



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

Département fédéral de l'économie  
de la formation et de la recherche, DEFR

**Agroscope**  
Institut des sciences en durabilité agronomique IDU

25 aout 2016

**Rapport**

---

# **Analyse de cycle de vie de différents produits carnés**

## **1ère partie: Généralités**

---

**Auteurs**

Veronika Wolff, Martina Alig, Thomas Nemecek, Gérard Gaillard

# 1 Introduction

La société Micarna SA, qui fait partie de M-Industrie, est un des principaux transformateurs de viande en Suisse. Dans le cadre de l'application de sa stratégie de durabilité, Micarna souhaite comparer ses produits carnés aux autres produits suisses typiques en termes d'impacts environnementaux. C'est pourquoi Agroscope a établi des analyses de cycle de vie pour les produits des systèmes gérés par Micarna, à savoir la production de viande de volaille, de viande de porc et de viande de bœuf. Agroscope a comparé les impacts environnementaux avec des systèmes suisses typiques. Le but était d'identifier les forces et les faiblesses et de mettre au jour les potentiels d'amélioration. Les résultats obtenus doivent servir en interne à l'amélioration des systèmes et à l'optimisation des achats.

## 1.1 Objectifs

Le projet poursuit les objectifs suivants:

- Etablissement d'analyses de cycle de vie des produits pour les systèmes suivants:
  1. Viande de volaille «Optigal»
  2. Viande de porc «Rupromi»
  3. Viande de bœuf issue d'engraissement au pâturage («Bœuf de pâturage»)
  4. Viande de bœuf issue d'engraissement gros bétail optimisé («TerraSuisse»)
- Positionnement des systèmes cités (en ce qui concerne leurs impacts environnementaux) par rapport aux systèmes suisses typiques. L'étude Alig *et al.* (2012) a valeur de référence.

## 1.2 Structure du rapport

Les résultats de l'étude «Analyse du cycle de vie de différents produits carnés» sont présentés en quatre parties: 1ère partie «Généralités» avec une introduction et le chapitre Méthodes et les parties II à IV («Volaille»; «Porcs»; «Bœuf»), chacune avec une base de données et les résultats des analyses de chaque produit carné.

## 1.3 Organisation du projet

Le projet a été réalisé en commun par Agroscope et Micarna. L'équipe de projet réunissait les groupes de recherche Analyse de cycle de vie de l'Institut des sciences en durabilité agronomique d'Agroscope ainsi que plusieurs représentants du mandant Micarna et un représentant d'IP-SUISSE. La direction stratégique a été confiée à un comité de pilotage avec un représentant d'Agroscope et un de la Fédération des coopératives Migros (FCM). Aucun groupe de suivi n'a été sollicité.

# 2 Méthodes

## 2.1 La méthode de l'analyse du cycle de vie

L'analyse de cycle de vie (ou Life Cycle Assessment LCA) est une méthode d'évaluation environnementale qui a été développée pour les décideurs politiques (ISO 2006a, 2006b). Elle est appelée ainsi car elle considère un produit tout au long de sa vie, y compris les processus qui se déroulent dans les phases en amont. L'analyse de cycle de vie enregistre, quantifie et

évalue toutes les ressources et émissions qui jouent un rôle pour les impacts environnementaux du produit considéré, depuis l'exploitation des matières premières jusqu'à l'élimination ou le recyclage des déchets en passant par la fabrication et l'utilisation des moyens de production. Par conséquent, l'analyse de cycle de vie décrit non seulement les impacts environnementaux directs, mais aussi les impacts indirects qui sont liés aux activités agricoles considérées. Outre la production sur l'exploitation, les impacts environnementaux hors exploitation sont également pris en compte. Il s'agit des impacts liés aux moyens de production (provenant de Suisse et de l'étranger), tels que les carburants ou les aliments pour animaux.

Selon ISO 14040 (ISO 2006a), la méthode d'analyse de cycle de vie comprend quatre phases:

1. **Définition des objectifs et du champ d'étude:** la définition des objectifs et du champ d'étude détermine le cadre de l'étude. Il comprend les valeurs de référence (unités fonctionnelles), les limites du système, les données nécessaires et le choix des catégories d'impact.

2. **Inventaire:** cette phase comprend le relevé et la quantification des données. Dans le cadre de l'inventaire, les intrants et les extrants du système de production sont quantifiés tout au long du cycle de vie du produit. Les données de production (p. ex. semences, machines, électricité, produits de récolte, lait, etc.) sont associées à des modèles d'émissions ainsi qu'à des inventaires environnementaux provenant de bases de données. Cette méthode permet de déterminer le besoin en ressources et les émissions par unité fonctionnelle.

3. **Evaluation de l'impact:** les résultats de l'inventaire sont réunis en impacts environnementaux, qui couvrent les principaux problèmes environnementaux de la société actuelle. L'évaluation de l'impact estime les impacts environnementaux potentiels à partir des flux de matières et d'énergie (ressources et émissions) calculés dans l'inventaire. Les flux ayant des impacts similaires sur l'environnement sont classés dans des groupes, aussi appelés catégories d'impact (p. ex. potentiel de réchauffement global, eutrophisation ou écotoxicité). Ceci permet de condenser l'information et facilite l'interprétation.

4. **Interprétation:** dans la dernière phase de l'analyse du cycle de vie, les résultats de l'inventaire et de l'évaluation de l'impact sont interprétés afin d'en tirer des conclusions et des recommandations d'action.

## 2.2 SALCA et ecoinvent

Cette étude utilise la méthode d'analyse de cycle de vie SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment; Gaillard et Nemecek 2009). SALCA est une méthode intégrée d'analyse de cycle de vie pour l'agriculture et l'agroalimentaire qui se compose de plusieurs éléments:

- une base de données d'inventaires environnementaux pour l'agriculture
- des modèles de calcul des émissions directes sur les parcelles et à la ferme
- une sélection de méthodes pour l'estimation des impacts
- des méthodes spécialement conçues pour l'estimation des impacts sur la biodiversité et la qualité des sols<sup>1</sup>
- des instruments de calcul pour les systèmes agricoles (exploitation et cultures)
- un concept d'interprétation tenant compte de la multifonctionnalité de l'agriculture et

---

<sup>1</sup> Non utilisé dans cette étude.

- un concept de communication pour les résultats.

Ce projet a utilisé la version SALCAfarm 3.5. Par rapport à la version 3.2, utilisée par Alig et al. (2012), la méthode de calcul a été actualisée comme suit:

- Les excréments de N et de P par les animaux ont été calculés à l'aide d'une simulation des flux (Figure 1). Les intrants suivants ont été pris en compte: consommation d'aliments et achat d'animaux. Les extrants sont les produits (lait, œufs, animaux, etc.) ainsi que les émissions de NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub> et N<sub>2</sub>. La variation du poids vif de l'effectif animal est également prise en compte le cas échéant (le calcul d'une «année typique» repose sur le principe d'un état d'équilibre sans changement). La différence obtenue représente l'excrétion de N et de P. Enfin, la reprise et la cession d'engrais de ferme sont également intégrées aux calculs lorsqu'elles interviennent.
- Les teneurs en N et en P des engrais de ferme épandus sont également calculés à l'aide de la simulation des flux (cf. Figure 1).
- Les émissions de NH<sub>3</sub> issues de la détention animale et de l'épandage d'engrais de ferme sont calculées à l'aide des facteurs d'émission d'Agrammon (Agrammon Group, 2009). Comme les émissions après l'épandage d'engrais minéraux ne sont que peu différenciées avec Agrammon, les facteurs d'émission de l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE) sont appliqués ici.
- Les émissions de NO<sub>x</sub> issues du stockage des engrais de ferme et de l'emploi d'engrais azotés (minéraux et organiques) sont calculées selon l'AEE (2013).
- Les apports de métaux lourds par les aliments pour animaux sont simulés de manière différenciée, en calculant les apports de métaux lourds selon les teneurs en métaux lourds des différents aliments.

Les inventaires nécessaires pour l'analyse de cycle de vie proviennent de la base de données ecoinvent V2.2 (ecoinvent Centre, 2010). Différents inventaires d'aliments pour animaux ont été actualisés à l'aide de la version 3.5 de SALCA (p. ex. maïs-grains, seigle) et de la version 3.1 d'ecoinvent (riz, soja).

L'actualisation des modèles et des inventaires utilisés fait que les résultats présentés ici ne sont que partiellement comparables à ceux d'Alig et al. (2012). Pour cette raison, les inventaires d'Alig et al. (2012) utilisés dans cette étude comme référence (SST-SRPA et BIO pour la volaille, PEP pour viande de porc et EGB PEP pour viande de bœuf) ont été recalculé en utilisant la méthodologie de l'étude présente.

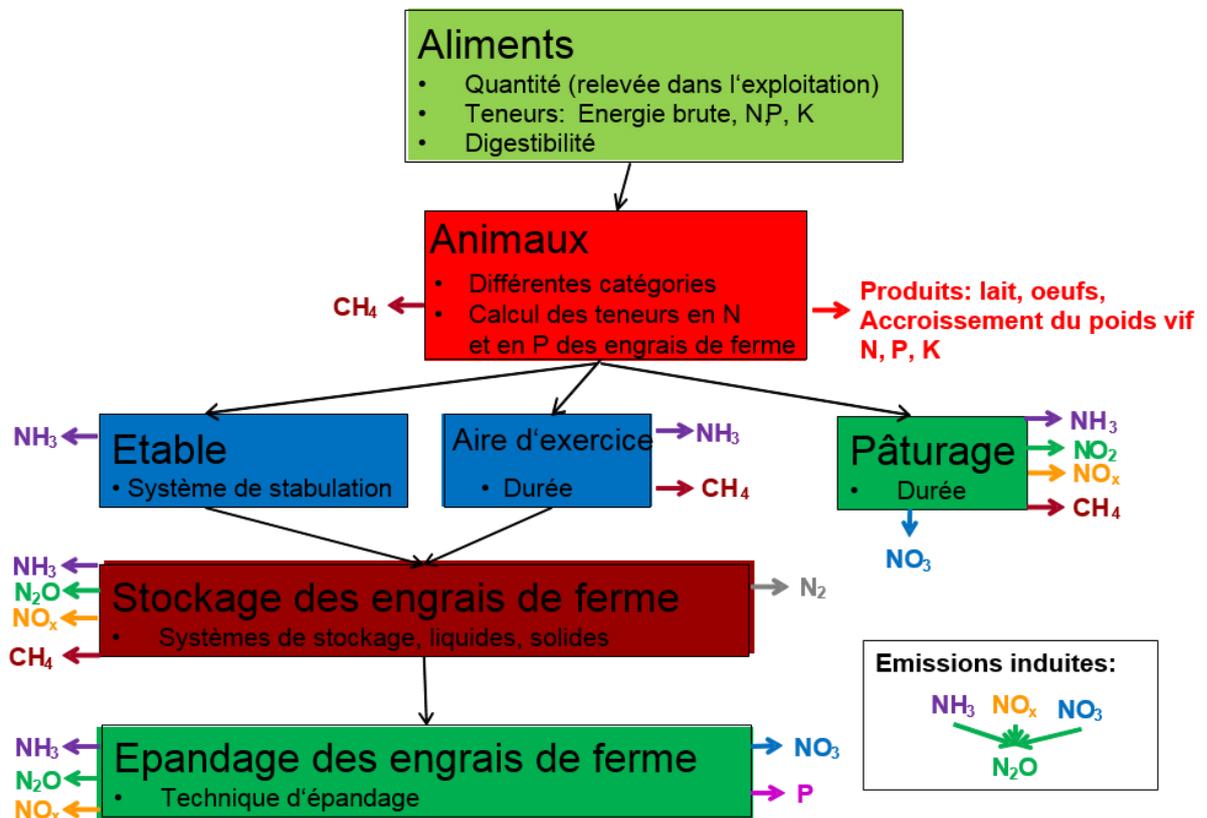


Figure 1: Concept de modélisation des émissions directes issues de la détention animale dans SALCAfarm V3.5.

### 2.3 Limites du système

Dans cette étude, deux limites ont été appliqués au système. Dans un premier temps, la production agricole a été étudiée jusqu'à la porte de l'exploitation, dans un deuxième temps, l'étude a inclus les processus situés en aval jusqu'à la porte de l'abattoir. L'analyse ne portait pas sur l'ensemble de l'exploitation, mais uniquement sur la production animale considérée et les parties de l'exploitation nécessaires à cette production. La production agricole englobe la totalité de la surface agricole utile, y compris les machines et l'infrastructure nécessaires (Figure 2). Toutes les activités agricoles ont été comptabilisées ainsi que les moyens de production utilisés (p. ex. diesel, engrais minéraux, aliments pour animaux achetés, animaux achetés, travaux effectués par des tiers). N'étaient pas inclus dans le système de production les bâtiments, l'infrastructure, les équipements et les surfaces utilisés à des fins d'habitation ou dans la perspective d'un revenu supplémentaire. Cela comprenait le bâtiment d'habitation, les bois, le magasin de la ferme, les installations de transformation, (p. ex. fromagerie), les infrastructures pour l'agrotourisme, les travaux effectués pour des tiers et les activités non-agricoles.

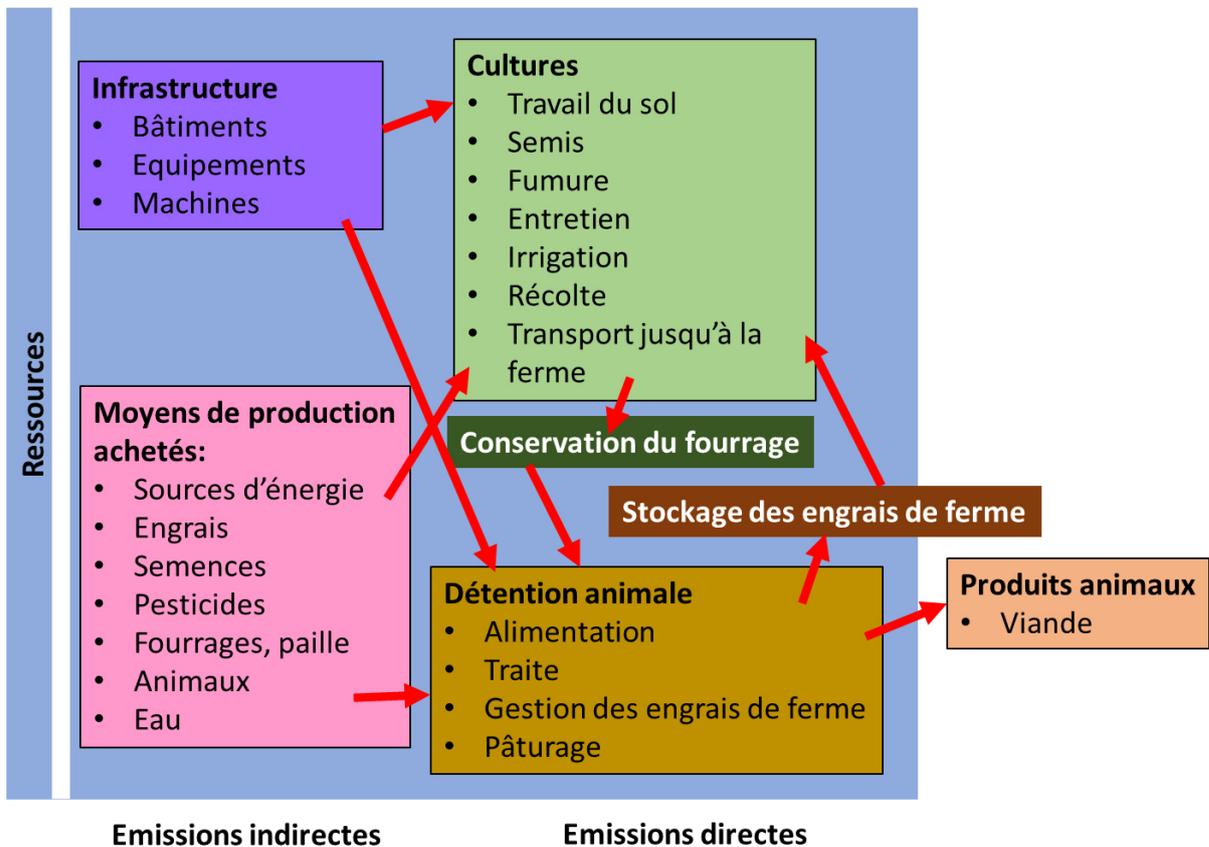


Figure 2: Limite du système de la production agricole (niveau porte de l'exploitation), comme dans Alig et al. 2012.

Comme l'ont décrit Alig et al. (2012), la production animale devait être différenciée de la production végétale. Dans l'exploitation propre, seule a été prise en compte la partie de la production végétale servant à fournir le fourrage pour les animaux à l'engrais étudiés. Tous les autres produits végétaux, qu'ils soient destinés aux autres animaux ou à la vente, se situaient en dehors des limites du système.

Pour le calcul des impacts environnementaux par kg de denrées alimentaires, les limites du système allaient jusqu'à la porte de l'abattoir (Figure 3). Outre la production agricole, le transport à l'abattoir, l'abattage, la transformation et le conditionnement étaient alors également inscrits au bilan. Ont été pris en compte la consommation de ressources et d'énergie, les infrastructures (p. ex. bâtiments et machines) ainsi que les produits de consommation (p. ex. matériel d'emballage, produits de nettoyage).

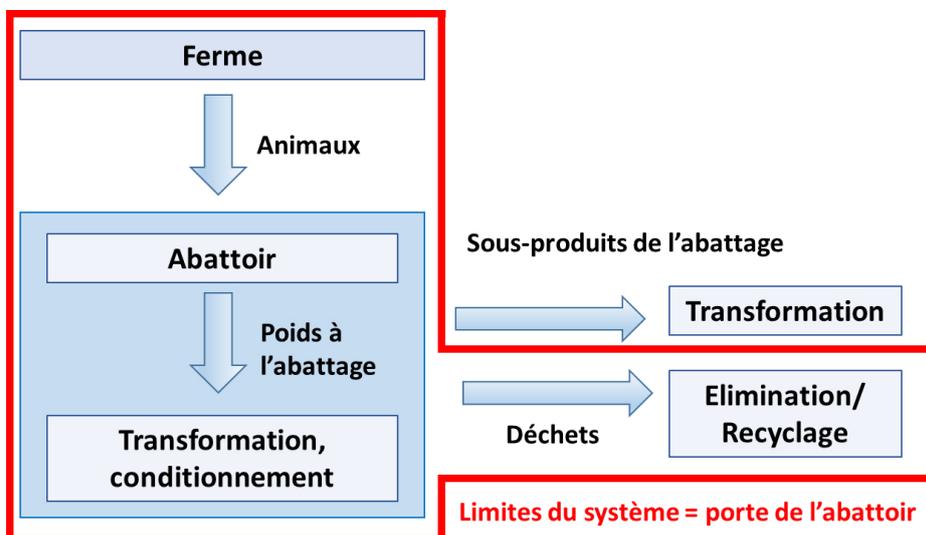


Figure 3: Limites du système à la porte de l'abattoir.

L'élimination et le recyclage des déchets faisaient également partie du système, lorsque l'élimination était au premier plan (p. ex. incinération des ordures ménagères). Par contre, la transformation des sous-produits se situait au-delà des limites du système. L'allocation entre les denrées alimentaires comestibles par l'homme et les sous-produits de l'abattage répondait à des critères économiques, c'est-à-dire était fonction du produit de la vente de la viande ou des sous-produits. Comme pratiquement 100 % des recettes provenaient de la viande, 100 % des impacts environnementaux ont été attribués à la viande prête à être commercialisée. Le bilan s'étendait sur une année civile (du 1er janvier au 31 décembre).

## 2.4 Unité de référence

L'unité de référence ou unité fonctionnelle a pour but de faciliter la comparaison des différents systèmes de détention animale. Dans une première étape, les impacts environnementaux (cf. chapitre 2.5 et Figure 2) ont été ramenés au kg de poids vif (PV) de l'animal à la fin de l'engraissement à la porte de l'exploitation. Les groupes d'intrants impliqués (cf. chapitre 2.6) ont également été ventilés en détails. Dans une deuxième étape, les impacts environnementaux ont été ramenés au kg de denrées alimentaires (DA) comestibles par l'homme (pour certains morceaux comme les cuisses et les ailes, parfois avec les os) à la sortie de l'abattoir (Figure 3). Outre la détention animale, cette étape comprenait également le transport à l'abattoir et les processus dans l'abattoir. Une qualité éventuellement différente de la viande des systèmes d'engraissement différents n'a pas été prise en compte.

## 2.5 Catégories d'impact étudiées

Les ressources et les impacts environnementaux suivants ont été pris en compte dans les analyses (définitions et subdivisions, voir ci-dessous):

- Besoin en ressources énergétiques non renouvelables (besoins énergétiques NR, selon ecoinvent Centre 2010; Hirschier et al. 2010)
- Potentiel de réchauffement global (GIEC 2007)
- Potentiel de formation d'ozone (EDIP03; Hausschild et Potting 2005)
- Potentiel d'eutrophisation (EDIP03; Hausschild et Potting 2005)

- Potentiel d'acidification (EDIP03; Hausschild et Potting 2005)
- Potentiel d'écotoxicité terrestre (CML01; Guinée et al., 2001)
- Potentiel d'écotoxicité aquatique (CML01; Guinée et al., 2001)
- Potentiel de toxicité humaine (CML01; Guinée et al., 2001)
- Besoin en surfaces (CML01; Guinée et al., 2001), réparties selon les catégories, terres ouvertes, herbages intensifs, herbages extensifs et autres surfaces
- Changement d'utilisation des sols (notamment déboisement des forêts) (CML01; Guinée et al., 2001)
- Besoin en eau (sans les précipitations) (Hischier et al., 2010)
- Besoin en ressources potassiques et phosphorées

Les impacts environnementaux analysés peuvent être répartis en trois catégories: les impacts environnementaux liés aux ressources, ceux liés aux éléments nutritifs et ceux liés aux polluants (Nemecek et Gaillard 2007; Nemecek *et al.* 2005; Rossier et Gaillard 2004):

### **Impacts environnementaux liés aux ressources**

**Besoin en ressources énergétiques non renouvelables (besoins énergétiques; en équivalents MJ):** correspond au besoin en ressources énergétiques non renouvelables (pétrole, gaz naturel, charbon et lignite, uranium), calculé selon la méthode d'ecoinvent (Hischier *et al.*, 2010). Il s'obtient en multipliant la quantité de source d'énergie primaire consommée par son pouvoir calorifique supérieur. L'énergie renouvelable (énergie solaire, énergie hydraulique, géothermie, biomasse, etc.) n'est pas prise en compte.

**Potentiel de réchauffement global (en kg d'équivalents CO<sub>2</sub>):** Le potentiel de réchauffement global (PRG) a été calculé sur une période de 100 ans selon la méthode GIEC (2007). Les principaux gaz à effet de serre émis sont le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) et le méthane (CH<sub>4</sub>). Le carbone libéré suite au changement d'utilisation des sols est compris dans les calculs, car il s'agit de carbone stocké à long terme. En revanche, le carbone biogène contenu dans les plantes et les produits agricoles n'a pas été pris en compte, car il fait partie d'un cycle de quelques années seulement.

La **formation d'ozone** comprend deux sous-catégories:

- **Potentiel de formation d'ozone (végétation) (en m<sup>2</sup>\*ppm\*h):** L'effet de l'ozone sur la végétation a été calculé selon la méthode EDIP03 (Hauschild et Potting 2005). Elle prend en compte la formation d'ozone photochimique dans la troposphère et reflète l'exposition de la végétation.
- **Potentiel de formation d'ozone (humains) (en personne\*ppm\*h):** L'effet de l'ozone sur la santé humaine a été calculé selon la méthode EDIP03 (Hauschild et Potting 2005). Elle prend en compte la formation d'ozone photochimique dans la troposphère et reflète l'exposition de l'homme.

Les émissions principales des deux sous-catégories sont des liaisons organiques volatiles, de l'oxyde d'azote (NO<sub>x</sub>), du monoxyde de carbone (CO) et du méthane (CH<sub>4</sub>).

**Besoin en ressources phosphorées (en kg de P):** Le besoin en ressources phosphorées a été pris en compte à l'échelle de l'inventaire du cycle de vie et reflète le besoin en matières premières pour la fabrication d'engrais phosphorés minéraux. Tout comme les énergies non renouvelables, ceux-ci sont limités et seront épuisés à plus ou moins brève échéance.

**Besoin en ressources potassiques (en kg de K):** Le besoin en ressources potassiques a lui aussi été pris en compte à l'échelle de l'inventaire du cycle de vie; il reflète le besoin en matières premières pour la fabrication d'engrais potassiques minéraux. Tout comme les matières premières destinées à la fabrication d'engrais phosphorés minéraux et les énergies non renouvelables, ceux-ci sont limités et seront épuisés à plus ou moins brève échéance. Le besoin en ressources potassiques et phosphorées ne doit pas être confondu avec le besoin en éléments nutritifs des cultures.

**Besoin en surfaces (en m<sup>2</sup>a):** Le besoin en surfaces a été pris en compte à l'échelle de l'inventaire du cycle de vie selon la méthode CML01 (Guinée *et al.* 2001). La somme non pondérée du besoin en surfaces („land occupation“ en surface x temps) a été calculée. Les principales catégories de surfaces sont les terres ouvertes, les herbages, la forêt et les zones d'habitation. Toutes les catégories de surface ont été évaluées de la même manière, leur raréfaction plus ou moins marquée n'a pas été prise en compte.

**Déboisement (en m<sup>2</sup>):** Le déboisement a été pris en compte à l'échelle de l'inventaire du cycle de vie. Seul le déboisement des surfaces boisées et embroussaillées a été pris en compte parce que c'est là que les changements les plus pertinents pour l'étude ont été observés (notamment perte des forêts tropicales). Le bilan de la «transformation en» surfaces boisées a été calculé déduction faite de la «reconversion» des surfaces boisées selon la méthode ecoinvent.

**Besoins en eau (blue water; en m<sup>3</sup>):** Le besoin en eau a été pris en compte à l'échelle de l'inventaire du cycle de vie. On a calculé le besoin en «blue water», c'est-à-dire en eau douce prélevée dans les eaux souterraines ou dans les eaux de surface. Il s'agit certes d'une ressource renouvelable, mais dont la disponibilité est limitée.

### **Impacts environnementaux liés aux éléments nutritifs**

**Potentiel d'eutrophisation terrestre (en m<sup>2</sup>):** Le potentiel d'eutrophisation terrestre a été calculé selon la méthode EDIP 2003 (Hauschild et Potting 2005). Il se réfère aux écosystèmes sensibles comme les prairies maigres, les hauts-marais et les eaux et non à l'enrichissement des sols agricoles en nutriments. Les principales émissions sont les émissions d'azote (N) dans l'atmosphère. Le potentiel d'eutrophisation terrestre reflète la surface de l'écosystème terrestre sujette à une eutrophisation à cause des émissions azotées (surface d'écosystèmes non protégés).

**Potentiel d'eutrophisation aquatique N (en kg de N):** Le potentiel d'eutrophisation aquatique N a été calculé selon la méthode 2003 (Hauschild et Potting 2005). Il prend en compte l'émission d'azote dans l'air, le sol et l'eau et reflète la pollution des systèmes aquatiques.

**Potentiel d'eutrophisation aquatique P (en kg de P):** Le potentiel d'eutrophisation aquatique P a été calculé selon la méthode 2003 (Hauschild et Potting 2005). Il prend en compte l'émission de phosphore dans l'air, le sol et l'eau et reflète la pollution des systèmes aquatiques.

**Potentiel d'acidification (en m<sup>2</sup>):** Le potentiel d'acidification a été calculé selon la méthode EDIP03 (Hauschild et Potting 2005). Tout comme le potentiel d'eutrophisation, il se réfère aux écosystèmes sensibles et reflète la surface qui, au sein de l'écosystème, dépasse le seuil critique d'acidification à cause de l'émission de substances acidifiantes (surface d'écosystèmes non protégés). Les émissions principales pour cette catégorie d'impact sont les composés azotés et soufrés.

### **Impacts environnementaux liés aux polluants**

**Ecotoxicité aquatique et terrestre (en kg d'équivalents 1.4 DB):** Ces catégories d'impact ont été calculées selon la méthode d'estimation des impacts CML01 (Guinée *et al.*, 2001) et reflètent l'effet des substances toxiques sur les écosystèmes aquatiques et terrestres. Les émissions principales sont les pesticides et les métaux lourds. Les facteurs de caractérisation des pesticides pris en compte ont été nettement élargis par Agroscope par rapport à la publication initiale de Guinée *et al.* (2001) et recalculés en se référant à des sources homogènes pour les propriétés des substances actives (Hayer *et al.* 2010). Les facteurs de caractérisation reflètent le comportement des substances actives dans l'environnement (décomposition, déplacement, etc.) ainsi que les effets toxiques sur les différents groupes d'organismes. Il s'agit de modèles d'impact relativement simples basés exclusivement sur les propriétés des substances actives (propriétés physiques et chimiques ainsi que toxicités). D'autres facteurs comme la période et la technique d'épandage ou encore la culture ont été laissés de côté. Les effets sur la toxicité sont différenciés entre pesticides (pest.) et autres substances nocives (sans pest; appelés «non-pesticides» dans l'étude). Ces dernières comprennent les métaux lourds et d'autres substances à effet toxique.

**Toxicité humaine (en kg d'équivalents 1.4 DB):** La toxicité humaine a été calculée selon la méthode CML 2001 (Guinée *et al.*, 2001). Elle reflète l'effet des substances toxiques sur l'homme. Pour cette catégorie d'impact, les principales émissions sont les métaux lourds, les composés chlorés et les hydrocarbures aromatiques (polycycliques). Comme pour l'écotoxicité, les facteurs de caractérisation des pesticides pris en compte ont été recalculés (Hayer *et al.*, 2010) et nettement élargis par Agroscope par rapport à la publication initiale de Guinée *et al.* (2001).

Outre le choix des catégories d'impact et de leurs facteurs de caractérisation, la norme ISO 14040 (ISO 2006a) décrit trois autres étapes facultatives de l'estimation des impacts:

- Standardisation
- Groupement
- Pondération

La standardisation consiste à rapporter les impacts environnementaux aux impacts environnementaux moyens par habitant. Cette étape n'a pas été réalisée car les facteurs de standardisation faisaient défaut pour certaines méthodes d'estimation des impacts.

Un groupement à l'aide de statistiques à variables multiples a été opéré dans des études antérieures (Nemecek et Gaillard 2007; Nemecek *et al.* 2005; Rossier et Gaillard 2004) et a permis de regrouper les impacts environnementaux dans les trois catégories mentionnées plus haut: impacts liés aux ressources, impacts liés aux éléments nutritifs et impacts liés aux polluants.

La pondération consiste à agréger les différents impacts environnementaux (niveau midpoint) en un seul nombre (indicateur au niveau endpoint). Cette pondération repose sur des échelles de valeurs et des préférences et n'est pas scientifiquement fondée. Le risque est grand qu'une fois pondérés, les résultats masquent des différences importantes entre les catégories d'impact. De plus, une compensation entre différentes catégories d'impact selon des processus naturels n'est pas possible. Selon la norme ISO 14044 (ISO 2006b), des études à but comparatif devant être publiées ne devraient pas avoir recours à la pondération. Par conséquent, la présente étude renonce à toute pondération et l'évaluation est basée sur l'approche midpoint.

## 2.6 Groupes d'intrants

Différents moyens et processus de production contribuent aux impacts environnementaux. Pour faciliter la vue d'ensemble et l'interprétation des procédés de détention animale analysés, ils peuvent être classés en groupes d'intrants. Ces derniers indiquent d'où proviennent les principales contributions à un impact environnemental donné.

Tableau 1: Groupes d'intrants et processus pris en compte

<b>Groupe d'intrants</b>	<b>Processus considérés</b>
<b>Bâtiments et équipements</b>	Mise à disposition des bâtiments et des installations (infrastructure)
<b>Machines</b>	Mise à disposition des machines (infrastructure)
<b>Sources énergétiques à la ferme</b>	Mise à disposition et utilisation des sources d'énergie comme les carburants et les combustibles (diesel, électricité, mazout, etc.) dans l'exploitation
<b>Engrais et émissions sur le terrain</b>	Fabrication d'engrais minéraux et émissions directes au champ lors de l'épandage d'engrais minéraux et d'engrais de ferme sur la surface de l'exploitation
<b>Pesticides</b>	Fabrication et utilisation de produits phytosanitaires sur la surface de l'exploitation
<b>Achat de semences</b>	Production de semences achetées
<b>Achat d'aliments concentrés</b>	Production d'aliments concentrés achetés
<b>Achat de fourrages de base</b>	Production de fourrages de base achetés
<b>Achat d'animaux</b>	Elevage des animaux achetés
<b>Détention animale à la ferme</b>	Emissions des animaux dans l'exploitation, qui ont lieu suite à la digestion, dans l'étable, au pâturage et lors du stockage des engrais de ferme
<b>Autres intrants</b>	Fabrication d'autres moyens de production et mise à disposition de l'eau courante

### 3 Bibliographie

- AEE, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 - Technical guidance to prepare national emission inventories. European Environment Agency, Luxembourg, EEA Technical report No 12/2013. Available at <http://www.eea.europa.eu>.
- Alig, M., F. Grandl, et al. (2012). Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Zurich, Station de recherche Agroscope Reckenholz-Tänikon ART: 151
- Agrammon Group, 2009. Technische Parameter Modell Agrammon. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft (SHL), 200 p., Available at <http://www.agrammon.ch/>
- ecoinvent Centre, 2010. ecoinvent Data - The Life Cycle Inventory Data V2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Gaillard G. & Nemecek T., 2009. Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA): An integrated environmental assessment concept for agriculture. In: Int. Conf. "Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development, Setting the Agenda for Science and Policy", Egmond aan Zee, The Netherlands AgSAP Office, Wageningen University, 134-135.
- GIEC, 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and (eds.) H. L. M., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996.
- Guinée J. B., Gorrée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H. A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M. A. J., Lindeijer E., Roorda A. A. H. & Weidema B. P., 2001. Life cycle assessment - An operational guide to the ISO standards. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, Netherlands.
- Hauschild M. Z. & Potting J., 2005. Spatial differentiation in life cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology. The Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency, Environmental News No. 80, Copenhagen, 195.
- Hayer F., Bockstaller C., Gaillard G., Mamy L., Nemecek T. & Strassemeier J., 2010. Multi-criteria comparison of eco-toxicity models focused on pesticides. In: 7th Int. Conf. on LCA in the Agri-Food Sector (Ed. Notarnicola B.), Bari, Italy, 305-310.
- Hischier R., Weidema B., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Frischknecht R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincik Y., Margni M. & Nemecek T., 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- ISO, 2006a. ISO 14040 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.
- ISO, 2006b. ISO 14044 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.
- Nemecek T., Huguenin-Elie O., Dubois D. & Gaillard G., 2005. Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Agroscope FAL Reckenholz, Schriftenreihe der FAL 58, Zürich, 155.
- Nemecek T. & Gaillard G., 2007. Reducing the complexity of environmental indicators for improved communication and management. In: Farming system design - an international symposium on Methodologies for Integrated Analysis of Farm Production Systems, 10-12 September 2007, Catania.

Rossier D. & Gaillard G., 2004. Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs - Methode und Anwendung in 50 Landwirtschaftsbetrieben. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), FAL-Schriftenreihe 53, Zürich, 142.



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

Département fédéral de l'économie  
de la formation et de la recherche, DEFR

**Agroscope**  
Institut des sciences en durabilité agronomique IDU

29 octobre 2015 / 3 octobre 2016

## Rapport

---

# Analyse de cycle de vie de différents produits carnés 2ème partie: Volaille

---

## Auteurs

Veronika Wolff, Martina Alig, Thomas Nemecek, Gérard Gaillard

# 1 Base de données

## 1.1 Soja du Danube

Pour le système d'élevage de volaille Optigal, des analyses de cycle de vie ont été calculées pour deux scénarios: le premier impliquait l'utilisation de soja disponible dans le commerce provenant du Réseau soja suisse, c.-à-d. 80% de soja certifié issu du marché mondial. Le soja certifié selon le Réseau soja suisse répond aux critères de Bâle, aux directives de Bio Suisse, au standard ProTerra, au standard RTRS Non GM ou au standards Danube Soja et Europe Soja. Ces standards ont en commun de garantir une production de soja acceptable écologiquement et socialement (p.ex. absence de coupes de bois sur les surfaces de forêts primaires et les habitats riches en espèces depuis 2004, le respect du droit du travail (salaires minimaux, interdiction du travail des enfants, etc.) ou l'absence d'OGM; Réseau soja suisse, 2013). Les 20 % soja non-certifié sont du soja conventionnel du Brésil. Les deux inventaires s'appuient sur les inventaires ecoinvent de soja brésilien, certifié et non certifié. Le deuxième scénario remplaçait la totalité du soja contenu dans la ration fourragère par du soja dit du Danube. Il s'agit d'un soja européen cultivé selon les directives de l'Association du soja du Danube, qui soutient notamment la production régionale des aliments pour animaux sans recours au génie génétique ([www.donausoja.org](http://www.donausoja.org)). Un inventaire spécifique a été réalisé à cet effet. Un groupe de 31 exploitations de la plaine du Po en Italie a mis ses données de production à disposition permettant d'avoir une base de données suffisante pour modéliser la gestion des cultures.

Tableau 1: Principaux chiffres-clés de la production du soja du Danube et du Brésil

	Soja du Danube, Italie	Soja du Brésil, conventionnel	Soja du Brésil, certifié
<b>Surface de culture moyenne [ha]</b>	8	n.a.	n.a.
<b>Quantité de semences moyenne [kg / ha]</b>	77	70	70
<b>Fumure</b>			
<b>N [kg N / ha]</b>	0	9	9
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> [kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> / ha]</b>	23.8	66	66
<b>K<sub>2</sub>O [kg K<sub>2</sub>O / ha]</b>	18.0	62	62
<b>Emploi de pesticides (herbicides) [g / ha]</b>	862	1474	1474
<b>Métolachlore</b>	463.5	-	-
<b>Pendiméthaline</b>	89.9	-	-
<b>Glyphosate</b>	67.1	540	540
<b>Bentazone</b>	65.8	-	-
<b>Propaquizafop</b>	40.3	-	-
<b>Métribuzine</b>	37.2	-	-
<b>Autres herbicides</b>	98.5	-	-
<b>2,4-D</b>	-	750	750
<b>Dibensulfuron</b>	-	5.6	5.6
<b>Endosulfan</b>	-	66	66
<b>Monocrotophos</b>	-	112	112
<b>Rendement moyen [t / ha]</b>	4.14*	2.544	2.544

	Soja du Danube, Italie	Soja du Brésil, conventionnel	Soja du Brésil, certifié
<b>Humidité [%]</b>	11	11	11
<b>Date de semis</b>	1 mai	n.a.	n.a.
<b>Date de récolte</b>	15 septembre	n.a.	n.a.
<b>Durée de la culture [mois]</b>	4.5	6	6

\* Certaines exploitations ont indiqué deux récoltes.

## 1.2 Engraissement de volaille

Dans le domaine de la volaille, le système Optigal de Micarna a été comparé avec les systèmes SST/SRPA et BIO. Les données d'Alig *et al.* 2012 ont été utilisées pour les deux derniers systèmes. Le système Optigal a été modélisé à partir des données de Micarna. Celles-ci comprenaient aussi bien les chiffres-clés de l'engraissement que les indications relatives à l'infrastructure nécessaire et aux sources énergétiques utilisées.

Tableau 2: Comparaison des chiffres-clés des systèmes d'engraissement de poulets

	Système total (383 exploitations au total)		Moyenne par exploitation	
	Optigal	Optigal	SST / SRPA <sup>1</sup>	BIO <sup>2</sup>
<b>Durée d'engraissement [j]</b>	36	36	56	21 + 42 <sup>3</sup>
<b>Séries par an</b>	8.20	8.20	5.79	7.45
<b>Vides sanitaires [j]</b>	9.0	9.0	7.0	7.0
<b>Poids de sortie [kg PV]</b>	1.99	1.99	1.85	1.75
<b>Accroissement journalier [g/j]</b>	54	54	32	27
<b>Indice de consommation [kg/kg]<sup>4</sup></b>	1.60	1.60	2.17	2.42
<b>Poussins installés par série</b>	2'841'712	7'420	4'162	2'478
<b>Pertes [%]</b>	2.70	2.70	2.50	3.50
<b>PV produit par an [kg]</b>	45'537'675	118'897	43'468	31'176
<b>Rendement à l'abattage [kg PA / kg PV]</b>	0.70	0.70	NA	NA
<b>Rendement en viande [kg / kg PV]</b>	0.47	0.47	0.44	0.44

<sup>1</sup>SST : système de stabulation particulièrement respectueux des animaux ; SRPA : sorties régulières en plein air d'animaux de rente  
<sup>2</sup>BIO : production biologique  
<sup>3</sup>La phase de démarrage et la phase d'engraissement ont lieu parallèlement  
<sup>4</sup>kg d'aliments par kg d'accroissement de poids

Les aliments composés utilisés ont également été communiqués par Micarna ou par les entreprises qui lui fournissent les aliments pour animaux. Les rations alimentaires et leur composition dans les systèmes d'engraissement de poulets sont indiquées dans le tableau 3.

Les brisures de riz viennent d'une entreprise de transformation du riz du groupe Migros. Cette entreprise transforme les sous-produits du riz afin de les valoriser grâce à la production d'aliments pour animaux. Comme les bases de données utilisées ne comportaient pas de données spéciales pour les brisures de riz, on a eu recours à celles applicables pour le riz «normal» et on a attribué une valeur économique aux impacts environnementaux de celui-ci à partir des chiffres de Riseria AG (producteur de riz). Pour éviter toute distorsion des résultats, la même méthode a été appliquée avec les brisures de riz dans la ration du système SST/SRPA. Tous les autres composants des rations ont été traités de la même manière que dans l'étude Alig *et al.* (2012).

Tableau 3: Rations alimentaires pour l'engraissement de poulets (parts des différents composants dans la ration totale en kg de MS, moyenne sur toutes les phases d'engraissement).

	Optigal	SST/SRPA	BIO
<b>Maïs [%]</b>	18.2	27.3	29.3
<b>Blé [%]</b>	21.7	17.9	10.1
<b>Brisures de riz [%]</b>	16.2	7.5	-
<b>Triticale / Avoine [%]</b>	1.8	1.8	3.2
<b>Sous-produits de meunerie [%]</b>	2.0	7.4	-
<b>Son de blé [%]</b>	2.5	0.3	2.8
<b>Matières grasses [%]</b>	1.2	4.9	4.9
<b>Tourteau d'extraction de soja [%]</b>	20.8	23.5	-
<b>Tourteau de soja [%]</b>	-	-	22.9
<b>Soja [%]</b>	1.2	-	4.2
<b>Tourteaux de colza [%]</b>	1.6	3.0	4.9
<b>Pois [%]</b>	2.7	2.3	-
<b>Tournesol (tourteaux/tourteaux d'extraction) [%]</b>	3.6	2.0	9.7
<b>Gluten de maïs [%]</b>	0.6	-	5.1
<b>Sels minéraux et oligo-éléments [%]</b>	5.8	2.2	3.0
<b>Consommation d'aliments</b>			
<b>Par animal [kg]</b>	3.2	4.1	4.3

## 2 Résultats

### 2.1 Soja du Danube

La figure 1 présente les impacts environnementaux pour 1 kg de soja du Danube italien et 1 kg de soja du Brésil certifié ou non à la porte de la ferme. Entre le soja brésilien certifié et le soja non certifié, l'effet du déboisement dans la production de soja est nettement visible. Outre la différence attendue sur le plan de l'impact environnemental «Déboisement», les effets négatifs du changement d'utilisation des sols apparaissent aussi très marqués dans les impacts environnementaux «toxicité humaine» (baisse de 94 % avec le soja certifié), potentiel de réchauffement global (88 %), formation d'ozone (49 à 46 %), eutrophisation terrestre (34 %) et à moindre niveau, dans les autres impacts environnementaux.

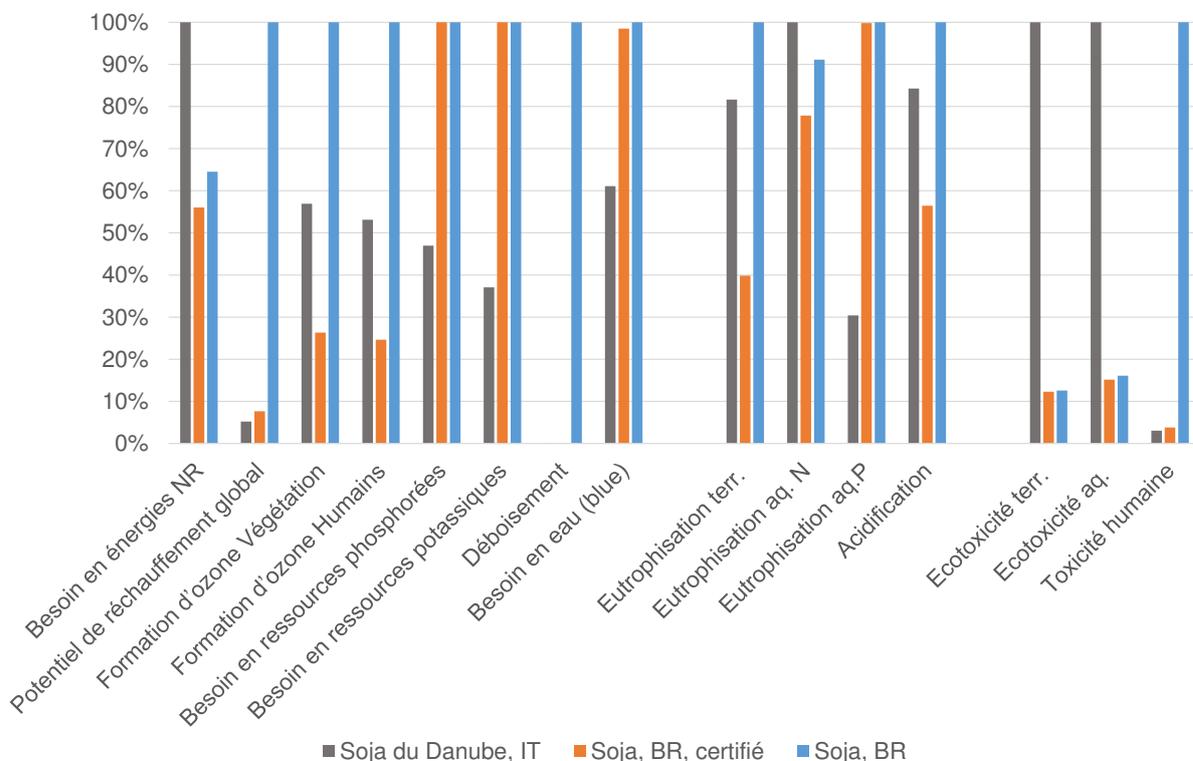


Figure 1: Impacts environnementaux pour 1 kg de soja fourrager cultivé à la porte de la ferme: soja du Danube italien et soja du Brésil certifié ou non. Le besoin en surfaces n'est pas montré car les données disponibles sont incertaines (cf. texte)

La comparaison entre le soja brésilien et le soja italien est un peu plus complexe du fait des différents systèmes de culture. Le soja du Danube s'avère nettement plus favorable que le soja brésilien non certifié pour douze des quinze impacts environnementaux considérés. L'écotoxicité terrestre et l'écotoxicité aquatique du soja du Danube sont en revanche particulièrement élevées. Le besoin en énergies non renouvelables est lui aussi plus important de 40 %. Le besoin énergétique plus élevé vient de l'intensité de la mécanisation et d'une consommation de diesel 1,5 fois supérieure pour le soja du Danube. La consommation plus élevée d'énergie conduit à une hausse des émissions d'oxyde d'azote et donc à de l'eutrophisation terrestre, de l'eutrophisation aquatique N et de l'acidification. Si l'on compare le soja du Danube et le soja brésilien certifié, ce dernier est plus favorable pour huit des quinze impacts environnementaux. L'écotoxicité aquatique et terrestre plus élevée du soja du Danube est due essentiellement à la toxicité causée par les pesticides. L'emploi de pesticides par hectare ou par kilo de soja récolté est certes plus faible dans les cultures en Italie qu'au Brésil, mais les substances actives utilisées en Italie (métolachlore et métribuzine) ont une toxicité nettement plus élevée que les substances utilisées au Brésil (diflubenzuron et endosulfan) selon la méthode employée ici (CML01, Guinée *et al.* 2001, Hayer *et al.* 2010). Le besoin en surfaces n'est pas montré car on ne disposait que de données imprécises sur les dates de semis et de récolte des différents systèmes.

Si l'on considère l'impact environnemental d'un kilo de soja fourrager dans un moulin suisse (figure 2), on constate la forte influence du transport sur les impacts environnementaux: pour le soja brésilien, cela représente entre 44 % et 63 %.

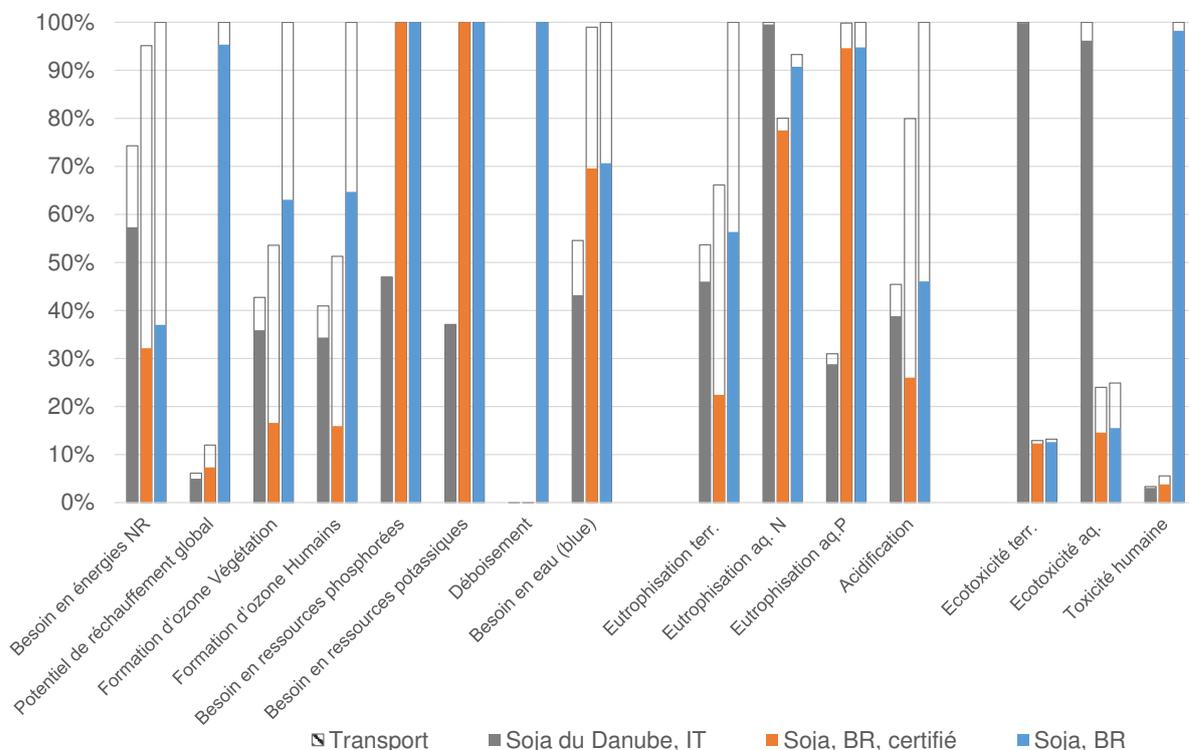


Figure 2: Impacts environnementaux d'1 kg de soja du Danube italien et d'1kg de soja brésilien certifié et non certifié dans un moulin suisse. Les parties en grisé indiquent la part représentée par le transport jusqu'en Suisse dans l'impact environnemental considéré. Le besoin en surfaces n'est pas montré car les données disponibles sont incertaines (cf. texte).

La culture du soja du Danube est, pour treize des quinze impacts, moins favorable que celle du soja brésilien certifié. Ces déficits sont toutefois en grande partie compensés par les distances de transport nettement plus courtes.

## 2.2 Engraissement volaille, niveau porte de l'exploitation

La figure 3 donne un aperçu comparatif des quatre systèmes d'engraissement de poulets considérés (Optigal, Optigal soja du Danube, SST/SRPA et BIO). Les valeurs exactes des impacts environnementaux des quatre systèmes sont indiquées dans le tableau 4 par kilo de poids vif. De nombreux arguments utilisés pour expliquer les résultats des différents impacts environnementaux ainsi que la différence entre Optigal, SST/SRPA et BIO sont semblables à Alig *et al.* 2012 et à la comparaison entre SST et ces systèmes. Les résultats moins favorables de la variante SST/SRPA (entre +6 % (besoin en ressources potassiques) et +74 % (eutrophisation terrestre) par rapport à Optigal dans tous les impacts environnementaux sauf le besoin en eau) sont essentiellement dus à l'emploi d'autres hybrides d'engraissement avec une croissance plus lente, ce qui se traduit par une moins bonne valorisation des aliments et par un accroissement journalier plus faible. Ceci est également valable pour la variante biologique. De plus, la productivité étant plus basse par unité de surface dans la production végétale biologique, le besoin en terres ouvertes était plus important pour la production d'aliments pour animaux. Ce point ajouté à une productivité inférieure dans l'engraissement explique que la surface nécessaire à la production biologique de poulets soit plus du double de la surface requise en production classique. En ce qui concerne la consommation de ressources phosphorées et potassiques, la production biologique a obtenu des résultats

nettement meilleurs que la production conventionnelle, car aucun engrais minéral à base de P et de K n'a été utilisé pour la culture des aliments pour animaux. C'est la même chose pour l'écotoxicité des pesticides car ces deniers ne sont pas utilisés dans l'agriculture biologique. En ce qui concerne les effets toxiques non causés par les pesticides, le système BIO se situait au niveau du système Optigal ou légèrement au-dessus. Ce point est également dû au besoin plus élevé en aliments pour animaux (à cause d'un indice de consommation inférieur) et aux différences en termes de production d'aliments pour animaux.

Pour les impacts environnementaux qui dépendent des composés azotés, la production biologique affichait des valeurs parfois nettement supérieures à celles des systèmes conventionnels. Ceci vient des émissions d'ammoniac plus élevées dans la production biologique d'aliments pour les animaux suite à l'emploi d'engrais de ferme et du risque plus important de lessivage des nitrates par kilo d'aliments. Ces résultats sont étroitement liés au rendement plus bas de la production biologique d'aliments pour animaux et au besoin plus important en surfaces qui en résulte.

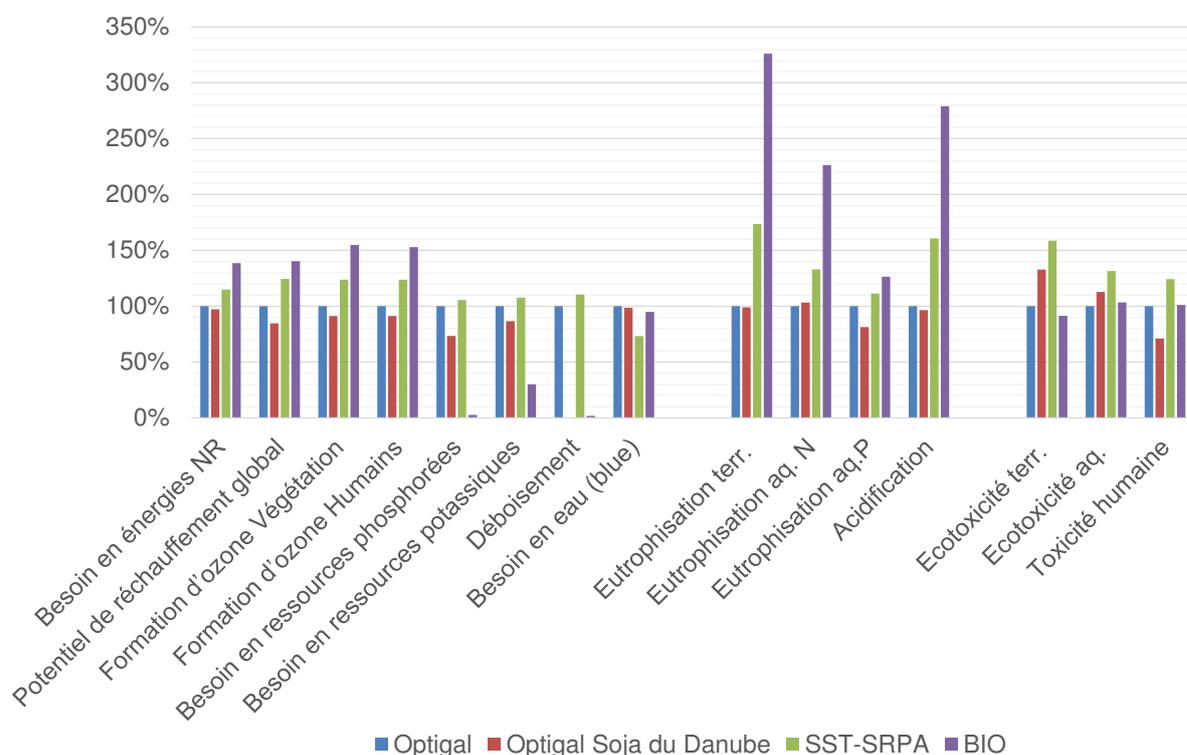


Figure 3: Impacts environnementaux par kg de poids vif des systèmes d'engraissement de poulets en Suisse (niveau porte de l'exploitation). Le graphique présente les différences relatives entre les systèmes étudiés en prenant le système Optigal comme référence (= 100 %). Les impacts environnementaux n'ont pas été pondérés, la hauteur absolue des barres ne dit par conséquent rien sur l'importance de tel ou tel impact. Le besoin en surfaces n'est pas montré car les données disponibles sont incertaines (cf. texte).

Pour le déboisement, les systèmes Optigal et SST/SRPA sont presque au même niveau, car ils ont une part similaire de soja dans leur ration et que dans les deux cas, celle-ci provient à 20% de cultures non certifiées. Les mélanges d'aliments pour animaux des systèmes Optigal soja du Danube et BIO ne contiennent pas de soja provenant des zones de déboisement et ont donc des valeurs nettement plus faibles pour le déboisement. En ce qui concerne la consommation en eau, une allocation économique a été opérée pour les brisures de riz utilisées dans les différents systèmes (Optigal, Optigal soja du Danube et SST/SRPA), pour

cette raison la contribution des brisures de riz aux impacts était faible. L'allocation économique de l'impact environnemental du riz se différencie de l'étude d'Alig *et al.* (2012), qui a employé une allocation massique.

Tableau 4: Impacts environnementaux des systèmes d'engrais Optigal, Optigal avec soja du Danube dans la ration alimentaire, SST/SRPA et BIO, par kg de poids vif au niveau de la porte de l'exploitation. Le besoin en surfaces n'est pas montré car les données disponibles sont incertaines (cf. texte).

Catégorie		Unité	Optigal	Optigal Soja du Danube	SST/SRPA	BIO
<b>Gestion des ressources</b>	Besoin en énergies NR	éq.-MJ	19.4	18.9	22.3	26.9
	Effet de réchauffement global	kg éq.-CO2	1.9	1.6	2.3	2.6
	Formation d'ozone (Végétation)	m <sup>2</sup> .ppm.h	10.0	9.1	12.4	15.5
	Formation d'ozone (Humains)	person.ppm.h	0.001	0.001	0.001	0.001
	Besoin en ressources potassiques	kg	0.0072	0.0053	0.0076	0.0002
	Besoin en ressources phosphorées	kg	0.0058	0.0050	0.0062	0.0017
	Déboisement	m <sup>2</sup>	0.0122	0.0019	0.0135	0.0002
	Besoin en eau (blue)	m <sup>3</sup>	0.025	0.025	0.018	0.024
<b>Gestion des éléments nutritifs</b>	Eutrophisation terr.	m <sup>2</sup>	1.0	1.0	1.8	3.3
	Eutrophisation aq. N	kg N	0.01	0.01	0.01	0.02
	Eutrophisation aq. P	kg P	0.0005	0.0004	0.0005	0.0006
	Acidification	m <sup>2</sup>	0.3	0.3	0.5	0.8
<b>Gestion des polluants</b>	Ecotoxicité terr.	kg éq. 1,4-DB	0.0041	0.0054	0.0064	0.0037
	Ecotoxicité aq.	kg éq. 1,4-DB	0.317	0.358	0.418	0.328
	Ecotoxicité humaine	kg éq. 1,4-DB	0.69	0.49	0.86	0.70

Les intrants de loin les plus importants pour les impacts environnementaux de la production de poulets étaient les aliments pour animaux (figure 4). Ils étaient responsables de plus de 50 % des valeurs calculées dans presque chaque catégorie. Ceci était particulièrement net pour les écotoxicités (notamment celles causées par les pesticides) et pour le besoin en terres ouvertes, ainsi que le besoin en ressources potassiques et phosphorées.

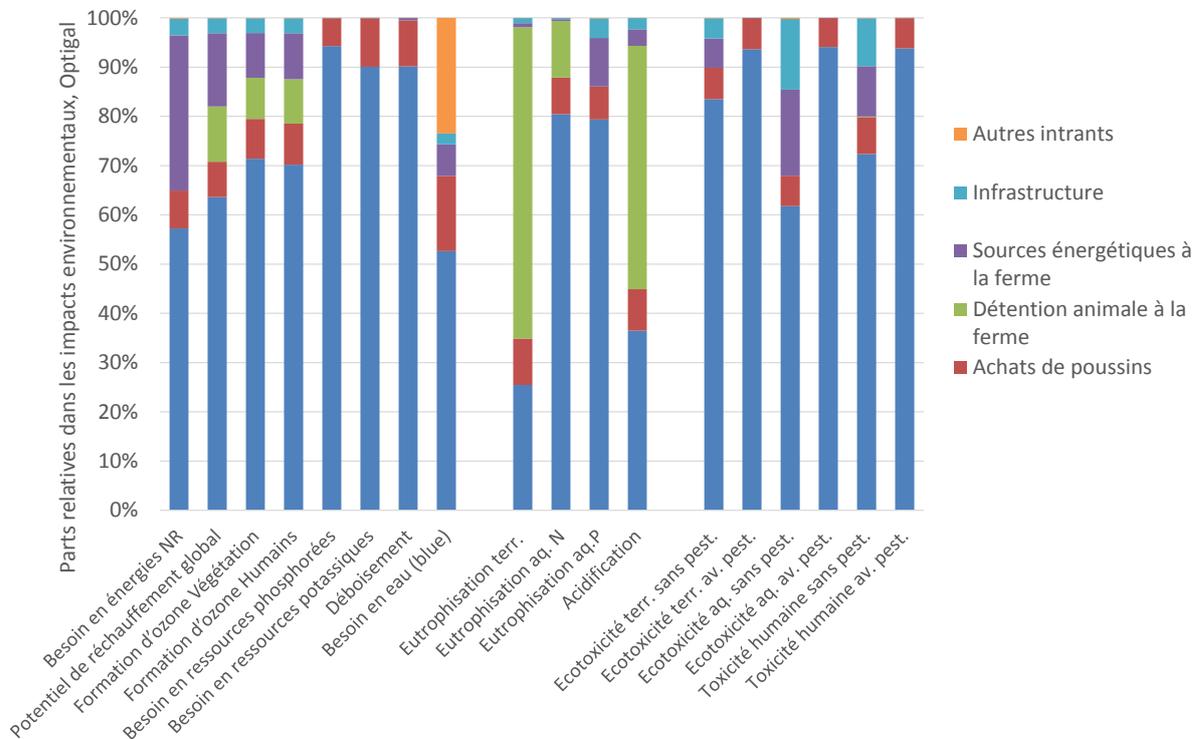


Figure 4: Parts des groupes d'intrants dans les impacts environnementaux de l'engraissement de poulets du système Optigal au niveau de la porte de l'exploitation.

La consommation de sources énergétiques non renouvelables est le fait des aliments pour animaux, mais aussi des sources énergétiques consommées directement dans l'exploitation. Chez Optigal, ces dernières représentent près de 30 % de la consommation. Pour certaines catégories, les autres groupes d'intrants significatifs étaient les poussins achetés (près de 6 % pour tous les impacts environnementaux) et les émissions directes de la détention animale (notamment pour l'eutrophisation terrestre et l'acidification, mais aussi pour le potentiel de réchauffement global, la formation d'azote et l'eutrophisation aquatique due à l'azote). Dans l'ensemble, le groupe d'intrants, aliments pour animaux dominait encore plus que pour les autres espèces animales (cf. Rapports sur l'engraissement porcin et l'engraissement bovin).

### 2.3 Impacts environnementaux par kg de denrées alimentaires

Dans la production de viande de volaille, la production primaire représente de loin la principale part des impacts environnementaux (figure 5). C'est aussi elle qui détermine les différences entre les systèmes. Les processus situés en aval étaient ceux qui exerçaient la plus grande influence sur le besoin en eau et en énergie non renouvelable, avec des pourcentages respectifs d'environ 40 et 30 %. Les pourcentages du réchauffement global, de la formation d'ozone et de la toxicité humaine étaient d'environ 13 %, pour tous les autres impacts environnementaux, les valeurs étaient inférieures à 10 %.

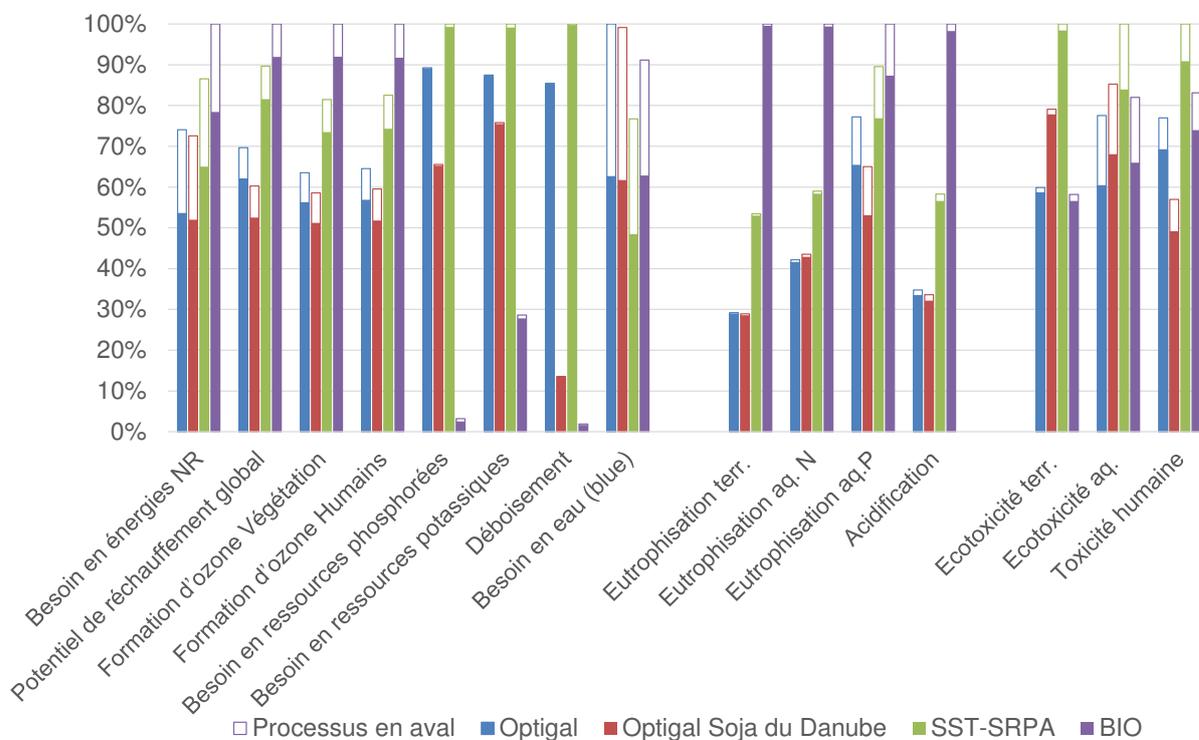


Figure 5: Impacts environnementaux par kg de denrées alimentaires des systèmes de production de viande de volaille en Suisse à l'étude (niveau porte de l'abattoir, valeur maximale de chaque impact environnemental = 100%). Le besoin en surfaces n'est pas montré car les données disponibles sont incertaines (cf. texte).

Le tableau 5 présente les impacts environnementaux par kg de denrées alimentaires pour les systèmes d'engraissement de poulets étudiés. Il faut relever que les chiffres représentent les sommes des impacts environnementaux de la production animale, ramenées à l'échelle du rendement d'abattage en kg de denrées alimentaires, et correspondent aux processus en aval. Le rendement des denrées alimentaires comestibles pour l'homme par kg de poids vif était plus faible avec les systèmes SST/SRPA et Bio qu'avec Optigal, car une autre génétique a été utilisée (Alig *et al.* 2012). C'est pourquoi on a attribué une quantité inférieure de viande aux impacts environnementaux de ces systèmes lors de l'évaluation par kilo de viande prête à être commercialisée. Par rapport au système Optigal, les impacts environnementaux de la production animale des systèmes SST/SRPA et Bio sont donc plus élevés.

urface

Catégorie		Unité	Optigal	Optigal Soja du Danube	SST/SR PA	BIO
<b>Gestion des ressources</b>	Besoin en énergies NR	éq.-MJ	57.2	56.1	66.9	77.2
	Effet de réchauffement global	kg éq.-CO2	4.4	3.8	5.7	6.4
	Formation d'ozone (Végétation)	m <sup>2</sup> .ppm.h	24.1	22.3	31.0	38.0
	Formation d'ozone (Humains)	person .ppm.h	0.0017	0.0016	0.0022	0.0026
	Besoin en ressources potassiques	kg	0.015	0.011	0.017	0.001
	Besoin en ressources phosphorées	kg	0.012	0.011	0.014	0.004
	Déboisement	m <sup>2</sup>	0.026	0.004	0.030	0.001
	Besoin en eau (blue)	m <sup>3</sup>	0.085	0.084	0.065	0.078
<b>Gestion des éléments nutritifs</b>	Eutrophisation terr.	m <sup>2</sup>	2.2	2.2	4.0	7.4
	Eutrophisation aq. N	kg N	0.02	0.02	0.03	0.05
	Eutrophisation aq. P	kg P	0.0011	0.0010	0.0013	0.0015
	Acidification	m <sup>2</sup>	0.7	0.6	1.1	1.9
<b>Gestion des polluants</b>	Ecotoxicité terr.	kg éq. 1,4-DB	0.0088	0.0116	0.0147	0.0086
	Ecotoxicité aq.	kg éq. 1,4-DB	0.868	0.955	1.120	0.919
	Ecotoxicité humaine	kg éq. 1,4-DB	1.63	1.21	2.12	1.77

### 3 Discussion et conclusions

Les impacts environnementaux de la viande de volaille sont largement influencés par les aliments utilisés. Par conséquent, l'indice de consommation des aliments est un facteur décisif de l'analyse de cycle de vie. Le système Optigal présentait la meilleure valorisation des aliments de tous les systèmes étudiés, ce qui s'est traduit par des valeurs nettement plus favorables pour beaucoup des impacts environnementaux analysés. Le rendement d'engraissement et la génétique sont déterminants pour la valorisation des aliments. Les systèmes SST/SRPA et BIO emploient des hybrides à croissance plus lente, dont l'accroissement journalier va de pair avec le mode de détention extensif. On peut se demander si la comparaison de plusieurs procédés d'engraissement ayant des poids-cibles différents n'est pas faussée, car la valorisation des aliments change plus le poids augmente. D'un autre côté, on peut naturellement considérer que le poids en fin d'engraissement est un paramètre qui peut être modulé. En outre, il faut prendre en considération qu'il n'a pas été possible de comparer les résultats d'Optigal à ceux d'un système intensif similaire en Suisse. Il n'a donc pas été possible de respecter complètement le souhait de Micarna de comparer ses produits carnés aux autres produits suisses typiques en termes d'impacts

environnementaux. Il est vraisemblable que – comparant avec un système intensif similaire – les différences entre les deux systèmes auraient été moins importantes que les différences entre le système Optigal et les systèmes SST/SRPA et BIO.

L'utilisation de soja du Danube dans ses rations a permis au système Optigal d'améliorer son impact environnemental: en effet, malgré une culture moins avantageuse à plus d'un titre, le soja du Danube s'avère plus favorable que le soja brésilien notamment à cause des distances de transport nettement plus courtes. La comparaison des deux aliments à base de soja doit tenir compte du fait que les deux bases de référence n'ont pas le même degré de détails, ni la même actualité. De nouveaux inventaires pour le soja brésilien sont actuellement en cours (communication pers. Th. Nemecek) chez Empraba (Brazilian Agricultural Research Corporation). Lorsqu'ils seront disponibles, il serait certainement intéressant d'actualiser la comparaison en utilisant ces nouveaux inventaires pour le soja brésilien, notamment en ce qui concerne la toxicité. Selon la méthode employée ici (CML2001 (Guinée *et al.* 2001), actualisée avec les données Hayer *et al.* (2010), cf. Wolff *et al.* (2015)) et selon la base de données, le choix des pesticides employés pour le soja du Danube conduit à une augmentation de l'écotoxicité terrestre et aquatique par rapport au soja brésilien. Avant de pouvoir tirer des recommandations de ces résultats, la situation devrait être étudiée de manière plus approfondie avec des données actualisées sur le soja brésilien et des analyses de sensibilité reposant sur différentes méthodes utilisées pour estimer la toxicité, car la question de l'écotoxicité dans l'analyse de cycle de vie comporte encore une part d'incertitude relativement grande.

Dans cette étude, nous avons introduit une allocation particulière pour les brisures de riz utilisées comme aliments pour animaux, car dans le système de Micarna, celles-ci sont considérées comme des «déchets» de l'industrie du riz. Sur le plan économique, l'impact environnemental de la production de riz a ainsi été attribué notamment à la denrée alimentaire «riz» et non à l'aliment pour animaux «brisures de riz». Pour traiter les systèmes de manière équivalente, les impacts environnementaux des brisures de riz dans les mélanges alimentaires du système SST/SRPA ont également été pris en compte. Du fait du rôle central des aliments pour animaux dans l'analyse du cycle de vie de la viande de volaille, de telles allocations doivent être utilisées prudemment et à bon escient. Elles montrent toutefois aussi à quel point les impacts environnementaux des aliments composés pour animaux peuvent encore être optimisés.

Une qualité éventuellement différente de la viande des systèmes d'élevage différents n'a pas été prise en compte. Les différences dans la croissance des animaux pourront résulter dans une qualité gustative différente de la viande de volailles des différents systèmes. Ceci n'est pas reproduit par les unités fonctionnelles utilisées (kg poids vif et kg de denrées alimentaires comestibles par l'homme).

Le système Optigal s'avère très semblable au système SST décrit dans Alig *et al.* (2012). Par conséquent les éléments susceptibles d'être améliorés vont dans le même sens: optimisation de l'alimentation animale, technique de détention et génétique.

## 4 Bibliographie

- Alig, M., F. Grandl, et al. (2012). Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Zurich, Station de recherche Agroscope Reckenholz-Tänikon ART: 151
- Guinée J. B., Gorrée M., Heijungs R., Huppés G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H. A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M. A. J., Lindeijer E., Roorda A. A. H. & Weidema B. P., 2001. Life cycle assessment - An operational guide to the ISO standards. Ministry of Housing, Spatial

- Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, Netherlands.
- Hayer F., Bockstaller C., Gaillard G., Mamy L., Nemecek T. & Strassemeyer J., 2010. Multi-criteria comparison of eco-toxicity models focused on pesticides. In: 7th Int. Conf. on LCA in the Agri-Food Sector (Ed. Notarnicola B.), Bari, Italy, 305-310.
- Réseau soja suisse, 2013. Soja Netzwerk auf Kurs. Medienmitteilung. soja netzwerk schweiz, Basel.
- Wolff, V., Alig, M., Nemecek, T. et Gaillard, G. (2015): Analyse de cycle de vie de différents produits carnés. 1ère partie: Généralités. Agroscope, Institut des sciences en durabilité agronomique. Zurich Reckenholz.

Rapport de revue critique du rapport  
*Analyse de cycle de vie de différents produits carnés*  
*Première partie : Généralités*

Hayo van der Werf,  
16, rue du Clos Laurend,  
35650 Le Rheu  
France

Le 19 août 2016

## Introduction

Ce rapport de revue critique concerne deux versions du rapport *Analyse de cycle de vie de différents produits carnés : première partie : Généralités*, commandité par la société suisse Micarna SA, et réalisé par l'Institut des Sciences en Durabilité Agronomique d'Agroscope, Zürich, Suisse. La première version (13 pages) de ce rapport *Généralités* a été fournie le 28 juin 2016. Une première version du présent rapport de revue critique a été fourni le 15 juillet. Une deuxième version du rapport (13 pages) *Généralités* a été fourni le 15 août 2016.

Cette revue critique a été effectuée comme une revue par un expert externe indépendant, en suivant les recommandations de la Spécification Technique ISO/TS 14071. Elle a été effectué à l'issu de l'étude et comporte une évaluation du modèle d'inventaire du cycle de vie (ICV), basée sur la description de ce modèle dans le rapport. Cette revue n'a pas comporté une analyse des feuilles de données individuelles.

Les commentaires et recommandations listés dans ce rapport de revue critique portent sur le fond de l'étude. Quelques propositions de modifications de détail, portant sur la forme du rapport, ont été transmises à Agroscope à travers une version annotée et « modifiée en suivi de modification » du rapport *Généralités*.

Une auto-déclaration d'indépendance et de compétences de praticien de revue est fournie en annexe de ce rapport.

Les commentaires de la revue critique sont listés ci-dessous, suivi par les réponses fournies par Martina Alig, collaboratrice Agroscope.

<p>H van der Werf, (15/7/2016) Page 4, dernier point : <i>Les apports de métaux lourds par les aliments pour animaux sont simulés de manière différenciée.</i> Cette phrase est vague. Différenciée par rapport à quoi ? Une explication plus précise est souhaitable.</p>
<p>M Alig (15/8/2016) Différencié en considérant les différents teneurs en métaux lourds des aliments pour animaux. Une phrase explicative a été ajoutée.</p>
<p>H van der Werf, (15/7/2016) Page 5, partie 2.2 : <i>L'actualisation des modèles et des inventaires utilisés fait que les résultats présentés ici ne sont que partiellement comparables à ceux d'Alig et al. (2012).</i> Cette phrase est vague. Il faudra dire clairement si les résultats de Alig et al. (2012) ont été recalculés ou non en utilisant les méthodes utilisées pour cette étude. Si cela n'est pas le cas il faudra recalculer des résultats de Alig (2012) en utilisant les méthodes de cette étude pour pouvoir faire une comparaison correcte. Si cela est difficilement réalisable, il serait bien d'au moins inclure une analyse de sensibilité dans cette étude, en calculant les résultats des systèmes Optigal avec les choix méthodologiques de Alig et al. (2012).</p>
<p>M Alig (15/8/2016) Les inventaires d'Alig et al. (2012) utilisés dans cette étude comme référence ont été recalculés en utilisant la méthodologie de l'étude présente. Une phrase correspondante a été ajoutée.</p>
<p>H van der Werf, (15/7/2016) Page 7, partie 2.4 : <i>les impacts environnementaux (cf. chapitre 2.5 et figure 2) ont été ramenés au kg de poids vif (PV) de l'animal à la fin de l'engraissement à la porte de l'exploitation. Dans une deuxième étape, les impacts environnementaux ont été ramenés au kg de denrées alimentaires (DA) comestibles par l'homme.</i> L'utilisation du poids vif à la porte de la ferme et du kg d'aliment est une pratique standard dans des études ACV de produits carnés. Cependant, il est généralement admis que la qualité gustative de la viande de volailles à croissance lente est meilleure que celle de volailles à croissance rapide. Ainsi les produits issus des systèmes comparés ne sont pas tous identiques. Il conviendrait de signaler ce point dans ce paragraphe dédié à l'unité fonctionnelle ainsi que dans la partie Discussion et conclusions de la partie 2 du rapport.</p>
<p>M Alig (15/8/2016) Des phrases précisant que la qualité de la viande n'a pas été prise en compte ont été ajoutées dans la partie sur l'unité fonctionnelle et dans la discussion des résultats volaille.</p>

## Déclaration de revue critique

Cette déclaration de revue critique concerne le rapport *Analyse de cycle de vie de différents produits carnés : 1ère partie: Généralités*, fourni le 15 août 2016. Ce rapport a été commandité par la société suisse Micarna SA, et réalisé par l'Institut des Sciences en Durabilité Agronomique d'Agroscope, Zürich, Suisse.

Cette version du rapport dans laquelle les commentaires mentionnés ci-dessus ont été prises en compte de façon satisfaisante est maintenant en conformité avec les normes ISO 14040 et ISO 14044 et la spécification technique 14071.

A handwritten signature in black ink, reading "Hayo van der Werf". The signature is written in a cursive, flowing style.

Hayo van der Werf, le 19 août 2016

## Annex A

### Autodéclaration d'indépendance et de compétences

Je soussigné déclare par la présente:

- n'être employé ni à temps plein ni à temps partiel par le commanditaire ou le réalisateur de l'étude d'ACV
- ne pas avoir été impliqué dans la définition du champ de l'étude ni dans l'exécution de l'une quelconque des tâches liées à la réalisation de l'étude d'ACV visée, c'est-à-dire ne pas avoir fait partie de la ou des équipes de projet du commanditaire ou du réalisateur
- ne pas avoir d'intérêts personnels financiers, politiques ou autres liés aux résultats de l'étude

Mes compétences en rapport avec la revue critique visée incluent une connaissance et une maîtrise:

- de l'ISO 14040 et de l'ISO 14044
- de la méthodologie et des pratiques en matière d'ACV, en particulier dans le contexte de l'ICV (y compris la création de feuilles de données et la revue de feuilles de données, le cas échéant)
- des pratiques de revue critique
- des disciplines scientifiques pertinentes quant aux catégories d'impact importantes de l'étude
- des aspects environnementaux, techniques et autres caractéristiques de performance pertinentes du ou des systèmes de produits évalués
- de la langue employée pour l'étude

Je joins un CV ainsi qu'une liste de références pertinentes.

Je déclare que les renseignements ci-dessus sont véridiques et complets. J'informerai immédiatement toutes les parties impliquées (commanditaire de la revue critique, réalisateur de l'étude d'ACV, praticien(s) de revue), selon le cas, si la validité de l'un de ces renseignements venait à être modifiée au cours du processus de revue.

Date : le 18 août 2016

Nom : Hayo van der Werf

Signature :



# Curriculum vitae

## Hayo M.G. van der Werf

16, rue du Clos Laurend,  
35650 Le Rheu,  
France

Email : hayo.vanderwerf@rennes.inra.fr

---

Naissance: le 19 juin 1957 à Deventer, Pays-Bas.

Langues : néerlandais : langue maternelle, français et anglais : très bonne maîtrise,  
allemand : assez bonne maîtrise

### Formation

1994 **Docteur en Sciences Agronomiques et Environnementales**  
Université de Wageningen, Pays-Bas

1989 **Master of Science en écophysiologie**  
Université de Guelph, Canada

### Emploi

1997-  
maintenant **Ingénieur de Recherche**, INRA, Rennes, France.  
*Analyse environnementale des systèmes de production agricole.*

1995-1997 **Postdoc**, INRA, Colmar, France.  
*Evaluation des impacts environnementaux des pesticides.*

1990-1994 **Chercheur**, Centre for Agrobiological Research, Wageningen, Pays-Bas.  
*Ecophysiologie du chanvre.*

1989 **Manager technique**, Pioneer Hi-Bred Pays-Bas/Belgique.  
*Evaluation agronomique des variétés de maïs.*

1981-1988 **Ingénieur de recherche**, Station de Recherche pour les Grandes Cultures, Pays-Bas.  
*Agronomie du maïs.*

### Publications 2012-2016

Pernollet F, Coelho CRV, **van der Werf HMG**, 2016. Methods to simplify diet and food life cycle inventories: accuracy versus data-collection resources. *Journal of Cleaner production*, in press. 10.1016/j.jclepro.2016.06.111

Coelho CRV, Pernollet F, **van der Werf HMG**, 2016. Environmental life cycle assessment of diets with improved omega-3 fatty acid profiles. *Plos One*, in press.

Salou T, Le Mouel C, **van der Werf H M G**, 2016. Environmental impacts of dairy system intensification: the functional unit matters! *Journal of Cleaner Production*, in press. 10.1016/j.jclepro.2016.05.019

Liao W, **van der Werf H M G**, Salmon-Monviola J, 2015. Improved environmental life cycle assessment of crop production at the catchment scale via a process-based nitrogen simulation model. *Environmental Science and Technology* 49 (18): 10790-10796. 10.1021/acs.est.5b01347

**Van der Werf H M G**, Salou T, 2015. Economic value as a functional unit for environmental labelling of food and other consumer products. *Journal of Cleaner Production* 94: 394-397. 10.1016/j.jclepro.2015.01.077

- Van der Werf H M G**, Nguyen T T H, 2015. Construction cost of plant compounds provides a physical relationship for coproduction allocation in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10.1007/s11367-015-0872-0
- Liao W, **van der Werf H M G**, Salmon-Monviola J, 2015. Improved environmental life cycle assessment of crop production at the catchment scale via a process-based nitrogen simulation model. *Environmental Science and Technology* 49: 10790–10796.
- Andrianandraina, Ventura A, Senga Kiessé T, Cazacliu B, Idir R, **van der Werf H M G**, 2015. Sensitivity Analysis of Environmental Process Modeling in a Life Cycle Context: A Case Study of Hemp Crop Production. *Journal of Industrial Ecology* 10.1111/jiec.12228
- Colomb V, Ait Amar S, Basset-Mens C, Gac A, Gaillard G, Koch P, Mousset J, Salou T, Tailleur A, **van der Werf H M G**, 2015. AGRIBALYSE®, the French LCI Database for agricultural products: high quality data for producers and environmental labelling. *Ocl*. 22 (1), D104 10.1051/ocl/20140047
- Garcia-Launay F, **van der Werf H M G**, Nguyen T T H, Le Tutour L, Dourmad J Y, 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in pig production using Life Cycle Assessment. *Livestock Science*. 161: 158-175
- Naudin C, **van der Werf H M G**, Jeuffroy M H, Corre-Hellou G, 2014. Life cycle assessment applied to pea-wheat intercrops: A new method for handling the impacts of co-products. *Journal of Cleaner Production* 73: 80-87
- Prudencio da Silva V, **van der Werf H M G**, Soares S R, Corson M S, 2014. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management* 133: 222-231
- Van der Werf H M G**, Garnett T, Corson M S, Hayashi K, Huisingh D, Cederberg C, 2014. Towards eco-efficient agriculture and food systems: theory, praxis and future challenges. *Journal of Cleaner Production* 73: 1-9
- Garrigues E, Corson M S, Angers D A, **van der Werf H M G**, Walter C, 2013. Development of a soil compaction indicator in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (7): 1316-1324
- Mungkung R, Aubin J, Prihadi T H, Slembrouck J, **van der Werf H M G**, Legendre M, 2013. Life Cycle Assessment for environmentally sustainable aquaculture management: a case study of combined aquaculture systems for carp and tilapia. *Journal of Cleaner Production* 57: 249-256
- Nguyen T T H, Corson M S., Doreau M, Eugène M, **van der Werf H M G**, 2013. Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (8): 1470-1484
- Nguyen T T H, Doreau M, Corson M S, Eugène M, Delaby L, Chesneau G, **van der Werf H M G**, 2013. Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. *Journal of Environmental Management*. 120, 127-137
- Nguyen T T H, Doreau M, Eugène M, Corson M S, Garcia-Launay F, Chesneau G, Gallard Y, **van der Werf H M G**, 2013. Effect of farming practices for greenhouse gas mitigation and subsequent alternative land use on environmental impacts of beef cattle production systems. *Animal* 7 (5): 860-869
- Van der Werf H M G**, Corson MS, Wilfart A, 2013. LCA Food 2012 - Towards sustainable food systems. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (5): 1180-1183
- Van Middelaar C E, Cederberg C, Vellinga T V, **van der Werf H M G**, de Boer I J M, 2013. Exploring variability in methods and data sensitivity in carbon footprints of feed ingredients. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (4):768-782
- Acosta-Alba I, Corson M.S, **van der Werf H M G**, Leterme P, 2012. Using reference values to assess environmental sustainability of dairy farms. *Renewable Agriculture and Food Systems* 27 (3): 217-227
- Acosta-Alba I, Lopéz-Ridaura S, **van der Werf H M G**, Leterme P, Corson M S, 2012. Exploring sustainable farming scenarios at a regional scale: An application to dairy farms in Brittany. *Journal of Cleaner Production* 28: 160-167
- Efole Ewoukem T, Aubin J, Mikolasek O, Corson M S, Eyango M T, Tchoumboue J, **van der Werf H M G**, Ombredane D, 2012. Environmental impacts of farms integrating aquaculture and agriculture in Cameroon. *Journal of Cleaner Production* 28: 208-214
- 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

- Mungkung R, Gheewala S H, Kanyarushoki C, Hospido A, **van der Werf H M G**, Poovarodom N, Bonnet S, Aubin J, Moreira M T, Feijoo G, 2012. Product carbon footprinting in Thailand: a step towards sustainable consumption and production? *Environmental Development* 3: 100-108
- Nguyen T T H, Bouvarel I, Ponchant P, **van der Werf H M G**, 2012. Using environmental constraints to formulate lowimpact poultry feeds. *Journal of Cleaner Production* 28: 215-224
- Nguyen T T H, **van der Werf H M G**, Doreau M, 2012. Life cycle assessment of three bull-fattening systems: Effect of impact categories on ranking. *Journal of Agricultural Science* 150 (6): 755-763
- Nguyen T T H, **van der Werf H M G**, Eugene M, Veysset P, Devun J, Chesneau G, Doreau M, 2012. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science* 145 (1-3): 239-251

Rapport de revue critique du rapport  
*Analyse de cycle de vie de différents produits carnés*  
*Deuxième partie : Volaille*

Hayo van der Werf,  
16, rue du Clos Laurend,  
35650 Le Rheu  
France

Le 29 août 2016

## Introduction

Ce rapport de revue critique concerne trois versions du rapport *Analyse de cycle de vie de différents produits carnés : deuxième partie : Volaille*, commandité par la société suisse Micarna SA, et réalisé par l'Institut des Sciences en Durabilité Agronomique d'Agroscope, Zürich, Suisse. La première version (15 pages) de ce rapport *Volaille* a été fourni le 28 juin 2016. Une première version du présent rapport de revue critique a été fourni le 15 juillet 2016. Une deuxième version (15 pages) de ce rapport *Volaille* a été fourni le 15 août 2016. Une deuxième version du présent rapport de revue critique a été fourni le 19 août 2016. Une troisième version (15 pages) de ce rapport *Volaille* a été fourni le 25 août 2016.

Cette revue critique a été effectuée comme une revue par un expert externe indépendant, en suivant les recommandations de la Spécification Technique ISO/TS 14071. Elle a été effectué à l'issu de l'étude et comporte une évaluation du modèle d'inventaire du cycle de vie (ICV), basée sur la description de ce modèle dans le rapport. Cette revue n'a pas comporté une analyse des feuilles de données individuelles.

Les commentaires et recommandations listés dans ce rapport de revue critique portent sur le fond de l'étude. Quelques propositions de modifications de détail, portant sur la forme du rapport, ont été transmises à Agroscope à travers une version annotée et « modifiée en suivi de modification » du rapport.

Une auto-déclaration d'indépendance et de compétences de praticien de revue est fournie en annexe de ce rapport.

Les commentaires de la revue critique sont listés ci-dessous, suivi par les réponses fournies par Martina Alig, collaboratrice Agroscope. Les réponses fournies par M. Alig qui ne sont pas suivies d'une réponse de H van der Werf sont considérées comme satisfaisantes.

<p>H van der Werf, (15/7/2016)  Page 2, partie 1.1 : <i>le commerce provenant du Réseau soja suisse, c.-à-d. 80% de soja certifié issu du marché mondial.</i> Il serait bien de dire brièvement sur quoi cette certification porte (la déforestation, le caractère OGM du soja, autre chose encore ?). Il faudra également préciser ce qu'il en est des 20% restant du soja, s'ils ne sont pas certifiés, comment sont-ils caractérisés ?</p>
<p>M Alig (15/8/2016)  Les critères du Réseau soja suisse pour la certification du soja ont été expliqués dans le texte. Une phrase sur le soja non-certifié a aussi été ajoutée.</p>
<p>H van der Werf, (15/7/2016)  Page 2, Tableau1 : Il serait bien d'inclure les deux sojas brésiliens de ecoinvent dans ce tableau. Il faudra également préciser pour le rendement quelle est la teneur d'humidité des graines. Enfin il serait bien d'inclure une ligne à propos de la quantité d'eau d'irrigation utilisée.</p>
<p>M Alig (15/8/2016)  Tableau est complété. Pas d'information était disponible sur l'irrigation.</p>
<p>H van der Werf, (15/7/2016)  Page 3, partie 1.2 : que veulent dire les acronymes SST/SRPA et BIO ?</p>
<p>M Alig (15/8/2016)  Abréviations sont maintenant expliquer dans des notes en bas du tableau.</p>
<p>H van der Werf, (15/7/2016)  Page 3, partie 1.2 : le système Optigal est comparé à deux systèmes, qui, selon les données du tableau 2, sont des systèmes moins intensifs, ayant notamment des durées d'élevage plus longues. Etant donné que dans la partie 1 du rapport, page 2, il est écrit : <i>Micarna souhaite comparer ses produits carnés aux autres produits suisses typiques en termes d'impacts environnementaux</i>, il est étonnant que le système Optigal n'ait pas été comparé également à un système de production de poulet « standard » (voir par exemple Prudencio da Silva et al., 2014), caractérisé par une durée d'élevage d'une quarantaine de jours. Un tel système d'élevage de poulet existe probablement en Suisse, et s'il n'existe pas en Suisse, des produits carnés de poulet issu d'un tel système sont probablement consommés en Suisse.</p>
<p>M Alig (15/8/2016)  Généralement, les systèmes de l'étude Alig et al. (2012) ont été utilisé comme référence. Dans cette étude il y a un système production de poulet intensif similaire à celui d'Optigal. Ce système se distingue des autres systèmes de l'étude Alig et al. (2012) dans le fait qu'on n'avait pas des données générales sur la production moyenne en Suisse à disposition, mais qu'il est basé sur les données d'un producteur spécifique. Pour ne pas être obliger à comparer la production de deux concurrents directes, on a renoncé à recalculer et utiliser le système production de poulet intensif de l'étude Alig et al. (2012) dans l'étude présente.</p>
<p>H van der Werf, (19/8/2016)  Cette réponse n'est pas satisfaisante, parce que le souhait exprimé par Micarna, qui est de</p>

comparer ses produits carnés aux autres produits suisses typiques en termes d'impacts environnementaux n'a pas été respecté, puisque les résultats du système Optigal ne sont pas comparés à un système de poulet intensif, mais seulement à deux systèmes relativement peu intensifs. Je pense que la meilleure solution serait d'inclure le système intensif de l'étude Alig et al. dans la comparaison, en mentionnant que ces données sont basées sur un producteur spécifique. Si cela n'est pas possible, il faudrait au moins mentionner dans la discussion et les conclusions qu'il n'a pas été possible de comparer les résultats d'Optigal à ceux d'un système intensif similaire, et qu'il n'a donc pas été possible de respecter complètement le souhait de Micarna de comparer ses produits carnés aux autres produits suisses typiques en termes d'impacts environnementaux.

M. Alig (25/8/2016)

Un commentaire a été ajouté au chapitre « discussion et conclusions ».

H van der Werf, (15/7/2016)

Page 5, partie 2.1 : La Figure 1 présente les impacts environnementaux pour 1 kg de soja du Danube italien et 1 kg de soja du Brésil certifié ou non. Il faudra spécifier s'il s'agit de soja à la porte de la ferme, livré à l'usine de transformation ou encore ailleurs.

M Alig (15/8/2016)

« À la porte de la ferme » ajouté dans le texte et dans la légende de la figure.

H van der Werf, (15/7/2016)

Page 6, partie 2.1 : *Le besoin en surfaces du soja du Danube est indiqué ici par des hachures car on ne disposait que de données imprécises sur les dates de semis et de récolte.* Le résultat pour les besoins en surface est surprenant. Le soja brésilien est cultivé généralement dans une succession soja – maïs – soja – maïs, où chaque hectare produit une récolte de soja et une récolte maïs au cours d'une année. Donc la production de 2,55 t de soja prend environ 6 mois, tandis que le soja du Danube produit 4,14 t en une année. Logiquement le besoin de surface devrait être plus important pour 1 kg de soja du Danube que pour 1 kg de soja brésilien.

M Alig (15/8/2016)

Selon nos données le soja du Danube produit les 4.15t dans environ 6 mois, pour ça le besoin en surface est beaucoup plus bas. Cependant il faut dire que les données sur les dates de semis et récolte n'étaient pas très claires et quelques insécurités sont restées (p.ex. on s'est doutés si quelques producteurs n'ont pas récoltés deux fois), pour ça on a mis ce résultat en hachures. Malheureusement il n'était pas possible d'obtenir des données plus claires des producteurs.

H van der Werf, (19/8/2016)

Vous avez décidé de représenter les résultats concernant les besoins en surfaces dans la Figure 1 en « hachures » puisqu'il existe des doutes sur la fiabilité des données concernant la durée réelle d'occupation des terres par le soja du Danube. Vu votre réponse cela semble une bonne décision. Puisque ces données sont peu fiables, je pense qu'il serait mieux de supprimer les résultats pour « Besoins en surfaces » des Figures 2, 3, 4 et 5 et du Tableau 5, et d'expliquer dans le texte du rapport pourquoi vous ne présentez pas ces résultats.

M Alig (15/8/2016)

Les résultats ont été enlevés des figures et tableaux du rapport.

H van der Werf, (15/7/2016)

Page 9, premier paragraphe : *En ce qui concerne la consommation en eau, une allocation*

<p><i>économique a été opérée pour les brisures de riz utilisées dans les différents systèmes (Optigal, Optigal soja du Danube et SST/SRPA) qui n'interviennent donc pas.</i> Cette phrase n'est pas claire, à quoi est-ce que l'expression « qui n'interviennent donc pas » fait-il référence ?</p>
<p>M Alig (15/8/2016)  À cause de l'allocation économique les brisures de riz étaient de peu de pois et n'ont pas influencé la consommation en eau. Phrase dans le texte est reformulé plus clair.</p>
<p>H van der Werf, (15/7/2016)  Page 9, premier paragraphe : <i>L'allocation économique de l'impact environnemental du riz se différencie de l'étude d'Alig et al. (2012), qui a employé une allocation massive.</i> Cette phrase semble suggérer une différence méthodologique en ce qui concerne la méthode d'allocation pour les brisures de riz entre cette étude et celle de Alig et al (2012). Si tel est le cas, on ne peut donc pas réellement comparer les résultats des deux systèmes Optigal à ceux des systèmes SST/SRPA et BIO. La Figure 4 montre qu'il y a un problème mais ne suffit pas, d'autant plus qu'il n'est pas clair quelle est l'unité fonctionnelle pour cette figure. Il faudra refaire des calculs comme indiqué sous le point 2 au-dessus. Si la méthodologie a bien été harmonisée, alors il n'y a pas besoin d'inclure la Figure 4, qui dans ce cas induit le lecteur en confusion.</p>
<p>M Alig (15/8/2016)  Les inventaires ont été recalculés en utilisant la même méthodologie. Figure 4 est enlevé du texte.</p>
<p>H van der Werf, (15/7/2016)  Page 14 et 15 : <i>Dans cette étude, nous avons introduit une allocation particulière pour les brisures de riz utilisées comme aliments pour animaux, car dans le système de Micarna, celles-ci sont considérées comme des «déchets» de l'industrie du riz. Sur le plan économique, l'impact environnemental de la production de riz a ainsi été attribué notamment à la denrée alimentaire «riz» et non à l'aliment pour animaux «brisures de riz». Pour traiter les systèmes de manière équivalente, les impacts environnementaux des brisures de riz dans les mélanges alimentaires du système SST/SRPA ont également été pris en compte.</i> La dernière phrase semble suggérer que pour tous les systèmes le même choix d'allocation pour les brisures de riz a été adopté. Est-ce le cas ? Cette phrase semble en contradiction avec la phrase citée sous le point 2 au-dessus.</p>
<p>M Alig (15/8/2016)  Oui, c'est le cas et maintenant expliqué dans le texte.</p>

## Références

Prudêncio da Silva .V, van der Werf H.M.G., Soares S.R., Corson M.S., 2014. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: an LCA approach. J Environmental Management 133: 222-231.

## Déclaration de revue critique

Cette déclaration de revue critique concerne une version non définitive du rapport *Analyse de cycle de vie de différents produits carnés : 2ème partie: Volaille*, fourni le 25 août 2016. Cette version du rapport dans laquelle les commentaires mentionnés ci-dessus ont été prises en compte de façon satisfaisante est maintenant en conformité avec les normes ISO 14040 et ISO 14044 et avec la spécification technique 14071.



Hayo van der Werf, le 29 août 2016

## Annex A

### Autodéclaration d'indépendance et de compétences

Je soussigné déclare par la présente:

- n'être employé ni à temps plein ni à temps partiel par le commanditaire ou le réalisateur de l'étude d'ACV
- ne pas avoir été impliqué dans la définition du champ de l'étude ni dans l'exécution de l'une quelconque des tâches liées à la réalisation de l'étude d'ACV visée, c'est-à-dire ne pas avoir fait partie de la ou des équipes de projet du commanditaire ou du réalisateur
- ne pas avoir d'intérêts personnels financiers, politiques ou autres liés aux résultats de l'étude

Mes compétences en rapport avec la revue critique visée incluent une connaissance et une maîtrise:

- de l'ISO 14040 et de l'ISO 14044
- de la méthodologie et des pratiques en matière d'ACV, en particulier dans le contexte de l'ICV (y compris la création de feuilles de données et la revue de feuilles de données, le cas échéant)
- des pratiques de revue critique
- des disciplines scientifiques pertinentes quant aux catégories d'impact importantes de l'étude
- des aspects environnementaux, techniques et autres caractéristiques de performance pertinentes du ou des systèmes de produits évalués
- de la langue employée pour l'étude

Je joins un CV ainsi qu'une liste de références pertinentes.

Je déclare que les renseignements ci-dessus sont véridiques et complets. J'informerai immédiatement toutes les parties impliquées (commanditaire de la revue critique, réalisateur de l'étude d'ACV, praticien(s) de revue), selon le cas, si la validité de l'un de ces renseignements venait à être modifiée au cours du processus de revue.

Date : le 19 août 2016

Nom : Hayo van der Werf

Signature :



# Curriculum vitae

## Hayo M.G. van der Werf

16, rue du Clos Laurend,  
35650 Le Rheu,  
France

Email : hayo.vanderwerf@rennes.inra.fr

---

Naissance: le 19 juin 1957 à Deventer, Pays-Bas.

Langues : néerlandais : langue maternelle, français et anglais : très bonne maîtrise,  
allemand : assez bonne maîtrise

### Formation

1994 **Docteur en Sciences Agronomiques et Environnementales**  
Université de Wageningen, Pays-Bas

1989 **Master of Science en écophysiologie**  
Université de Guelph, Canada

### Emploi

1997-  
maintenant **Ingénieur de Recherche**, INRA, Rennes, France.  
*Analyse environnementale des systèmes de production agricole.*

1995-1997 **Postdoc**, INRA, Colmar, France.  
*Evaluation des impacts environnementaux des pesticides.*

1990-1994 **Chercheur**, Centre for Agrobiological Research, Wageningen, Pays-Bas.  
*Ecophysiologie du chanvre.*

1989 **Manager technique**, Pioneer Hi-Bred Pays-Bas/Belgique.  
*Evaluation agronomique des variétés de maïs.*

1981-1988 **Ingénieur de recherche**, Station de Recherche pour les Grandes  
Cultures, Pays-Bas.  
*Agronomie du maïs.*

### Publications 2012-2016

Pernollet F, Coelho CRV, **van der Werf HMG**, 2016. Methods to simplify diet and food life cycle inventories: accuracy versus data-collection resources. *Journal of Cleaner production*, in press. 10.1016/j.jclepro.2016.06.111

Coelho CRV, Pernollet F, **van der Werf HMG**, 2016. Environmental life cycle assessment of diets with improved omega-3 fatty acid profiles. *Plos One*, in press.

Salou T, Le Mouel C, **van der Werf H M G**, 2016. Environmental impacts of dairy system intensification: the functional unit matters! *Journal of Cleaner Production*, in press. 10.1016/j.jclepro.2016.05.019

Liao W, **van der Werf H M G**, Salmon-Monviola J, 2015. Improved environmental life cycle assessment of crop production at the catchment scale via a process-based nitrogen simulation model. *Environmental Science and Technology* 49 (18): 10790-10796. 10.1021/acs.est.5b01347

**Van der Werf H M G**, Salou T, 2015. Economic value as a functional unit for environmental labelling of food and other consumer products. *Journal of Cleaner Production* 94: 394-397. 10.1016/j.jclepro.2015.01.077

- Van der Werf H M G**, Nguyen T T H, 2015. Construction cost of plant compounds provides a physical relationship for coproduction allocation in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10.1007/s11367-015-0872-0
- Liao W, **van der Werf H M G**, Salmon-Monviola J, 2015. Improved environmental life cycle assessment of crop production at the catchment scale via a process-based nitrogen simulation model. *Environmental Science and Technology* 49: 10790–10796.
- Andrianandraina, Ventura A, Senga Kiessé T, Cazacliu B, Idir R, **van der Werf H M G**, 2015. Sensitivity Analysis of Environmental Process Modeling in a Life Cycle Context: A Case Study of Hemp Crop Production. *Journal of Industrial Ecology* 10.1111/jiec.12228
- Colomb V, Ait Amar S, Basset-Mens C, Gac A, Gaillard G, Koch P, Mousset J, Salou T, Tailleur A, **van der Werf H M G**, 2015. AGRIBALYSE®, the French LCI Database for agricultural products: high quality data for producers and environmental labelling. *Ocl*. 22 (1), D104 10.1051/ocl/20140047
- Garcia-Launay F, **van der Werf H M G**, Nguyen T T H, Le Tutour L, Dourmad J Y, 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in pig production using Life Cycle Assessment. *Livestock Science*. 161: 158-175
- Naudin C, **van der Werf H M G**, Jeuffroy M H, Corre-Hellou G, 2014. Life cycle assessment applied to pea-wheat intercrops: A new method for handling the impacts of co-products. *Journal of Cleaner Production* 73: 80-87
- Prudencio da Silva V, **van der Werf H M G**, Soares S R, Corson M S, 2014. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management* 133: 222-231
- Van der Werf H M G**, Garnett T, Corson M S, Hayashi K, Huisingh D, Cederberg C, 2014. Towards eco-efficient agriculture and food systems: theory, praxis and future challenges. *Journal of Cleaner Production* 73: 1-9
- Garrigues E, Corson M S, Angers D A, **van der Werf H M G**, Walter C, 2013. Development of a soil compaction indicator in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (7): 1316-1324
- Mungkung R, Aubin J, Prihadi T H, Slembrouck J, **van der Werf H M G**, Legendre M, 2013. Life Cycle Assessment for environmentally sustainable aquaculture management: a case study of combined aquaculture systems for carp and tilapia. *Journal of Cleaner Production* 57: 249-256
- Nguyen T T H, Corson M S., Doreau M, Eugène M, **van der Werf H M G**, 2013. Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (8): 1470-1484
- Nguyen T T H, Doreau M, Corson M S, Eugène M, Delaby L, Chesneau G, **van der Werf H M G**, 2013. Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. *Journal of Environmental Management*. 120, 127-137
- Nguyen T T H, Doreau M, Eugène M, Corson M S, Garcia-Launay F, Chesneau G, Gallard Y, **van der Werf H M G**, 2013. Effect of farming practices for greenhouse gas mitigation and subsequent alternative land use on environmental impacts of beef cattle production systems. *Animal* 7 (5): 860-869
- Van der Werf H M G**, Corson MS, Wilfart A, 2013. LCA Food 2012 - Towards sustainable food systems. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (5): 1180-1183
- Van Middelaar C E, Cederberg C, Vellinga T V, **van der Werf H M G**, de Boer I J M, 2013. Exploring variability in methods and data sensitivity in carbon footprints of feed ingredients. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (4):768-782
- Acosta-Alba I, Corson M.S, **van der Werf H M G**, Leterme P, 2012. Using reference values to assess environmental sustainability of dairy farms. *Renewable Agriculture and Food Systems* 27 (3): 217-227
- Acosta-Alba I, Lopéz-Ridaura S, **van der Werf H M G**, Leterme P, Corson M S, 2012. Exploring sustainable farming scenarios at a regional scale: An application to dairy farms in Brittany. *Journal of Cleaner Production* 28: 160-167
- Efole Ewoukem T, Aubin J, Mikolasek O, Corson M S, Eyango M T, Tchoumboue J, **van der Werf H M G**, Ombredane D, 2012. Environmental impacts of farms integrating aquaculture and agriculture in Cameroon. *Journal of Cleaner Production* 28: 208-214
- 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

- Mungkung R, Gheewala S H, Kanyarushoki C, Hospido A, **van der Werf H M G**, Poovarodom N, Bonnet S, Aubin J, Moreira M T, Feijoo G, 2012. Product carbon footprinting in Thailand: a step towards sustainable consumption and production? *Environmental Development* 3: 100-108
- Nguyen T T H, Bouvarel I, Ponchant P, **van der Werf H M G**, 2012. Using environmental constraints to formulate lowimpact poultry feeds. *Journal of Cleaner Production* 28: 215-224
- Nguyen T T H, **van der Werf H M G**, Doreau M, 2012. Life cycle assessment of three bull-fattening systems: Effect of impact categories on ranking. *Journal of Agricultural Science* 150 (6): 755-763
- Nguyen T T H, **van der Werf H M G**, Eugene M, Veysset P, Devun J, Chesneau G, Doreau M, 2012. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science* 145 (1-3): 239-251