin, S., Dupuis, M., 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. Annales Agronomiques 3, 19-29.
- 1584 Hillel, D., 1998. Environmental Soil Physics. New York, USA.
- 1585 Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R., Kibblewhite, M., Lexer, W., Möller, A.,
1586 Rickson, J., Shishlov, T., Stephens, M., van den Akker, J., Verheijen, F., 2007. Indicators and Criteria
1587 report. Révision 5.655. ENVASSO Project coordinated by Cranfield University, UK, for Scientific Support
1588 to Policy, European Commission 6th Framework Research Programme.
- 1589 ISO, 2006. ISO 14044 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.
1590 Geneva, Switzerland, 46 p.
- 1591 ISRIC, 2008. Global assessment of human-induced soil degradation (GLASOD). Internet:
1592 <http://www.isric.org/UK/About+ISRIC/Projects/Track+Record/GLASOD.htm>.
- 1593 ISRIC, 2012. Harmonized continental SOTER-derived database (SOTWIS). Internet:
1594 <http://www.isric.org/projects/harmonized-continental-soter-derived-database-sotwis>.
- 1595 ISTA, 2009. Oil World Annual. Global Analysis. All major oilseeds, oils & oilmeals. Supply, demand and price
1596 outlook. ISTA Mielke GmbH, Hamburg, Germany.
- 1597 Jacquart, C., Choissnel, E., 1995. Un modèle de bilan hydrique simplifié à deux réservoirs utilisable en
1598 agrométéorologie. La Météorologie 8ième série - n°9 - mars, 29-44.
- 1599 Jolliet, O., Müller-Wenk, R., Bare, J., Brent, A., Goedkoop, M., Heijungs, R., Itsubo, N., Peña, C.,
1600 Pennington, D., Potting, J., Rebitzer, G., Stewart, M., de Haes, H., Weidema, B., 2004. The LCIA

- 1601 midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. *The International Journal of Life*
1602 *Cycle Assessment* 9, 394-404.
- 1603 Karlen, D.L., Andrews, S.S., Doran, J.W., 2001. Soil quality: current concepts and applications. *Advances in*
1604 *Agronomy*, 74, pp. 1-40.
- 1605 Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: a
1606 concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal* 61, 4-10.
- 1607 Kaschuk, G., Alberton, O., Hungria, M., 2010. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian
1608 ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. *Soil Biology*
1609 *and Biochemistry* 42, 1-13.
- 1610 Kelting, D.L., Burger, J.A., Patterson, S.C., Aust, W.M., Miwa, M., Trettin, C.C., 1999. Soil quality
1611 assessment in domesticated forests - a southern pine example. *Forest Ecology and Management* 122,
1612 167-185.
- 1613 Kirchmann, H., Andersson, R., 2001. The Swedish system for quality assessment of agricultural soils.
1614 *Environmental Monitoring and Assessment* 72, 129-139.
- 1615 Larson, W.E., Pierce, F.J., 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management.
1616 *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America, pp. 37-51.
- 1617 Lemercier, B., Gaudin, L., Walter, C., Arousseau, P., Arrouays, D., Schwartz, C., Saby, N., Follain, S.,
1618 Abrassart, J., 2008. Soil phosphorus monitoring at the regional level by means of a soil test database.
1619 *Soil Use and Management* 24, 131-138.
- 1620 Letey, J., Sojka, R.E., Upchurch, D.R., Cassel, D.K., Olson, K.R., Payne, W.A., Petrie, S.E., Price, G.H.,
1621 Reginato, R.J., Scott, H.D., Smethurst, P.J., Triplett, G.B., 2003. Deficiencies in the soil quality concept
1622 and its application. *Journal of Soil and Water Conservation* 58, 180-187.
- 1623 Lindeijer, E., 2000. Review of land use impact methodologies. *Journal of Cleaner Production* 8, 273-281.
- 1624 Lindeijer, E., Müller-Wenk, R., Steen, B., 2002. Impact assessment of resources and land use. *Life-cycle*
1625 *impact assessment: striving towards best practice*. SETAC, pp. 11-62.
- 1626 Liu, S., Costanza, R., Farber, S., Troy, A., 2010. Valuing ecosystem services Theory, practice, and the need
1627 for a transdisciplinary synthesis. In: Limburg, K., Costanza, R. (Eds.), *Ecological Economics Reviews*, pp.
1628 54-78.
- 1629 Masto, R.E., Chhonkar, P.K., Purakayastha, T.J., Patra, A.K., Singh, D., 2008. Soil quality indices for
1630 evaluation of long-term land use and soil management practices in semi-arid sub-tropical India. *Land*
1631 *Degradation and Development* 19, 516-529.
- 1632 Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Freiermuth Knuchel, R., Gaillard, G., Michelsen, O.,
1633 Müller-Wenk, R., 2007a. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA *The*
1634 *International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 5-15.
- 1635 Milà i Canals, L., Romanya, J., Cowell, S.J., 2007b. Method for assessing impacts on life support functions
1636 (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of Cleaner Production* 15,
1637 1426-1440.
- 1638 Minami, K., 2009. Soil and humanity: Culture, civilization, livelihood and health. *Soil Science and Plant*
1639 *Nutrition* 55, 603-615.
- 1640 NASA, 2012. Climatology Resources for Agroclimatology Daily Average Data. Internet:
1641 <http://power.larc.nasa.gov/cgi-bin/cgiwrap/solar/agro.cgi?email=agroclim@larc.nasa.gov>
- 1642 Nortcliff, S., 2002. Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88,
1643 161-168.
- 1644 Nuñez, M., Antón, A., Muñoz, P., Rieradevall, J., 2012. Regionalised method to assess soil erosion in LCA.
1645 In: Corson, M.S., van der Werf, H.M.G. (Eds.), *Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food*
1646 *2012)*. INRA, Saint Malo, France, pp. 523-527.
- 1647 Nuñez, M., Civit, B., Muñoz, P., Arena, A.P., Rieradevall, J., Anton, A., 2010. Assessing potential
1648 desertification environmental impact in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle*
1649 *Assessment* 15, 67-78.
- 1650 O'Sullivan, M.F., Henshall, J.K., Dickson, J.W., 1999. A simplified method for estimating soil compaction. *Soil*
1651 *and Tillage Research* 49, 325-335.
- 1652 Oberholzer, H.-R., Freiermuth Knuchel, R., Weisskopf, P., Gaillard, G., 2012. A novel method for soil quality
1653 in life cycle assessment using several soil indicators. *Agronomy for Sustainable Development*, 1-11.
- 1654 Oberholzer, H.R., Weisskopf, P., Gaillard, G., Weiss, F., Freiermuth-Knuchel, R., 2006. Methode zur
1655 Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen
1656 SALCA-SQ. *Agroscope FAL Reckenholz, Ettenhausen, Switzerland*, p. 98 p.
- 1657 Oldeman, L.R., Kakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G., 1991. World map of the status of human-induced soil
1658 degradation, an explanatory note. In: ISRIC (Ed.), *Wageningen, Pays-Bas*, p. 34 pp.

- 1659 Pfister, S., Bayer, P., Koehler, A., Hellweg, S., 2011. Environmental impacts of water use in global crop
1660 production: hotspots and trade-offs with land use. *Environmental Science and Technology* 45, 5761-
1661 5768.
- 1662 Potting, J., Hauschild, M.Z., 2006. Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment. *The International*
1663 *Journal of Life Cycle Assessment* 11, 11-13.
- 1664 Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment -
1665 Part 2: impact assessment and interpretation. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13,
1666 374-388.
- 1667 Renard, K.G., Ferreira, V.A., 1993. RUSLE model description and database sensitivity. *Journal of*
1668 *Environmental Quality* 22, 458-466.
- 1669 Richard, G., 2008. Projet DST : Dégradation physique des sols agricoles et forestiers liée au tassement :
1670 impact, prévention, suivi, cartographie. In: Rapport scientifique détaillé, p.G. (Ed.), p. 30 pp.
- 1671 Richard, G., Boizard, H., Roger-Estrade, J., Boiffin, J., Guérif, J., 1999. Field study of soil compaction due to
1672 traffic in northern France: pore space and morphological analysis of the compacted zones. *Soil and*
1673 *Tillage Research* 51, 151-160.
- 1674 Saffih-Hdadi, K., Défossez, P., Richard, G., Cui, Y.J., Tang, A.M., Chaplain, V., 2009. A method for
1675 predicting soil susceptibility to the compaction of surface layers as a function of water content and bulk
1676 density. *Soil and Tillage Research* 105, 96-103.
- 1677 Schmidt, J.H., 2008. Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity.
1678 *Journal of Cleaner Production* 16, 1929-1942.
- 1679 SCWG, 1998. Soil Classification Working Group: The Canadian System of Soil Classification, 3rd ed.
1680 Agriculture and Agri-Food Canada, p. 187 pp.
- 1681 Seybold, C.A., Dick, R.P., Pierce, F.J., 2001. USDA soil quality test kit: approaches for comparative
1682 assessments. *Soil Survey Horizons* 42, 43-52.
- 1683 Udo de Haes, H.A., 2006. How to approach land use in LCIA or, how to avoid the Cinderella effect?
1684 Comments on 'key elements in a framework for land use impact assessment within LCA'. *The*
1685 *International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 219.
- 1686 USDA-ARS, 2008. User's Reference Guide. Revised Universal Soil Loss Equation, Version 2 (RUSLE2).
1687 USDA Agricultural Research Service, Washington, D.C., USA, p. 431.
- 1688 Vaillant, M., Jouany, J.M., Devillers, J., 1995. A multicriteria estimation of the environmental risks of
1689 chemicals with SIRIS method. *Toxicology Modeling* 1, 57-72.
- 1690 Vilain, L., 2008. La méthode IDEA : Indicateurs de durabilité des exploitations agricoles (Edition 2008).
1691 Educagri éditions, Dijon, France.
- 1692 Wagendorp, T., Gulinck, H., Coppin, P., Muys, B., 2006. Land use impact evaluation in life cycle assessment
1693 based on ecosystem thermodynamics. *Energy* 31, 112-125.
- 1694 Weisberg, M., 2006. Forty years of "the strategy": Levins on model building and idealization. *Biology and*
1695 *Philosophy* 21, 623-645.
- 1696 Wienhold, B.J., Andrews, S.S., Karlen, D.L., 2004. Soil quality: a review of the science and experiences in
1697 the USA. *Environmental Geochemistry and Health* 26, 89-95.
- 1698 Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning.
1699 *Agricultural Handbook*, n°. 537, USDA.
- 1700 Zahm, F., Viaux, P., Vilain, L., Girardin, P., Mouchet, C., 2008. Assessing farm sustainability with the IDEA
1701 method - from the concept of agriculture sustainability to case studies on farms. *Sustainable*
1702 *Development* 16, 271-281.

Annexe : Textes des publications

1703

Publications scientifiques parues

1704 Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D.A., van der Werf, H.M.G., Walter, C., 2012. Soil quality in Life Cycle
1705 Assessment: Towards development of an indicator. Ecological Indicators 18, 434-442.

1706

1707

1708

Publications scientifiques à paraître

1709

1710

Publications scientifiques prévues

1711 Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D.A., van der Werf, H.M.G., Walter, C. Development of a soil
1712 compaction indicator in Life Cycle Assessment. Pour soumission à International Journal of Life Cycle
1713 Assessment.

1714

1715 Garrigues, E., Corson, M.S., Angers, D.A., van der Werf, H.M.G., Walter, C. LCA methodology for
1716 quantifying impacts on physical soil quality. Pour soumission à International Journal of Life Cycle
1717 Assessment.