



HAL
open science

L'analyse de Cycle de Vie: un nouveau regard sur les systèmes de production agricole

Hayo van Der Werf, C. Kanyarushoki, Michael S. Corson

► To cite this version:

Hayo van Der Werf, C. Kanyarushoki, Michael S. Corson. L'analyse de Cycle de Vie: un nouveau regard sur les systèmes de production agricole. Innovations Agronomiques, 2011, 12, pp.121-133. 10.17180/1dpv-x981 . hal-01461055

HAL Id: hal-01461055

<https://hal.science/hal-01461055v1>

Submitted on 28 May 2020

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

L'Analyse de Cycle de Vie : un nouveau regard sur les systèmes de production agricole

van der Werf H.M.G.^{a,b}, Kanyarushoki C.^c, Corson M.S.^{a,b}

^a : INRA, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

^b : Agrocampus Rennes, UMR 1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

^c : Ecole Supérieure d'Agriculture d'Angers, 55 rue Rabelais, F-49007 Angers, France

Correspondance : Hayo.vanderWerf@rennes.inra.fr

Résumé

Cet article présente le cadre méthodologique de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) et illustre sa mise en œuvre en présentant un exemple d'une comparaison de systèmes de production de lait contrastés. L'ACV évalue l'impact environnemental d'un produit, d'un service ou d'un système en relation à une voire plusieurs fonctions et ceci en considérant toutes les étapes de son cycle de vie. La méthode quantifie les émissions de polluants et les utilisations de ressources pour chaque étape du cycle de vie du produit pour établir un inventaire environnemental. Ces données d'inventaire sont agrégées en un nombre limité d'indicateurs d'impact (eutrophisation, changement climatique, utilisation d'énergie, ...). L'ACV propose un cadre méthodologique qui permet une évaluation environnementale multicritère des systèmes de production agricoles et des produits et services rendus par ces systèmes. De par son caractère multicritère l'ACV permet de mettre en évidence d'éventuels transferts de pollution, notamment entre impacts régionaux et globaux. La méthode est transparente, normalisée et basée sur un consensus international. Le cadre méthodologique de l'ACV impose une rigueur à son utilisateur, qui est obligé de réfléchir aux fonctions de son système, à ses limites ainsi qu'aux impacts environnementaux qui seront pris en compte. Cet exercice oblige l'utilisateur à porter un nouveau regard sur « son » système, ce s'avère être une expérience souvent salutaire.

Mots-clés : Analyse de Cycle de Vie, ACV, impacts environnementaux, exploitation laitière

Abstract: Life Cycle Assessment: a new look to agricultural production systems

This article presents the methodological framework of Life Cycle Assessment (LCA) and illustrates its application to the comparison of two different milk-production systems. LCA assesses the environmental impacts of a product, service, or system according to one or several functions by considering all steps of its life cycle. The method quantifies the emissions of pollutants and use of resources for each stage of the product's life cycle to create an environmental inventory. The inventory data are aggregated into a few impact indicators (e.g., eutrophication, climate change, energy use). LCA proposes a framework for the multicriteria environmental assessment of agricultural production systems and the products and services provided by these systems. Its multicriteria approach allows LCA to identify potential transfers of pollution between impact categories, notably between impacts at regional and global levels. The method is transparent, normalised, and based on international consensus. LCA's methodological framework requires users to reflect on the functions of the system studied, its limits, and the environmental impacts that will be considered. This exercise requires the user to take a new look at "her" system, which often can be a beneficial experience.

Keywords: Life Cycle Assessment, LCA, environmental impacts, milk production

Introduction

L'agriculture contribue à la prospérité et au bien-être humain en produisant de la nourriture, des matières premières, de l'emploi, des paysages variés, parfois riches en biodiversité. Elle contribue cependant également à des impacts environnementaux tels que le changement climatique et la perte de biodiversité, et contribue ainsi à menacer les fondements même de la prospérité et du bien-être humain (INRA, 2010). L'agriculture, comme la plupart des activités humaines peut et doit être évaluée à travers son bilan, constitué d'une part des produits et des services qu'elle rend et d'autre part des impacts environnementaux auxquels elle contribue. L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est une méthode structurée, étendue et standardisée qui permet de faire ce type de bilan (JRC, 2010). L'objectif de cet article est d'examiner la question de l'analyse environnementale des systèmes agricoles, de présenter la méthode ACV et de donner un exemple de son application pour l'analyse environnementale d'un système de production agricole, afin de montrer comment l'ACV permet un nouveau regard sur les systèmes de production agricoles.

1. L'analyse environnementale des systèmes agricoles

Toutes les activités économiques humaines consomment des ressources naturelles et émettent des substances polluantes vers l'environnement naturel. Ainsi, le système économique global dépend de la capacité de l'écosystème global à fournir des ressources (fonction source) et à absorber ses polluants (fonction puits) (Daly, 1996). La raréfaction des ressources énergétiques non renouvelables et le changement climatique sont deux exemples qui illustrent les demandes actuellement trop fortes du système économique par rapport aux fonctions source et puits de l'écosystème global. Pour atteindre un développement durable, il faudra adapter les systèmes de production économiques aux capacités de l'écosystème global. Dans tous les secteurs de l'économie il va falloir inventer des systèmes de production plus éco-efficaces, c'est-à-dire utilisant moins de ressources et émettant moins de polluants par unité de produit ou de service (Lovins, 2008). Pour aller vers de tels systèmes de production, nous avons besoin de méthodes d'évaluation environnementale.

Une grande variété de méthodes d'évaluation environnementale a été développée pour les systèmes de production agricole. Ces méthodes présentent une forte diversité selon leur objectif général (évaluation environnementale stricte ou évaluation de la durabilité), les limites du système étudié, les impacts environnementaux pris en compte et la nature des indicateurs permettant de quantifier ces impacts (van der Werf et Petit, 2002 ; Payraudeau et van der Werf, 2005 ; Halberg et al, 2005 ; van der Werf et al, 2007 ; Galan et al, 2007 ; Rossing et al, 2007 ; Bockstaller et al, 2008 ; Bockstaller et al, 2010).

Les méthodes d'évaluation ont évolué avec la prise de conscience des problèmes environnementaux, notamment concernant la délimitation du système étudié. Les premiers constats de dégradation de l'environnement ont conduit à des politiques de remédiation, focalisées sur un site d'activité, par exemple une usine. Il s'agit alors d'une approche orientée processus, c'est à dire tenant compte d'un site unique de fabrication. Les approches orientées produit vont plus loin, puisqu'elles tiennent compte à la fois des ressources consommées et des émissions sur le site principal de production (par exemple la ferme), mais aussi des ressources consommées et des émissions indirectes, c'est à dire celles associées à la fabrication des intrants du produit étudié. Ce type d'approche met en œuvre le concept d'analyse du cycle de vie.

Les méthodes d'évaluation se distinguent par le nombre d'impacts qu'elles prennent en compte, certaines couvrent une palette très restreinte en ne considérant que deux impacts, tandis que d'autres méthodes prennent en compte une bonne dizaine de problèmes environnementaux (van der Werf et Petit, 2002). Il peut s'agir d'impacts dits régionaux comme l'eutrophisation, mais également d'impacts

globaux comme le changement climatique. Certains processus biophysiques ou certains choix techniques peuvent entraîner des transferts de pollution entre impacts environnementaux, notamment entre impacts régionaux et globaux. Ainsi, la prise en compte d'une part seulement des impacts environnementaux prépondérants pour un système étudié peut conduire à des conclusions et des recommandations erronées.

La pertinence d'une méthode d'évaluation environnementale repose sur la pertinence de ses indicateurs en lien avec les impacts qu'elle considère. Les impacts environnementaux des systèmes agricoles dépendent fortement des pratiques des agriculteurs. Cependant, le lien entre ces pratiques et ces impacts est indirect, puisque d'autres facteurs, comme les caractéristiques du sol et l'aléa climatique, affectent la chaîne causale entre pratiques et émissions de polluants, alors que l'amplitude de l'impact dépend du devenir des polluants et de la sensibilité de la cible environnementale (Figure 1). On peut ainsi distinguer des indicateurs fondés sur i) les pratiques (les moyens), ii) l'état du système, iii) les émissions vers l'environnement et iv) les impacts environnementaux (les effets) (Figure 1).

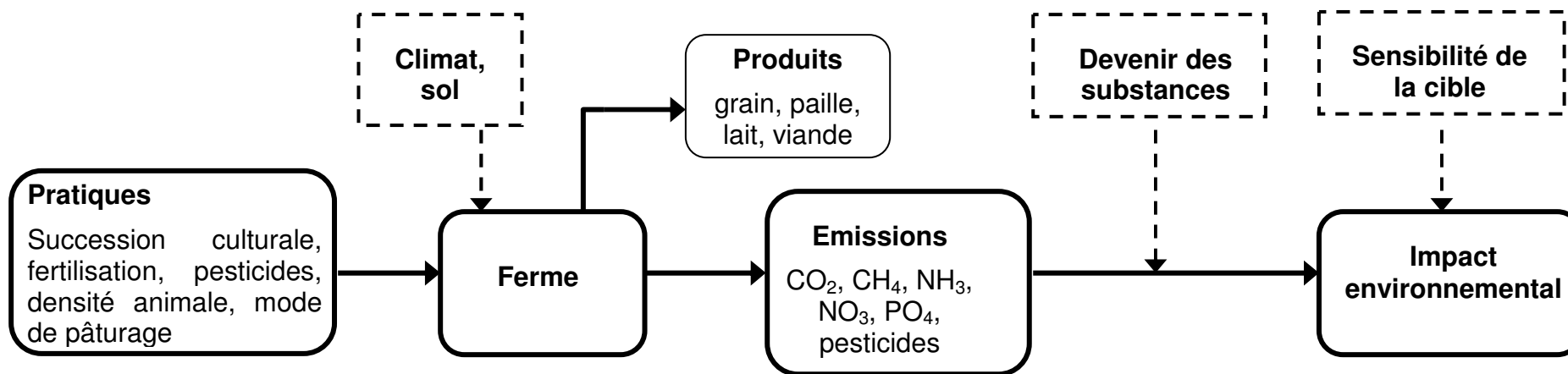
Des indicateurs basés sur les moyens sont faciles à mettre en œuvre, mais ne permettent pas une évaluation réelle des impacts environnementaux. Les indicateurs basés sur les effets sont à préférer pour leur pertinence environnementale, mais aussi parce qu'ils laissent aux gestionnaires la liberté de choisir les moyens les plus appropriés pour diminuer les impacts. Cependant, ces indicateurs sont les plus difficiles à mettre en œuvre en ce qui concerne la collecte des données et la modélisation de la chaîne causale reliant les pratiques aux impacts.

Notre analyse des méthodes d'évaluation environnementale des productions agricoles (van der Werf et Petit, 2002 ; van der Werf et al, 2007) a conduit à l'élaboration de recommandations :

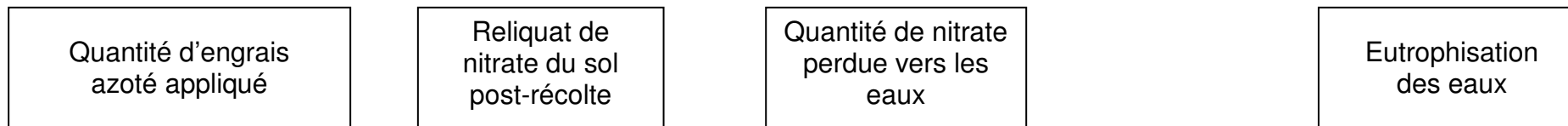
- Une méthode d'évaluation doit prendre en compte une gamme d'objectifs environnementaux couvrant aussi bien les impacts régionaux comme l'eutrophisation que les impacts globaux comme le changement climatique.
- Les indicateurs basés sur les effets sont préférés aux indicateurs basés sur les pratiques, parce que le lien avec l'objectif environnemental est plus direct et le choix des pratiques pour atteindre l'objectif est laissé à l'agriculteur.
- Des indicateurs permettant l'expression des impacts aussi bien par unité de surface que par unité de produit sont préférables, puisqu'ils permettent d'évaluer les systèmes agricoles non seulement comme des modes d'occupation du territoire mais également comme des systèmes de production.

En suivant cette grille de recommandations, la méthode Analyse de Cycle de Vie se révèle pertinente pour l'évaluation des systèmes de production agricoles.

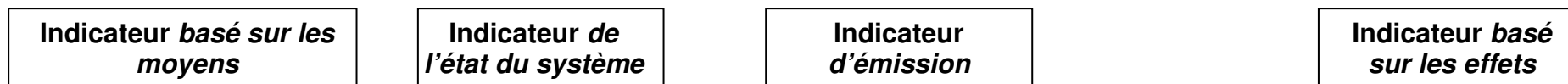
Chaîne causale des pratiques de l'agriculteur aux impacts environnementaux



Exemples d'indicateurs



Classifications of indicators



Faisabilité et pertinence environnementale

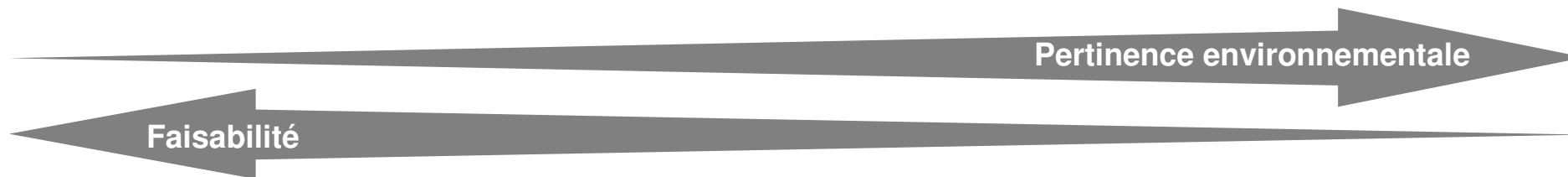


Figure 1: Représentation d'une ferme et ses impacts environnementaux, exemples et une classification des indicateurs selon leur position dans la chaîne causale des pratiques de l'agriculteur aux impacts environnementaux.

2. Cadre méthodologique de l'Analyse de Cycle de Vie

Selon Jolliet et al. (2010), « l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) évalue l'impact environnemental d'un produit, d'un service ou d'un système en relation à une fonction particulière et ceci en considérant toutes les étapes de son cycle de vie ». Le cycle de vie d'un produit correspond à son parcours « du berceau à la tombe », c'est-à-dire de l'acquisition des matières premières, à sa production, son utilisation et sa fin de vie (mise en déchet, recyclage).

Selon les normes ISO 14040 (2006a) et ISO 14044 (2006b), une étude ACV comprend quatre étapes :

- 1) La définition de l'objectif et du champ de l'étude
- 2) L'analyse de l'inventaire du cycle de vie
- 3) L'évaluation de l'impact du cycle de vie
- 4) L'interprétation du cycle de vie

2.1 Définition de l'objectif et du champ de l'étude

Dans cette étape, sont définis entre autres les objectifs de l'étude, le système qui sera étudié, la fonction étudiée, l'unité fonctionnelle et les impacts qui seront pris en compte. Les objectifs de l'étude peuvent être très diversifiés selon le commanditaire de l'étude, technique, politique, ou scientifique. Par exemple, un chef d'entreprise peut chercher à évaluer la performance environnementale de ses produits. Un décideur politique peut chercher un outil d'aide à la décision pour l'octroi d'une subvention. Enfin, l'objectif peut être simplement de faire progresser la compréhension des problèmes environnementaux liés à un produit, l'objectif est alors scientifique.

La définition du champ de l'étude découle de son objectif ; notamment le système étudié et l'échelle concernée seront très différents entre l'ACV d'un chef d'entreprise (le système étudié est celui connecté à son produit) et celle commanditée par un ministre, qui pourra par exemple être réalisée à l'échelle d'un territoire. Le *système de produits* (l'ensemble des processus économiques pris en compte) est défini, c'est à dire que les limites du système à la fois par rapport à son environnement et par rapport aux autres systèmes de produits sont posées. L'*arbre de processus* pour ce système de produits représente les éléments du système sous la forme de *processus unitaires*, assurant chacun une activité unique ou un groupe d'opérations. L'arbre de processus schématise les processus unitaires et décrit les flux échangés, et donne une vue d'ensemble du système.

L'objectif influence finalement aussi le choix de la fonction étudiée et de l'*unité fonctionnelle* (UF) qui la caractérise. L'unité fonctionnelle représente la fonction du système étudiée et c'est à cette unité que les impacts environnementaux seront rapportés. Par exemple, « un kilogramme de porc » est une unité fonctionnelle qui reflète la production de viande de porc comme bien du marché, alors que « un hectare de surface agricole utilisée » peut représenter une fonction de production de biens non marchands (services environnementaux). Selon le positionnement de l'étude ou bien son contexte, l'UF choisie pourra être différente.

2.2 Analyse de l'inventaire du cycle de vie

Le but de l'*inventaire du cycle de vie* (ICV) est de quantifier les *interventions environnementales*, c'est-à-dire les émissions de polluants et les utilisations de ressources, pour chaque étape du cycle de vie du produit. Une fois quantifiées, ces *interventions environnementales* ou données d'inventaire (émissions et ressources) sont agrégées tout au long du cycle de vie et rapportées à l'unité fonctionnelle. Chaque donnée présente des caractéristiques spatiales (lieu d'émission) et temporelles (moment d'émission), qui sont perdues lors de cette agrégation.

2.3 Evaluation de l'impact du cycle de vie

Le but de l'évaluation de l'impact est de comprendre et évaluer l'ampleur et l'importance des impacts potentiels associés aux émissions de polluants et des utilisations de ressources répertoriés lors de l'inventaire. Des questions environnementales appelées catégories d'impact sont d'abord sélectionnées et un indicateur est défini ou choisi pour chaque catégorie d'impact ainsi qu'un modèle de caractérisation. Ce modèle permettra d'établir une relation quantitative entre les données d'inventaire et l'indicateur, au travers de facteurs de caractérisation. La caractérisation, prévoit le calcul des valeurs d'indicateurs. Pour une catégorie d'impact donnée, une méthode de caractérisation est ainsi mise au point ou choisie au travers d'un indicateur de catégorie, d'un modèle de caractérisation et de facteurs de caractérisation issus du modèle. La définition de l'indicateur de catégorie, la mise au point des modèles de caractérisation et le calcul des facteurs de caractérisation ont fait l'objet de travaux scientifiques depuis plusieurs décennies et sont encore en cours d'élaboration ou d'amélioration pour certaines catégories d'impact comme la dégradation de la biodiversité ou la qualité du sol.

Par la structure même de l'ACV, mais aussi par nécessité d'un modèle simple pour prendre en compte l'ensemble des problèmes environnementaux, les modèles de caractérisation employés dans la phase de caractérisation de l'ACV sont généralement dépourvus de différenciation spatiale et temporelle et ne tiennent pas compte des processus non linéaires. C'est pourquoi, pour des catégories d'impact régionales, telles que l'eutrophisation ou l'acidification, ces simplifications ont été jugées excessives de façon récurrente.

Les praticiens peuvent choisir différents jeux de facteurs de caractérisation parmi ceux proposés par les équipes de recherche sur l'ACV et consignés dans leurs publications et dans des logiciels de calcul des impacts. A partir des nombreuses données d'inventaire, un nombre limité de résultats d'impact est ainsi obtenu.

2.4 Interprétation du cycle de vie

Le but de l'interprétation du cycle de vie est de dégager des conclusions et des recommandations aux décideurs, en cohérence avec l'objectif et le champ de l'étude. C'est la phase où l'on évalue la valeur et la robustesse de tous les résultats, choix et hypothèses. Les objectifs initiaux de l'étude sont repris pour évaluer les résultats et proposer des conclusions voire des recommandations adaptées.

3. Exemple : comparaison de systèmes de production de lait

Pour illustrer la mise en œuvre d'une ACV, un exemple basé sur van der Werf et al. (2009), concernant la production laitière sera présentée. Aubin et van der Werf (2009) fournissent un exemple de l'application de l'ACV à des systèmes de production piscicoles.

3.1 Introduction

Cet exemple illustre une mise en œuvre de l'Analyse de Cycle de Vie au niveau d'une exploitation agricole, et ceci à travers un outil pour l'Évaluation de la Durabilité des Exploitations (EDEN), dans lequel les indicateurs ACV sont complétés par des indicateurs de performance économique et social. Nous décrivons la partie d'EDEN dédiée à l'évaluation environnementale, qui sera désignée ici comme EDEN-E, pour le distinguer de l'outil EDEN complet. EDEN-E nécessite une quantité acceptable de données disponibles à la ferme.

EDEN-E établit une distinction spatiale en séparant les interventions environnementales « directes » (ayant lieu sur le site agricole) des interventions environnementales « indirectes » (associées à la production et à la mise à disposition des intrants utilisés à la ferme). La méthode met donc en évidence une composante « directe » et une composante « indirecte » pour chaque impact considéré. Cette distinction spatiale a été introduite car elle est très utile quand la méthode d'évaluation est utilisée pour chercher les voies et moyens de réduire les impacts de la ferme. En effet, elle montre l'importance relative des deux composantes pour chaque impact et aidera ainsi à définir des stratégies d'amélioration.

3.2 A quoi sert EDEN-E ?

Quoi ?

EDEN-E effectue une analyse ACV « du berceau à la porte de la ferme », ce qui signifie que le système d'exploitation évalué comprend la ferme et son amont (la production des intrants), mais que les produits ne font plus partie du système une fois qu'ils quittent la ferme. Les bâtiments agricoles et les parties non-agricoles de la ferme ne sont pas inclus dans l'analyse. Les désinfectants, détergents, antibiotiques, hormones et autres produits médicamenteux n'ont pas été pris en compte, en raison du manque de données concernant la production et le devenir environnemental de ces intrants. Pour les pesticides, seulement l'utilisation d'énergie non-renouvelable pour leur production et leur mise à disposition a été considérée, sans tenir compte de l'effet toxique, faute de données.

Pourquoi ?

Les objectifs d'EDEN-E sont : i) évaluer les impacts sur l'environnement d'une ferme laitière en utilisant l'approche ACV, ii) déterminer la contribution des différents processus de production et des interventions environnementales aux impacts de la ferme et iii) aider la prise de décisions en évaluant les conséquences environnementales de modifications dans la gestion de la ferme ou de sa structure.

Utilisé par qui ?

Les utilisateurs-cibles de la méthode sont des conseillers d'entreprises agricoles et des chercheurs. EDEN-E a été développé dans le cadre de l'Agrotransfert Bretagne, en collaboration entre l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) et les Chambres d'Agriculture de Bretagne. Dans sa version actuelle, EDEN-E est utilisé pour l'évaluation des exploitations laitières (de bovins et de caprins) en polyculture-élevage dans l'Ouest de la France, pour la recherche et pour l'enseignement.

Comment ?

Le champ temporel d'EDEN-E est une période d'un an, correspondant à un exercice comptable de la ferme. Puisqu'une exploitation remplit plusieurs fonctions (production d'aliments, fourniture de services environnementaux, et création de revenu pour l'agriculteur), trois unités fonctionnelles ont été définies : 1000 l de lait vendu, 1 ha de terre occupée et 1000 euros de produit agricole brut.

EDEN-E contient un tableau d'inventaire (basé sur diverses sources publiquement disponibles et sur des données non-publiées de l'INRA de Rennes) listant les émissions associées à la production et la mise à disposition de tous les intrants et à certaines activités sur la ferme (par exemple, l'épandage d'ammonitrate). Pour les processus qui produisent des co-produits utilisés comme intrants (par exemple, le tourteau de soja, issu de la transformation du soja), les interventions environnementales sont allouées selon la valeur économique de ces co-produits. Pour ces intrants, la quantité utilisée de chacun est prise dans les documents de la ferme. Pour les machines, l'allocation est basée sur l'utilisation dans l'année considérée, par rapport à l'utilisation sur la vie entière de la machine.

Les émissions des composés azotés sont estimées avec une approche qui détermine d'abord l'excédent du bilan apparent de l'azote de la ferme et s'intéresse ensuite au devenir de cet excédent.

Les intrants azotés pris en compte sont les engrais, la fixation symbiotique, les produits végétaux, les animaux et la déposition atmosphérique. Les sortants sont les déjections, les produits végétaux, le lait et les animaux. Les émissions d'ammoniac (NH_3), d'oxyde d'azote (NO), de protoxyde d'azote (N_2O) et de diazote (N_2) sont estimées en utilisant des facteurs d'émission (FE) qui varient selon le site et la gestion des déjections. Les émissions de N_2O sont calculées suivant les récentes directives du GIEC (Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Evolution du Climat).

EDEN-E utilise une méthode proposée par le CORPEN pour calculer le N excrété par les vaches laitières et les génisses en fonction de la ration et la production de lait. Le temps passé en bâtiment et au pâturage est utilisé pour répartir le N excrété. Après soustraction de pertes gazeuses dans le bâtiment et durant le stockage, le N disponible pour l'épandage au champ peut être calculé. Les émissions suite à l'épandage des déjections sont calculées en considérant la saison, la couverture du sol et la technique d'épandage. Les pertes de nitrate (NO_3) de la ferme sont estimées comme étant la différence entre l'excédent du bilan apparent de l'azote et les émissions gazeuses d'azote.

Pour le transfert de phosphore (P-PO_4) vers l'eau de surface, un FE de 0.01 kg de P-PO_4 par kg P épandu sous forme d'engrais a été utilisé. Pour le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn), l'excédent du bilan apparent annuel a été considéré comme une émission vers le sol. Les émissions de méthane (CH_4) issues de la fermentation entérique et de la gestion des déjections ont été calculées selon une méthode du GIEC qui considère des sous-catégories d'animaux et la gestion des déjections.

3.3 Les impacts environnementaux considérés

EDEN-E estime les impacts suivants : eutrophisation, acidification, changement climatique, utilisation d'énergie non-renouvelable, et occupation de terre. L'estimation des impacts se fait selon des méthodes de caractérisation utilisées dans plusieurs études récentes. Dans la présentation de ses résultats, EDEN-E peut distinguer pour chaque impact la composante directe et indirecte, ainsi que l'impact total (la somme des deux). Pour cet article, l'unité fonctionnelle « 1000 l de lait vendu » a été convertie en 1000 kg de lait corrigé en matière grasse et en protéines (LCMP). Aussi, la première version d'EDEN-E a utilisé les données sur le chiffre d'affaires de l'exploitation pour effectuer une allocation économique pour estimer la proportion d'émissions et d'impacts totaux due à la seule production de lait. Mais, cette méthode d'allocation alloue incorrectement une partie des émissions dues aux animaux aux cultures vendues et vice-versa. Donc, nous avons décidé d'éviter cette allocation entre des produits animaux et végétaux en séparant les données des fermes en deux parties : i) pour la production de cultures de vente ou ii) pour tous les autres processus.

En conséquence, pour calculer les impacts par « 1000 kg de lait LCMP », nous avons traité les données pour enlever de chaque ferme tous les entrants, sorties, et la surface agricole utile (SAU) utilisés pour les cultures et fourrages cultivés sur la ferme mais pas utilisés pour produire le lait. À la fin de ce processus, les interventions environnementales restantes appartenaient seulement à la production du lait et des animaux. Dans l'étape finale, nous avons utilisé l'allocation économique pour allouer ces interventions entre les deux productions. Pour l'unité fonctionnelle « 1 ha de terre occupée », les impacts de tous les produits de la ferme (lait, animaux et produits végétaux) sont pris en compte et ramenés à l'hectare de terre utilisé sur la ferme et à l'extérieur pour produire les aliments achetés. Les terres de la ferme correspondent à la SAU, tandis que la surface des terres hors de la ferme (par exemple pour les aliments concentrés achetés) est estimée à partir des types et quantités des intrants utilisés.

3.4 Comparaison de 47 fermes biologiques et conventionnelles

EDEN-E a été utilisé pour l'évaluation environnementale de 47 fermes laitières de Bretagne, dont 41 fermes conventionnelles (CONV) et 6 fermes en agriculture biologique (BIO). Les données ont été collectées en 2006 par les conseillers des Chambres d'Agriculture de Bretagne ; pour chaque ferme cela a concerné une année (un exercice comptable) entre janvier 2003 et décembre 2005. Le temps de collecte de données sur la ferme a été de trois heures en moyenne. Les différences entre les valeurs moyennes des caractéristiques, émissions, et impacts potentiels des fermes BIO et CONV ont été évaluées avec des tests de Student.

Tableau 1. Valeurs moyennes pour les caractéristiques de fermes biologiques (n = 6) et les fermes conventionnelles (n = 41). Les symboles après les moyennes de groupe indiquent des différences significatives à (°) p < 0,05, (°) p < 0,01 et (*) p < 0,001.

Caractéristique	Unité	Biologique	Conventionnel
Structure des exploitations			
Surface Agricole Utile (SAU)	ha	70	59
Surface Fourragère Principale (SFP)	ha	59	45
Maïs ensilage dans la SFP	%	5,7	29,5
Chargement	UGB ^a ha ⁻¹ SFP	1,24	1,48
Temps de pâturage ^b	jours an ⁻¹	244	198
Entrées			
Aliments concentrés	kg vache ⁻¹ an ⁻¹	207	761
Pesticides (substance active)	g ha ⁻¹ SAU an ⁻¹	0	777
N apporté par les engrais minéraux	kg ha ⁻¹ SAU an ⁻¹	0	60
N apporté par les engrais organiques	kg ha ⁻¹ SAU an ⁻¹	0	26
N apporté par les aliments concentrés	kg ha ⁻¹ SAU an ⁻¹	7	30
N apporté par la fixation symbiotique	kg ha ⁻¹ SAU an ⁻¹	62	32
Apport total de N	kg ha ⁻¹ SAU an ⁻¹	73	152
Diesel	kg ha ⁻¹ SAU an ⁻¹	71	105
Electricité	kWh ha ⁻¹ SAU an ⁻¹	240	339
Sorties			
Lait produit	kg LCMP ^c vache ⁻¹ an ⁻¹	5507	7678
Lait vendu	kg LCMP ha ⁻¹ SFP an ⁻¹	4416	7197
Taux butyreux (TB) du lait	%	4,05	4,30
Taux protéique (TP) du lait	%	3,48	3,39
Part du lait vendu dans le Chiffre d'affaires du lait et des animaux ^d	%	80,3	82,1
Animaux vendus (poids vif)	kg ha ⁻¹ SFP an ⁻¹	237	240
Excédent de N du bilan apparent	kg ha ⁻¹ SAU an ⁻¹	38	88

^a "Unité de Gros Bétail," définie d'après le système français.

^b Évalué comme 20,4 heures par jour « de pâturage exclusif ou dominant » et 8,4 heures par jour « de transition entre stabulation et pâturage », additionnées et converties en jours.

^c LCMP est le lait corrigé en matière grasse et en protéines, c'est-à-dire $0,337 + 0,116 \times \%TB + 0,06 \times \%TP \times \text{kg de lait vendu}$ (d'après Thomassen et de Boer, 2005).

^d Utilisé pour l'allocation économique dans l'ACV.

Les fermes biologiques et conventionnelles examinées diffèrent en ce qui concerne la structure de l'exploitation, l'utilisation d'intrants et le niveau de production (Tableau 1). Par rapport aux fermes CONV, les fermes BIO avaient une surface fourragère (SFP) avec moins de maïs. Les vaches en BIO restaient plus longtemps au pâturage que celles en CONV. L'utilisation d'intrants était plus élevée pour les fermes CONV que pour les fermes BIO : plus d'aliments concentrés par vache, d'apport total d'azote, et de pesticides. La production moyenne annuelle de LCMP par vache était de 5507 kg pour les fermes BIO et de 7678 kg pour les fermes CONV (la moyenne des fermes laitières en Bretagne = 6330 kg). La production de lait par ha de SFP était également plus grande pour les fermes CONV que pour les fermes BIO. L'excédent du bilan apparent de l'azote était plus important pour les fermes CONV que pour les fermes BIO.

3.5 Résultats

Exprimés par 1000 kg de LCMP, les valeurs moyennes des impacts eutrophisation, acidification, et changement climatique ne différaient pas significativement pour CONV et BIO, et étaient dues principalement aux émissions directes (Tableau 2). L'utilisation d'énergie non-renouvelable ne différait pas non plus de façon significative pour les deux systèmes, mais elle était due principalement à l'utilisation d'énergie indirecte. L'occupation de terre était plus faible pour CONV que pour BIO, due principalement à l'occupation directe de terre (sur la ferme). Quand les résultats étaient exprimés par ha de terre occupée, tous les impacts potentiels étaient plus importants pour CONV que pour BIO.

Tableau 2. Moyennes des impacts directs et indirects (1) par 1000 kg de lait corrigé en matière grasse et en protéines (LCMP) et (2) par ha de terre occupée pour les fermes biologiques (n = 6) et les fermes conventionnelles (n = 41). Les impacts directs considèrent seulement des activités à la ferme, tandis que les impacts totaux incluent aussi les activités en dehors de la ferme. Les symboles après les moyennes de groupe indiquent des différences significatives à (°) p < 0,05, (°) p < 0,01 et (*) p < 0,001.

Impact potentiel	Unités	Localisation	par 1000 kg LCMP		par ha	
			Biologique	Conventionnel	Biologique	Conventionnel
Eutrophisation	kg-equiv. PO ₄	Direct	4,7	6,5	20,5	41,9
		Total	5,0	7,1	20,7	39,8
Acidification	kg-equiv. SO ₂	Direct	5,9	5,3	28,0	37,0
		Total	6,8	7,6	31,0	48,1
Changement climatique (horizon 100 ans)	kg-equiv. CO ₂	Direct	982	886	4626	6046
		Total	1082	1037	4887	6271
Utilisation d'énergie non renouvelable	GJ	Direct	0,8	0,8	4,2	6,0
		Total	2,6	2,8	12,1	18,9
Occupation de terre	m ² an ⁻¹	Direct	1997	1149 *	-	-
		Total	2085	1374 °	-	-

Enfin, il faut noter que la variabilité des impacts autour de leurs moyennes était considérable dans chaque système, ce qui est illustré pour les impacts changement climatique et utilisation d'énergie non-renouvelable dans la Figure 2.

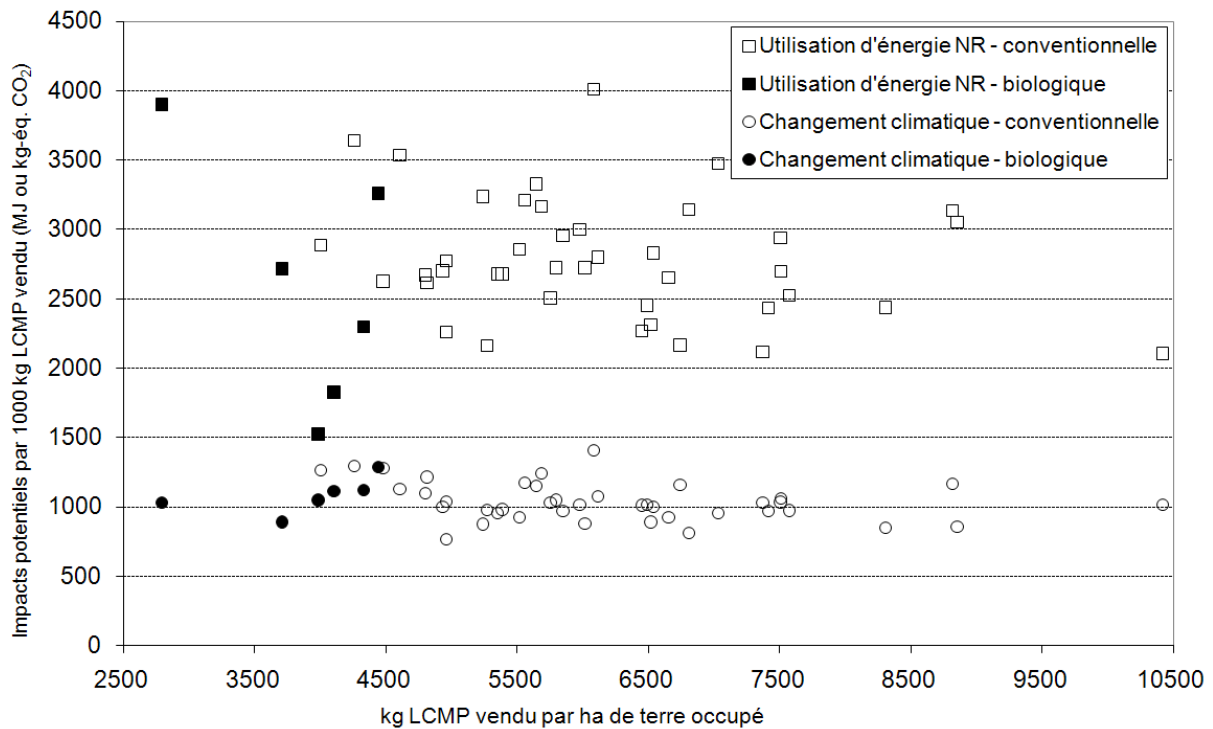


Figure 2. Les impacts changement climatique et utilisation d'énergie non-renouvelable par 1000 kg de lait corrigé en matière grasse et en protéines, comme une fonction des kg de lait vendus par ha de terre occupé sur la ferme et en dehors de la ferme.

3.6 Discussion

Les résultats serviront de valeurs de référence dans de nouvelles études ACV de systèmes de production laitiers. Cette étude a établi l'importance relative des composantes directes et indirectes des impacts, révélant la prédominance des impacts directs pour les fermes étudiées. Cette étude a exploré la variabilité des impacts d'une ferme à l'autre. Beaucoup d'études ACV ont examiné l'effet de mode de production (souvent BIO contre CONV) sur les impacts, mais très peu ont exploré la variabilité inter-ferme.

EDEN-E représente un important pas en avant dans la recherche d'un outil pour l'analyse environnementale par ACV de systèmes de production agricoles combinant validité et la convivialité. Il distingue les impacts directs (sur la ferme) des impacts indirects (associés aux intrants), ce qui facilite l'identification de stratégies d'amélioration pour la ferme et permet l'utilisation de facteurs de caractérisation spécifiques au site, en particulier pour des interventions environnementales directes contribuant aux impacts régionaux. EDEN-E peut être utilisé pour évaluer un grand nombre de fermes à un coût raisonnable et constitue un outil précieux pour l'exploration de la variabilité inter-ferme des impacts.

Pour les impacts étudiés, cette étude confirme largement les résultats de la bibliographie concernant l'effet du mode de production sur les impacts. Les fermes BIO de l'échantillon avaient moins d'impacts que les fermes CONV par ha de terre occupé, mais il y avait peu de différences significatives par 1000 kg de lait (seulement pour la surface agricole utilisée). En plus, elle révèle de façon saisissante que, pour l'échantillon de fermes examiné, la contribution du mode de production à la variabilité globale inter-ferme des impacts est plutôt mineure comparée à la variabilité inter-ferme à l'intérieur de chacun des deux modes de production. L'exploration de cette variabilité à travers l'utilisation d'EDEN-E ouvre des perspectives prometteuses pour identifier des voies vers des systèmes de production ayant moins

d'impacts sur l'environnement. La mise en œuvre de l'ACV à travers cet outil permet d'identifier et mettre en exergue des caractéristiques structurelles et de gestion des fermes présentant les impacts les plus faibles.

Conclusion

L'ACV évalue l'impact environnemental d'un produit, d'un service ou d'un système en relation à une voire plusieurs fonctions et ceci au travers d'une perspective de cycle de vie. L'ACV propose un cadre méthodologique qui permet une analyse environnementale multicritère des systèmes de production agricoles et des produits et services rendus par ces systèmes. Par son caractère multicritère, l'ACV permet de mettre en évidence d'éventuels transferts de pollution, notamment entre impacts régionaux et globaux. La méthode est transparente, normalisée et basée sur un consensus international. Il existe de nombreux logiciels et bases de données qui facilitent la mise en œuvre d'études ACV.

Par son cadre méthodologique, l'ACV impose une rigueur à son utilisateur, qui est obligé de réfléchir aux fonctions de son système, à ses limites ainsi qu'aux impacts environnementaux qui seront pris en compte. Cet exercice oblige l'utilisateur à porter un nouveau regard sur « son » système, ce qui s'avère être une expérience souvent salutaire.

L'ACV permet de comparer différentes façons de remplir une même fonction, voire de produire un même produit, et d'identifier celui qui présente le profil environnemental le plus favorable. La méthode permet également d'identifier les points critiques des différentes options comparées et d'identifier des pistes d'amélioration pour chaque option. Ainsi, elle peut contribuer à guider l'évolution vers des systèmes de production et des modes de consommation durables.

Références bibliographiques

- Aubin J., van der Werf H.M.G., 2009. Pisciculture et environnement, apports de l'Analyse de Cycle de Vie. Cahiers d'Agriculture 18, 220-226.
- Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., Plantureux, S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. Agronomy for Sustainable Development 28, 139-149.
- Bockstaller C., Espagnol S., Guichard L., Petit J., Raison C., Vertès F., 2010. Stratégies de choix des méthodes et outils d'évaluation environnementale en systèmes d'élevage. In : S. Espagnol, P. Leterme (eds) Elevages et environnement, 15-64. Editions Quae, Versailles, France. Editions Educagri, Dijon, France.
- Daly, H.E., 1996. *Beyond Growth*. Beacon Press, Boston USA.
- Galan, M.B., Peschard, D., Boizard, H., 2007. ISO 14001 at the farm level: Analysis of five methods for evaluating the environmental impact of agricultural practices. Journal of Environmental Management 82, 341-352.
- Halberg N, van der Werf H M G, Basset C, Dalgaard R, de Boer I J M, 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. Livestock Production Systems 96, 33-50.
- INRA, 2010. Une science pour l'impact. Document d'orientation INRA 2010-2020. INRA, Paris, France. Téléchargé le 25 janvier 2011 à : http://www.inra.fr/l_institut/document_d_orientation_2010_2020.
- ISO, 2006a. ISO 14040 *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre*. ISO (Organisation Internationale de Normalisation), Genève, Suisse.
- ISO, 2006b. ISO 14044 *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices*. ISO (Organisation Internationale de Normalisation), Genève, Suisse.

- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., Shaked, S., 2010. *Analyse du cycle de vie. Comprendre et réaliser un écobilan*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, Suisse.
- JRC, 2010. ILCD handbook. General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance. European Commission, Joint Research centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italie.
- Lovins, L.H., 2008. Rethinking production. In: *2008, State of the World. Innovations for a sustainable Economy*. The Worldwatch Institute, Washington DC, USA, 32-44. Disponible à : http://www.worldwatch.org/files/pdf/SOW08_chapter_3.pdf
- Payraudeau S., van der Werf H.M.G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107, 1-19.
- Rossing W.A.H., Zander P., Josien E., Groot J.C.J., Meyer B.C., Knierim A., 2007. Integrative modelling approaches for analysis of impact of multifunctional agriculture: A review for France, Germany and The Netherlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120, 41-57.
- Thomassen M.A., de Boer I.J.M., 2005. Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111, 185–199
- Van der Werf H.M.G., Petit J., 2002. Evaluation de l'impact environnemental de l'agriculture au niveau de la ferme, comparaison et analyse de 12 méthodes basées sur des indicateurs. *Courrier de l'Environnement de l'INRA* 46, 121-133.
- Van der Werf H.M.G., Tzilivakis J., Lewis K., Basset-Mens C., 2007. Environmental impacts of farm scenarios according to five assessment methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 327-338.
- Van der Werf H.M.G., Kanyarushoki C., Corson M.S., 2009. An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 90, 3643-3652.