

2.2.

Facteurs et traitement de la variabilité et des incertitudes dans l'évaluation environnementale des activités agricoles



Rédacteurs : Aurélie Tailleur (ARVALIS – Institut du végétal) et Armelle Gac (Idele)

En évaluation environnementale, notamment en ACV, le terme d'incertitude est souvent utilisé au sens large et recouvre à la fois des notions d'incertitude et de variabilité. Quand l'incertitude est liée à un manque de connaissance sur la valeur d'une quantité, elle peut être réduite par de nouvelles mesures plus fidèles et justes. Si la variabilité est liée à la nature hétérogène des valeurs, elle ne peut pas être réduite, elle peut seulement être mieux évaluée par un échantillonnage adéquat (Ferrand et al, 2012).

Il s'agit ici de présenter :

- les facteurs de variabilité et d'incertitude rencontrés dans l'évaluation environnementale des activités agricoles par approche ACV,
- différentes approches proposées dans la bibliographie.

Lien avec autre fiche :

- [Fiche 4.1.0. Flux directs - Méthode et aide au choix des références pour les flux directs.](#)

Contenu

1. La variabilité inhérente aux impacts des activités agricoles	2
2. Le traitement de l'incertitude dans les évaluations environnementales en agriculture	2
2.1. Sources d'incertitude	3
2.2. Préconisations générales pour le traitement de l'incertitude	4
3. Conclusions.....	6
4. Références bibliographiques	7

1. La variabilité inhérente aux impacts des activités agricoles

Les systèmes agricoles et les émissions associées se caractérisent par plusieurs sources de variabilité :

- variabilité des pratiques inter-annuelles, inter et intra-régionales, liées aux conditions pédo-climatiques et aux spécificités des systèmes de production (race des animaux, espèces cultivées, orientations techniques et débouchés, etc.) ;
- variabilité des émissions directes, liée à la variabilité des phénomènes biologiques et biochimiques en jeu en fonction des conditions chimiques, physiques et pédo-climatiques des milieux.

Contrairement à d'autres secteurs d'activités (industrie), pour connaître les émissions couvertes dans le cadre de GES'TIM+ pour un site de production agricole donné, il est fait appel à des méthodes d'estimation et non à des mesures sur site. Il s'agit en effet d'émissions diffuses (émanant de plusieurs sources et non d'une source ponctuelle, comme une cheminée en industrie) et de différentes natures (plusieurs gaz ou substances, vers plusieurs compartiments de l'environnement) qu'il n'est pas envisageable de mesurer à partir de dispositifs instrumentés sur le terrain pour toutes les exploitations agricoles.

GES'TIM+ propose différents types de méthode d'estimation des flux directs. Les méthodes de niveau 1 ou 2 permettent d'estimer les émissions selon des facteurs d'émissions moyens tandis que les méthodes de niveau 3 faisant appel à des équations ou modèles (ou des mesures spécifiques) peuvent être utilisées pour produire des estimations plus adaptées à un contexte donné. Dans tous les cas, ces facteurs ou équations sont établis à partir des connaissances acquises à partir de travaux de recherche impliquant des campagnes de mesure.

De même, dans GES'TIM+ sont présentées des méthodes d'estimation des données techniques nécessaires à la quantification des flux. Il peut s'agir pour certaines de données mesurables ou collectées sur l'exploitation agricole. Lorsque les données sont issues d'une mesure ou directement disponibles sur l'exploitation, il est préférable d'utiliser ces dernières.

Par ailleurs, afin de s'affranchir de la variabilité interannuelle des pratiques et émissions, l'ILCD recommande de considérer une moyenne pluri-annuelle. La méthode AGRIBALYSE (Koch & Salou, 2015) a ainsi retenu une période de cinq ans pour caractériser les différents systèmes de production étudiés. Par ailleurs, pour les cultures pluri-annuelles, la limite temporelle est égale à la durée de la culture, de son implantation jusqu'à la destruction afin de tenir compte de l'ensemble des cycles de production.

2. Le traitement de l'incertitude dans les évaluations environnementales en agriculture

Les études d'évaluation globale d'impacts environnementaux ne peuvent que traduire des impacts potentiels, dans la mesure où les estimations sont faites en fonction de l'état des connaissances et sur la base de tentatives de représentation des systèmes et des flux de polluants et de leurs effets sur les

principaux enjeux et compartiments environnementaux (climat, eau, sol, écosystèmes, ...), et non sur des mesures précises sur site, cf **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

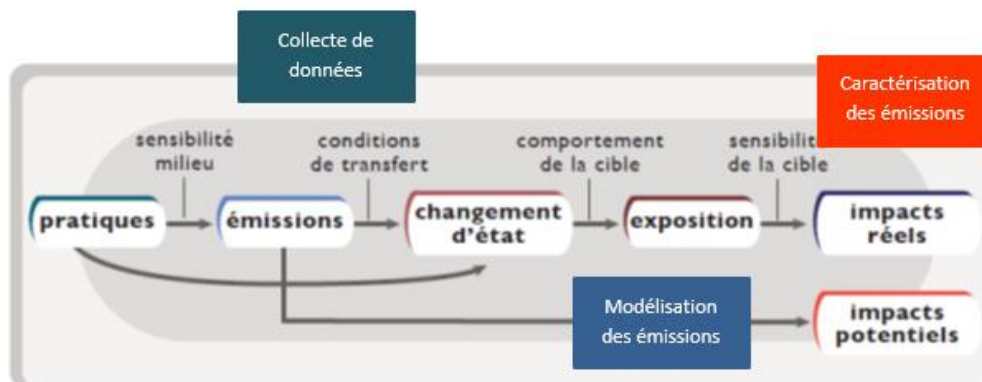


Figure 1 : Les trois niveaux d'incertitude intervenant lors de l'évaluation environnementale (schéma de décomposition des liens de causalité entre pratique et impacts issu de Lairez, Feschet *et al.* 2015)

Les résultats de ce type d'études sont donc nécessairement assortis d'un niveau d'incertitude important.

2.1. Sources d'incertitude

Les sources d'incertitude sur les calculs proviennent des 3 principales catégories de données nécessaires à la réalisation de ces évaluations :

- Données d'activité

Il s'agit à la fois des données brutes (par exemple les effectifs animaux, les surfaces) et des références et coefficients qui permettent de traduire les données brutes en flux de matières et d'énergie (par exemple, quantité d'azote excrétée par catégorie animale).

Le niveau d'incertitude est variable. Il diminue généralement avec l'échelle du système étudié et la connaissance de son fonctionnement et de ses caractéristiques, du niveau national au niveau exploitation, de l'utilisation de données par défaut à des données spécifiques.

On constate que les données statistiques et références techniques existantes par production (telles que normes CORPEN pour l'élevage) ne comportent généralement aucune information sur l'incertitude liée. Ces données sont établies, par des organismes officiels, techniques ou professionnels, sur la base d'enquêtes, estimations et avis d'experts.

- Facteurs d'émissions et facteurs de conversion des données d'activité en quantité de polluants

Il peut s'agir par exemple, du facteur d'émission (FE) de N₂O par kg d'azote excrété. Le niveau d'incertitude est variable, mais il est généralement connu et documenté. Les facteurs d'émission disponibles dans les publications scientifiques ou dans les méthodologies internationales sont généralement assortis d'un niveau d'incertitude. La source de l'incertitude provient de la qualité du dispositif d'obtention de la donnée (par exemple précision d'un appareil de mesure) mais aussi et

surtout des conditions opératoires (variabilité de mise en œuvre, cf. Hassouna et Eglin 2015 en ce qui concerne les émissions gazeuses en élevage).

- **Facteurs de caractérisation permettant de convertir les quantités de polluants en quantification d'impact, par exemple conversion des émissions de GES en équivalent CO₂.**

Ces données sont établies à dire d'experts ou résultent de conventions ou consensus scientifiques. Leur incertitude est très grande et peu connue, elle est peu renseignée. En ACV, pour les autres indicateurs d'impact que l'effet de serre, ce niveau d'incertitude est très dépendant des méthodes utilisées.

Les incertitudes sur les facteurs d'émission et de caractérisation (paramètres) sont très peu décrites dans les études d'ACV et rarement prises en compte. Les principales études où les incertitudes ont été considérées montrent des fourchettes d'estimation pouvant atteindre -50 à 100 % sur les émissions azotées (NH₃, NO, N₂O, N₂, NO₃⁻) (Payraudeau *et al.*, 2007). Ces larges fourchettes sont liées à un manque de connaissance sur les paramètres, les expérimentations référencées ne couvrant que quelques situations dans des contextes différents (Vigne *et al.*, 2011).

A cette incertitude sur les calculs, s'ajoute l'incertitude liée à l'ensemble des choix méthodologiques, qui jouent sur la précision et la justesse des résultats finaux :

- Qualité de la représentation des systèmes et niveau de description des flux (finesse / « granulométrie » et justesse).
- Critères de coupure retenus, intégration ou non de flux, remplacement d'un flux par son inventaire standard, etc.
- Mode d'allocation retenu.

2.2. Préconisations générales pour le traitement de l'incertitude

La question de l'évaluation des incertitudes est pourtant fréquemment abordée dans les méthodes existantes d'évaluation environnementale telles que l'ACV ou les méthodologies d'établissement des inventaires d'émissions gazeuses.

- **Le contrôle de sensibilité selon la norme NF EN ISO 14044**

L'objectif du contrôle de sensibilité consiste à évaluer la fiabilité des résultats et des conclusions finaux en déterminant s'ils sont affectés par des incertitudes dans les données, les méthodes d'affectation ou le calcul des résultats d'indicateurs de catégorie, etc.

Ce contrôle inclut l'analyse d'incertitude et l'analyse de sensibilité.

L'analyse d'incertitude est définie comme une « procédure systématique permettant de quantifier l'incertitude introduite dans les résultats d'un inventaire du cycle de vie, par les effets cumulés de l'imprécision du modèle, de l'incertitude sur les entrants et de la variabilité des données. Cette analyse d'incertitude se fonde soit sur des plages, soit sur des lois de probabilité ». Ainsi, ces analyses

d'incertitudes consistent à répéter les calculs d'inventaire pour différentes sources de données ou pour différentes valeurs choisies, soit au hasard (test de Monte Carlo) soit de façon déterministe (plage de données).

Elle est à distinguer de l'analyse de sensibilité qui est une « procédure systématique pour estimer les effets sur les résultats d'une étude des choix concernant les méthodes et les données » (analyse de l'impact des choix méthodologiques).

Exemples d'application :

Ferrand et al, 2012 propose une analyse de l'incertitude en deux temps : une première analyse Morris est conduite afin de répartir l'incertitude entre les différentes sources et ainsi limiter le nombre de paramètre à introduire dans l'analyse d'incertitude.

Si le niveau d'incertitude de certains facteurs de caractérisation est connu, il est souvent difficile de caractériser la distribution de probabilité de chacune des données d'entrée et paramètre. La base de données d'ICVecoinvent® propose une approche semi-quantitative de gestion de l'incertitude qui prend en compte l'ensemble des données d'arrière-plan, d'ores et déjà modélisées dans la base de données, pour le calcul d'incertitude. Cette approche, ici appelée « approche pedigree » (Frischknecht et al, 2007), combine une approche statistique et l'utilisation d'une matrice pedigree pour combiner deux typologies d'incertitude. Cette approche quantifie donc 1) l'incertitude de base qui représente la variance ou l'inexactitude et 2) l'incertitude additionnelle qui témoigne de l'utilisation d'une donnée imparfaite à la fois pour le contexte de l'étude et par rapport à sa source.

- Méthodes proposées par le GIEC dans le cadre des inventaires nationaux

Le GIEC (2006) propose deux niveaux de méthodes pour évaluer les incertitudes totales sur les inventaires d'émissions :

- Méthode de rang 1 : Elle est basée sur la propagation d'erreurs et utilisée pour estimer l'incertitude des catégories de sources d'émission individuellement. L'incertitude sur les émissions est calculée à partir des incertitudes des données sur les activités, des facteurs d'émission et des autres paramètres d'estimation, par l'équation de propagation d'erreur. Les estimations de la moyenne et de l'écart-type sont nécessaires pour chaque entrée, ainsi que l'équation par laquelle les données d'entrées sont combinées pour estimer une sortie. Les lignes directrices du GIEC proposent un tableau et des équations pour calculer cette incertitude.
- Méthode de rang 2 : Elle utilise l'analyse Monte Carlo ou des techniques similaires. Elle est adaptée à une évaluation détaillée des incertitudes, catégorie de source par catégorie de source. Elle convient en particulier si les incertitudes sont élevées, la distribution non normale, les algorithmes des fonctions complexes et/ou s'il y a des corrélations entre certains ensembles de données d'activité, certains FE ou les deux. Ainsi, des valeurs aléatoires de données sur les activités et facteurs d'émission sont choisies pour calculer les valeurs d'émission correspondantes. On voit ainsi la répercussion sur la variation du résultat d'émission. Elle

nécessite l'utilisation de logiciels, par lesquels des échantillons de données d'entrée du modèle sont produits par un générateur de nombres pseudo-aléatoires.

Quant au choix de la méthode, le GIEC préconise d'utiliser la méthode de rang 2 lorsque des méthodes de niveau 2 ou 3 sont utilisées pour établir les inventaires (Tier 2 et Tier 3), qui plus est dans le cas de systèmes complexes tels que ceux du secteur AFAT, Agriculture Foresterie et autres Affectations des Terres.

***Exemple d'application :** Pour ce qui est de la réalisation des inventaires des émissions de GES en France, le CITEPA (CITEPA, 2019. Rapport CCNUCC) a opté pour la méthode de rang 1 du GIEC. Le niveau de connaissance sur les incertitudes est similaire dans la plupart des pays développés et le recours à l'avis d'expert est la méthode la plus répandue.*

Les incertitudes sont évaluées pour les deux types de données « activité » et « facteurs d'émission ». Il faut noter que l'incertitude sur les émissions totales n'est pas égale à la somme des incertitudes de chaque poste. Une évaluation spécifique est réalisée à chaque niveau d'agrégation, lors de la consolidation des données par bouclage (sur bilans matière ou énergétiques). Le CITEPA obtient ainsi une incertitude faible, c'est à dire inférieure ou égale à 5%, pour les gaz pour lesquels il est possible de recouper les calculs par des bilans matières, par exemple pour les émissions de CO₂ et de SO₂.

Dans l'inventaire national établi par le CITEPA, les émissions totales de GES pour la France (inclus l'utilisation des terres, leurs changements et la forêt, UTCF) sont assorties d'une incertitude de +/- 12,2%. Les secteurs présentant les plus hauts niveaux d'incertitudes concernent en particulier l'agriculture : le N₂O de l'agriculture (l'incertitude représente 8,6% des émissions totales et le CH₄ de la fermentation entérique (1,2%). L'incertitude sur les flux de CO₂ du secteur UTCF représente quant à elle 7% des émissions, les surfaces en culture et en prairie représentant plus précisément des incertitudes de 1,5% et 1,0% des émissions.

Toutefois, si l'incertitude totale sur l'inventaire total des émissions est forte, l'incertitude sur l'évolution des émissions dans le temps est plus faible.

3. Conclusions

De même, dans le cadre d'évaluations globales d'impacts, même si les résultats sont assortis d'une forte incertitude, ils permettront toutefois de mettre en évidence les postes les plus émetteurs, d'identifier les marges de progrès ou de réaliser des comparaisons de systèmes. Ceci à condition de procéder aux évaluations dans un cadre méthodologique adapté et harmonisé entre productions, ce qui est notamment l'intérêt du référentiel méthodologique GES'TIM⁺ pour l'évaluation des impacts des activités agricoles sur les enjeux énergie, changement climatique et qualité de l'air.

4. Références bibliographiques

AFNOR, 2006. NF EN ISO 14044. Octobre 2006. Management Environnemental – Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices. 49 p.

CITEPA, 2019. Rapport CCNUCC

Ferrand M., Manneville V., Moreau S., Lorinquer E., Charroin T., Charpiot A., Gac A., Lopez C., Brun F., 2012. Uncertainty estimation in life cycle analysis: contribution of sensitivity analysis, limits of the model (Estimation de l'incertitude dans les analyses de cycle de vie en élevage : apport de l'analyse de sensibilité, limites du modèle). Proceedings 12th European Symposium on STATISTICAL METHODS FOR THE FOOD INDUSTRY (12èmes Journées Européennes AGRO-INDUSTRIE ET METHODES STATISTIQUES (AGROSTAT 2012)). February 28, 29 th and March 1st, 2nd 2012. Paris, France.

Frischknecht R., Jungblut N., Althaus H.-J., Doka G., Dones R., Heck T., Hellweg S., Hirschler R., Nemecek T., Rebitzer G., Spielmann M. and Wernet G., 2007. Overview and methodology - Data v2.0 (2007). ecoinvent® report No. 1. Ed Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland. p77.

GIEC – Lignes directrices 2006, Volume 1, Chapitre 3

Hassouna M. et Eglin T., 2015. Mesurer les émissions gazeuses en élevage : gaz à effet de serre, ammoniac et oxydes d'azote. Diffusion INRA-ADEME. 314p.

ILCD, 2010 - International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Specific Guide for Life Cycle Inventory Data Sets. 139 p.

Koch P. and Salou T., 2016. AGRIBALYSE® : Rapport Méthodologique – Version 1.3. November 2016. Ed ADEME, Angers, France. 343 p.

Lairez J., Feschet P., Aubin J., Bockstaller C., Bouvarel I., Agriculture et développement durable. Guide pour l'évaluation multicritère. Quae et Educagri éditions, décembre 2015, 226 pages

Payraudeau S., Van der Werf H.M.G., Vertès F., 2007. Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems. Agr. Syst., 94(2), 416-430.

Vigne M., Peyraud J.L., Lecomte P. (2011). Impact du choix des coefficients énergétiques sur les résultats de l'analyse énergétique : Exemple de la consommation énergétique des élevages bovins laitiers réunionnais. Renc. Rech. Ruminants, 18:167.