

Comparaison de deux méthodes d'évaluation de l'empreinte sol

Comparaison de deux méthodes d'évaluation de l'empreinte sol pour les produits et régimes alimentaires : vers une prise en compte des sols en agriculture en fonction de leur nature et de leurs usages.

Mots-clés : sol, régime alimentaire, prairie, herbe

Auteur : Thomas Maheo¹, Anne-Claire Asselin², Bastien Dallaporta³, Caroline Guinot¹, Emma André¹

¹ Interbev, Tour MATTEI, 207 rue de Bercy, TSA 21307, 75564 Paris Cedex 12

² Sayari, 6 Rue Carnot, 78112 Saint-Germain-en-Laye

³ ITAB (Institut de l'Agriculture et de l'Alimentation Biologiques), 149 Rue de Bercy, 75012 Paris

Cet article vise à analyser l'origine des différences des méthodes d'évaluation de l'empreinte sol pour les différents types de productions agricoles, animales et végétales, utilisées respectivement dans une étude française ADEME (Barbier *et al.*, 2020a, 2020b) et une étude australienne (Ridoutt *et al.*, 2020 ; Ridoutt et Garcia 2020).

Résumé :

Les surfaces agricoles utilisées pour produire notre alimentation sont des ressources limitées et à préserver tant en quantité qu'en qualité. Des études française ADEME (Barbier *et al.*, 2020a, 2020b) et australienne (Ridoutt *et al.*, 2020 ; Ridoutt et Garcia 2020) ont développé des méthodes d'évaluation de l'empreinte sol pour les différents types de productions agricoles, animales et végétales, permettant d'en déduire l'empreinte de régimes alimentaires types, français et australiens. Ces deux études apportent deux images contrastées concernant l'empreinte sol des différents types de viandes. Dans cet article, nous avons cherché à comprendre et à analyser l'origine des différences. L'étude de l'ADEME traite sans différenciation les terres agricoles ; elle fait ressortir les viandes bovine et ovine, issues d'animaux capables de digérer l'herbe et donc en grande partie de systèmes herbagers, avec l'empreinte sol la plus importante. A l'inverse, les études australiennes prennent en compte les surfaces agricoles en fonction de leur rendement potentiel en céréales ; elles ne prennent pas en compte les prairies permanentes considérée comme n'étant pas en concurrence avec l'alimentation humaine et, ainsi, font ressortir les viandes monogastriques (porc, volaille) comme les plus impactantes. La méthode de Ridoutt conduit par conséquent à une empreinte sol relativement limitée de l'élevage herbager lié à la consommation d'herbe, et plus largement des viandes de ruminants par rapport aux viandes issues d'élevage de monogastriques consommateurs de céréales et donc de terres arables. Au niveau de l'étude des régimes alimentaires des Français ou des Australiens, ces différences méthodologiques entraînent de gros écarts dans la part d'empreinte due à la viande, tous types confondus : elle est trois fois moindre dans le cas des études australiennes, à consommation identique de viande. Dans l'objectif de valoriser les surfaces de pâturages qui fournissent de nombreux services écosystémiques pour les territoires, nous recommandons donc l'utilisation de la méthodologie de Ridoutt pour le calcul de l'empreinte sol de la production agricole.

Abstract: Comparison of two methods for assessing land footprint

Agricultural land used to produce our food is a limited resource and must be preserved both in quantity and in quality. French ADEME (Barbier *et al.*, 2020a; 2020b) and Australian (Ridoutt *et al.*, 2020; Ridoutt and Garcia 2020) studies have developed methods for assessing land footprint of vegetal and animal agricultural production. We inferred the land footprint of typical French and Australian diets. These studies provide contrasting images regarding the footprint of different types of meat. In this article, we seek to understand and analyze reasons for differences. The ADEME study does not differentiate the different types of agricultural land; it brings out beef and sheep meats, produced mostly from grassland systems, with the largest footprint. Conversely, Australian studies accounts for agricultural land according to their potential yield; they do account for permanent grasslands, and therefore highlight monogastric meats (pork, poultry) as the most impacting ones. Thus, Ridoutt method leads to a relatively limited footprint of extensive livestock farming, mostly linked to grass consumption, and more broadly of ruminant meats, compared to meats from monogastric breeding that essentially feed on cereals and therefore use arable land. In terms of diets, those methodological differences lead to large differences in the meat share (all types of meat combined) of diet land footprint: it is three times less for Australian diets with a comparable meat consumption with respect to the French diet. Considering the many ecosystem services provided by grazeland, we therefore recommend the use of the Ridoutt methodology for the calculation of agricultural land footprint.

I. INTRODUCTION

I.1. Contexte

Un enjeu majeur du 21^{ème} siècle est d'assurer une alimentation suffisante et de qualité à l'ensemble de l'humanité tout en préservant la biodiversité et les ressources naturelles et en luttant contre le changement climatique. Les surfaces de terre utilisées pour les besoins humains, en particulier l'alimentation, font partie des ressources limitées sur la planète. Par ailleurs, la question des changements d'affectation des sols est, à l'échelle mondiale, un enjeu majeur pour la préservation de la biodiversité, la lutte contre le changement climatique, la préservation de la qualité des sols.

Des méthodes de type ACV (Analyse de Cycle de Vie) se sont développées pour évaluer "l'empreinte sol" de différents biens de consommation dont celle des aliments et des régimes alimentaires, pour orienter les politiques publiques et les citoyens vers une consommation plus

durable. Cette empreinte sol est fréquemment exprimée en m².an par kg de produit. Les animaux d'élevage, en tant que producteurs secondaires, ont mécaniquement (par la longueur de leur cycle de vie et par la présence de pertes entre la production photosynthétique végétale et la production de viande), une empreinte sol par kilogramme de produit plus importante que les productions végétales. Mais les animaux d'élevage sont aussi des transformateurs de cellulose et peuvent ainsi valoriser de surfaces non labourables, herbagères qui fournissent par ailleurs un ensemble de services écosystémiques.

L'objet de cet article est d'examiner différentes manières d'appréhender l'empreinte sol de l'alimentation (produits et régimes) qui intègrent ou non les surfaces non labourables dans la comptabilisation, en observant les conclusions que l'on peut en tirer sur les viandes.

I.2. Différentes façons de traiter de l'empreinte sol des aliments et des régimes

Le terme empreinte sol peut recouvrir plusieurs acceptions. Il peut s'agir d'une approche "intrinsèque" liée à la biodiversité présente sur les différents types de sols, telle qu'évoquée par différents auteurs (Asselin *et al.*, 2019; Bulle *et al.*, 2017; Chaudhary *et al.*, 2015; Chaudhary et Brooks, 2018; Huijbregts *et al.*, 2017; Knudsen *et al.*, 2017; Lindner *et al.*, 2019; Maier *et al.*, 2019; UNEP-SETAC Life Cycle Initiative, 2016; Verones *et al.*, 2020). Il peut également s'agir d'une approche anthropocentrée basée sur les "services écosystémiques" rendus par le sol aux activités humaines, comme la capacité d'approvisionnement (aliments pour l'alimentation humaine ou le bétail, production d'énergie...), la résistance à l'érosion, la filtration de l'eau, ou le renflouement des nappes phréatiques (Bos *et al.*, 2016 ; Saad, Koellner, et Margni 2013 ; UNEP-SETAC Life Cycle Initiative 2019 ; Horn et Maier, 2018). La méthode EF3 de la Commission Européenne adopte ce second point de vue en adaptant la méthode LANCA (Fazio *et al.*, 2018). Nous nous focalisons ici sur l'empreinte sol dans cette seconde acception.

Pour mener à bien nos travaux, nous avons identifié différentes études internationales traitant de l'empreinte sol. L'étude française menée par l'ADEME (Barbier *et al.*, 2020a ; 2020b) décrit précisément l'empreinte sol de l'alimentation française, en distinguant deux types de résultats : l'empreinte sol des produits alimentaires et l'empreinte sol de régimes alimentaires français. Une étude danoise indique l'évolution de l'empreinte sol totale des aliments consommés au Danemark entre 2000 et 2013 (Osei-Owusu *et al.*, 2019). Il n'est pas possible d'en extraire des régimes types, c'est pourquoi nous avons fait le choix

de ne pas l'approfondir. Une étude européenne s'intéresse à l'empreinte sol des cultures à utilisation énergétiques, sans lien avec les productions animales ni l'alimentation (Bruckner *et al.*, 2019). Enfin, deux études australiennes (Ridoutt *et al.*, 2020 ; Ridoutt et Garcia 2020) décrivent l'empreinte sol des aliments et de régimes types australiens.

Nous comparons dans la suite de ce document les études françaises et australiennes, qui ont toutes deux été réalisées en 2020 et qui proposent une évaluation de l'empreinte sol des régimes alimentaires contenant des focus sur les différentes productions animales :

- En France, il s'agit de l'étude réalisée pour le compte de l'ADEME par des représentants de CNRS-CIRED, SOLAGRO, INRAE, l'ADEME et Philabs (Barbier *et al.*, 2020a, 2020b) qui s'intéresse aux impacts de différents régimes types français dont l'empreinte sol qui est calculée en m² occupés pour produire l'alimentation. Ces calculs sont réalisés à partir des bases de données Agribalyse, Solagro (Solagro, s. d.) et CIRED.

- En Australie, nous nous basons sur les études de Ridoutt *et al.* (2020) et Ridoutt & Garcia (2020) qui s'intéressent à l'impact sol de différents aliments et du régime moyen australien ; elles différencient les m² agricoles occupés pour produire l'alimentation selon leur qualité et leur usage. Ces études proposent plusieurs façons d'évaluer l'empreinte sol, ici nous nous intéresserons à la "cropland scarcity footprint".

L'objet de cet article est donc i) de comparer les choix méthodologiques de chacune de ces études et ii) d'examiner les différences induites sur les résultats par type de viande et pour les régimes alimentaires.

II. MATERIEL ET METHODE

II.1. Comparaison des productions

Dans un premier temps, nous avons comparé les indicateurs de l'empreinte sol des productions animales. En effet, dans les deux études, une empreinte sol est calculée

pour les quatre types de production animales suivants : viande bovine, viande ovine, viande porcine et volaille. Il est important de noter dès maintenant que les méthodologies

pour calculer l'empreinte sol des deux études ne sont pas les mêmes, il n'est donc pas possible de comparer les résultats bruts entre eux.

Dans le cas de l'ADEME, pour chaque production, sont prises en compte l'ensemble des surfaces utilisées pour obtenir un kilo brut de produit. Ainsi, dans le cas des productions animales, il faut comptabiliser la surface de vie des animaux ainsi que les surfaces utilisées pour produire l'alimentation nécessaire pour produire 1 kg de poids vif ce qui recouvre les surfaces de cultures autoconsommées, de prairies et les surfaces liées aux aliments achetés. Cette méthodologie va donc, par construction, donner un meilleur score lorsque l'on utilise des terres agricoles très productives pour produire de l'aliment que lorsque l'on utilise des surfaces peu productives telles que les estives bien qu'elles ne soient pas labourables.

De son côté, l'étude de Ridoutt & Garcia (2020) ne comptabilise que les surfaces agricoles cultivables utilisées pour alimenter l'animal c'est-à-dire les cultures et les prairies temporaires sans intégrer la surface des prairies permanentes, considérée comme n'étant pas en concurrence avec l'alimentation humaine). La surface des bâtiments, n'est pas non plus intégrée car elle est considérée comme négligeable. De plus, les surfaces de productions végétales ne sont pas toutes évaluées de la même façon. Un facteur

II.2. Comparaison des régimes

Dans un second temps, nous comparerons l'application de l'empreinte sol aux régimes alimentaires français et australien présentés dans les deux études.

L'étude de Barbier *et al.* (2020a, 2020b) analyse différents types de régimes alimentaires théoriques fondés sur les observations du programme Bionutrinet, lui-même dérivé de l'étude de cohorte Nutrinet-Santé (enregistrement des consommations alimentaires de 3 journées répétés 2 fois par an pour les Français participants à cette cohorte) (Kesse-Guyot *et al.*, 2020). Les différentes catégories de régimes alimentaires comparés sont définies selon la part et la nature des protéines animales : sont ainsi distingués 3 régimes carnés avec une consommation journalière de viande de respectivement 30 g, 75 g et 170 g ; un régime pescétarien, un régime végétarien et un régime végétalien. Pour la suite de cette analyse, nous nous intéresserons aux trois régimes carnés afin d'identifier l'impact de la viande. Pour chacun de ces régimes, nous avons accès à la masse d'aliments journaliers moyens consommés, le tout réparti dans différentes catégories d'aliments.

De son côté, l'étude de Ridoutt *et al.* (2020) analyse le régime alimentaire des Australiens identifié à partir d'une étude de cohorte nationale (Australian Bureau of Statistics, 2011) pour laquelle un échantillon représentatif de la population a renseigné son alimentation lors des 24 dernières heures. Ces consommations alimentaires individuelles ont permis d'identifier le régime moyen australien (comprenant 141 g de viande par jour) et de distinguer un régime avec un fort impact sur l'empreinte sol (comprenant 196 g de viande par jour) et un régime avec un faible impact sur l'empreinte sol (comprenant 63 g de viande par jour). Ces deux dernières catégories de régimes alimentaires correspondent respectivement aux 10% des personnes étudiés ayant les impacts les plus importants et au 10% ayant les impacts les moins importants. Pour chaque régime, nous avons accès au contenu des régimes journaliers en portion par catégorie pour un adulte de 18 à

comparant la productivité potentielle de la surface à la productivité moyenne mondiale est pris en compte. Pour chaque surface, Ridoutt & Garcia (2020) utilise la donnée de production primaire nette de la végétation naturelle "NPP0" (Haberl *et al.*, 2007; Tüxen, 1956). Cela donne une empreinte sol forte aux surfaces très productives et plus faibles aux surfaces peu productives. Cette méthodologie de calcul donne donc une empreinte plus importante aux productions animales dont l'alimentation est le plus en concurrence avec l'alimentation humaine.

Ces deux méthodologies permettent chacune de calculer une empreinte sol pour un kilo de poids vif, mais d'un côté Barbier *et al.* (2020a, 2020b) proposent un résultat en m².an/kg de poids vif alors que Ridoutt & Garcia (2020) propose des résultats en m²équivalents.an/kg de poids vif. Nous comparerons donc la hiérarchisation des différentes viandes entre elles, et la part de leur empreinte dans le régime alimentaire et non les valeurs en elles-mêmes des empreintes sols calculées.

Pour faciliter la lecture, les résultats des différentes méthodologies seront normalisés par l'empreinte du bœuf. Ainsi, les empreintes sols de chaque espèce, exprimée par kilogramme de poids vif, seront décrites en pourcentage par rapport à l'empreinte sol du bœuf.

50 ans, il a été possible de calculer ses portions en masse à partir du guide national de nutrition indiquant pour chaque type d'aliment la masse d'une portion.

Pour pouvoir comparer ces régimes, nous commençons par comparer leur contenu, en particulier en termes de protéines animales et de viande plus spécifiquement afin d'identifier les différences et les points communs observables entre les régimes français et australien. Pour cela, nous comparons le pourcentage en masse (g) de chaque catégorie d'aliments dans l'assiette type. Les différentes catégories sont : les fruits, les légumes, le pain et les produits céréaliers, les légumineuses et protéines végétales, les produits laitiers, les volailles, le porc, les viandes de ruminants (agneau, mouton, veau et bœuf), les produits de la mer et les aliments dits "non essentiels" ("discretionary food" en anglais ; cela peut s'apparenter majoritairement aux aliments de snacking ou autre que les organisations de santé publique françaises regroupent comme produits gras, salés ou sucrés ainsi que l'alcool). Afin de pouvoir comparer les régimes provenant d'études différentes, des modifications ont dû être apportées. Afin d'éviter de donner une trop grande importance à la catégorie des aliments dit "non-essentiels" nous avons fait le choix de supprimer les boissons chaudes des différents régimes, celles-ci représentant en effet une part importante du régime en termes de masse mais contribuant de façon mineure à l'empreinte sol du fait de leur contenu important en eau. Notons aussi que l'eau pure n'est pas comptabilisée, mais que toutes les autres boissons (alcool, jus, sodas) le sont. Dans le cas de l'étude française, certaines catégories d'aliments ont dû être regroupées entre elles pour que celles-ci correspondent aux catégories australiennes plus larges. Dans le cas des études australiennes, les viandes transformées ont été réparties également entre les différentes viandes (porc, volaille et viande de ruminant) par manque de précisions sur le type précis des viandes dans cette sous-catégorie. Ce choix implique un biais sur la

composition exacte des régimes australien par type de viande. En revanche, l'étude australienne précise l'empreinte sol des viandes transformées, l'empreinte totale calculée pour les viandes australiennes est donc exacte.

A partir de ces régimes, les empreintes sols ne sont pas directement comparables entre elles. Nous comparerons donc pour chaque régime la part de l'empreinte sol due à la viande en fonction de la part de viande dans le régime. La part de viande dans les régimes n'étant pas la même selon les études françaises et australiennes, une règle de trois a été appliquée aux régimes australiens pour qu'ils soient comparables aux régimes français en termes de proportions de viande (Empreinte sol australienne homogénéisé de la viande = (Part de viande du régime français/Part de viande

du régime australien) * Empreinte sol australienne réelle de la viande). Ainsi les régimes français et australien à faible consommation de viande contiennent la même part de viande, et de même pour les deux autres paires de régimes. Nous pourrions donc identifier si les deux méthodes impliquent des empreintes sols de même ampleur à parts égales de viande dans le régime. Si ce n'est pas le cas, nous chercherons alors à expliquer ces différences.

Le terme de "viandes" utilisé pour la comparaison des régimes est la viande pour la consommation, par opposition au poids vif utilisé dans la comparaison des productions (section A) ; ce terme couvre l'ensemble de produits carnés : volaille, viandes de bœuf, de veau, d'agneau, de porc et autres, charcuterie.

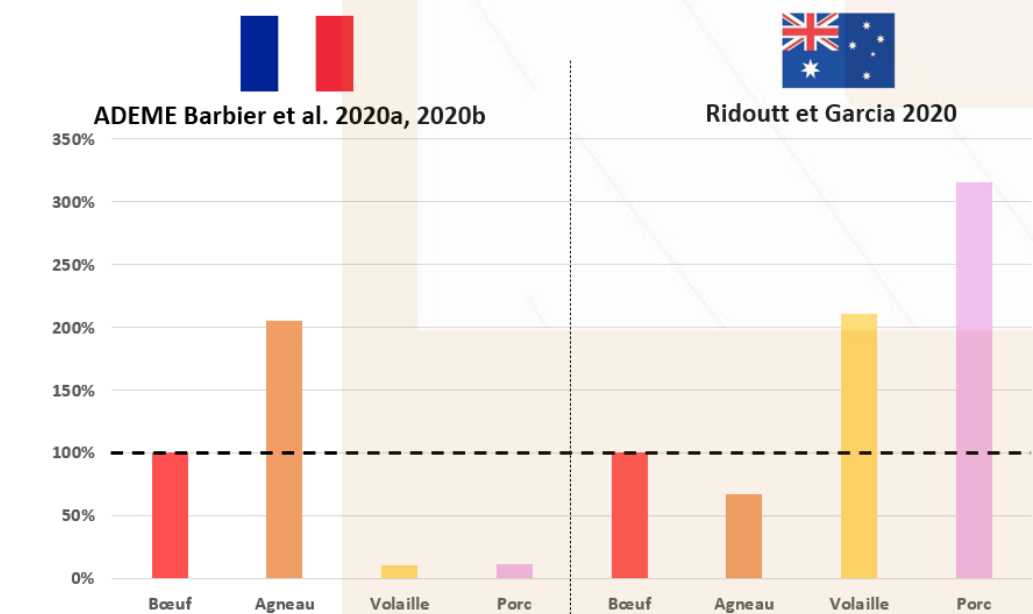
III. RESULTATS

III.1. Empreinte sol des produits carnés

La comparaison de l'empreinte sol des productions animales relative à celle du bœuf est présentée en Figure 1.

Figure 1 : Empreinte sol de différentes productions animales comparées i) en France et ii) en Australie.

Le calcul pour la France à gauche est basé sur les publications de l'ADEME (Barbier et al., 2020a, 2020b) en m².an (référence Solagro), et le calcul pour l'Australie est basé sur la publication de Ridoult & Garcia (2020) en m²eq.an. Les unités des deux études sont différentes. Pour chaque pays, les empreintes sols sont comparées à celles du bœuf, empreinte référente égale à 100%.



On observe une nette différence de hiérarchie entre les espèces en fonction de la méthodologie. Dans l'étude de l'ADEME, la volaille est la moins impactante, suivie de près par le porc. Les impacts du bœuf et de l'agneau sont bien plus importants (respectivement 5 et 10 fois plus

importantes). A l'opposé, dans le cas de l'étude de Ridoult, c'est l'agneau qui présente le moins d'impact suivi par le bœuf, la volaille et enfin le porc qui possède un impact trois fois supérieur à la viande bovine.

III.2. Empreinte sol des régimes alimentaires

Pour évaluer l'impact des deux méthodologies d'empreinte sol sur l'empreinte des régimes alimentaires français et australiens, nous avons tout d'abord comparé les

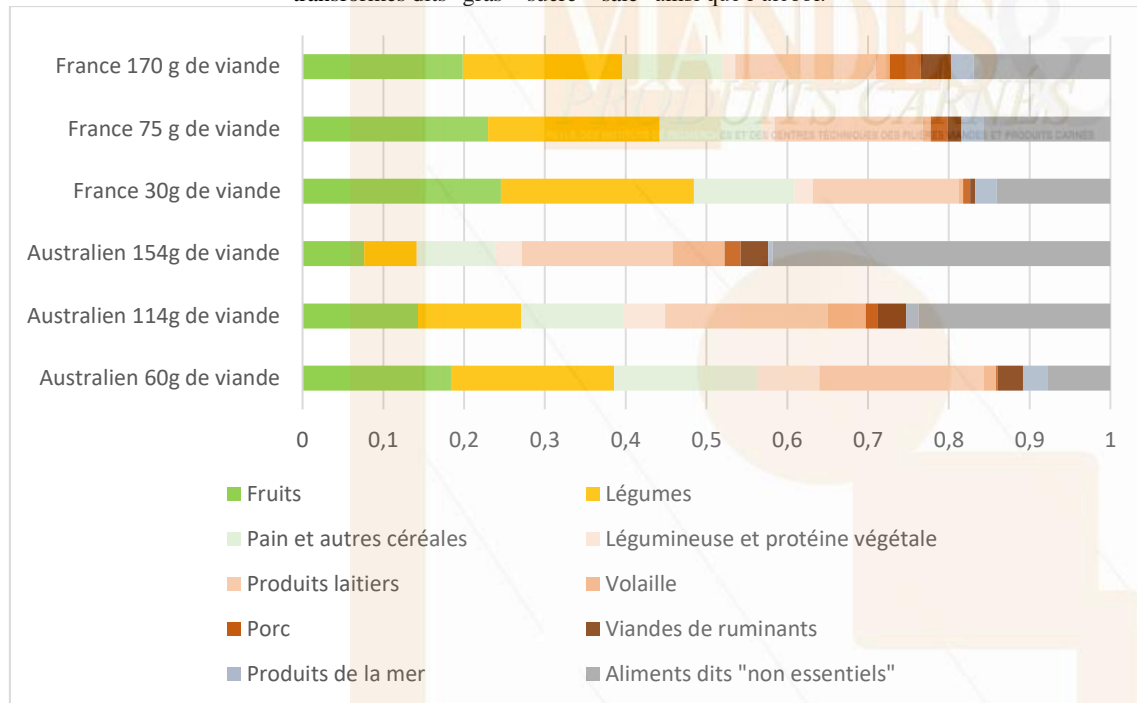
différentes catégories de régimes mentionnés précédemment.

III.2.1. Comparaison des régimes français et australien

La Figure 2 permet de comparer les régimes en connaissant la part massique de chaque type d'aliment dans l'alimentation moyenne.

Figure 2 : Composition des régimes alimentaires journaliers (en %) observés en France et en Australie, tels que décrits par Barbier *et al.*, (2020a, 2020b) pour la France et Ridoutt *et al.*, (2020) pour l'Australie.

La viande représente suivant les cas 2 à 12% du régime. Dans le cas des régimes australiens, par manque de précision, les viandes transformées ont été réparties également entre les différentes viandes. Les aliments dits "non essentiels" comprennent les aliments ultra-transformés dits "gras – sucré – salé" ainsi que l'alcool.



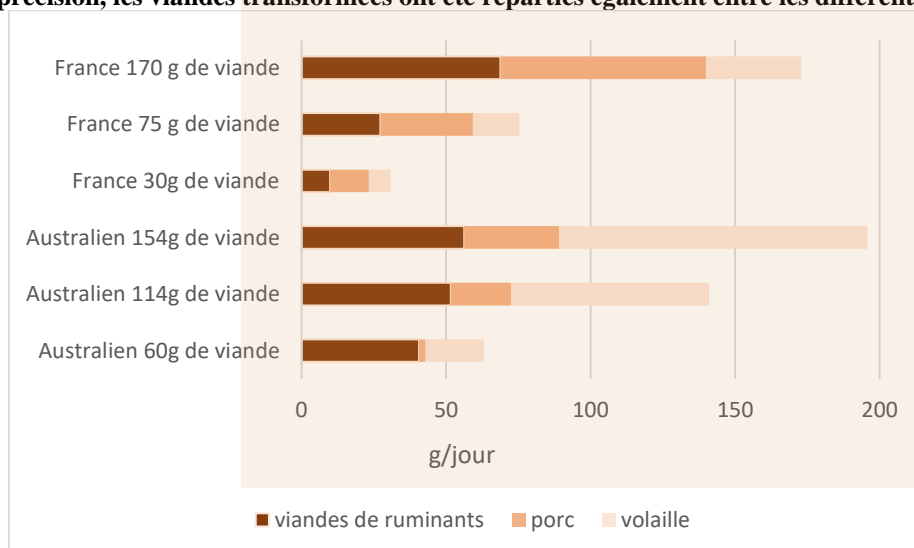
Dans les trois régimes français, on observe une faible variabilité des proportions de chaque grande catégorie d'aliments. Les régimes contenant moins de viande possèdent en contrepartie une proportion un peu plus importante de fruits et de légumes.

A l'inverse, la composition des régimes australiens se différencie davantage selon la quantité de viande consommée. Le régime avec le plus de viande comporte

aussi le plus d'aliments transformés. Les australiens consommant peu de viande consomment plus de fruits et légumes et moins d'aliments dits "non essentiels" : leur alimentation se rapproche en ce sens du régime français.

Nous nous sommes intéressés de façon plus détaillée à la consommation de viande, et avons analysé la composition massique de trois catégories de viande pour les différents régimes (Figure 3).

Figure 3 : Types et quantités (g/j) de viandes consommées quotidiennement dans les régimes français et australiens. La "viande de ruminants" regroupe le bœuf, le veau, le mouton et l'agneau. Dans le cas des régimes australiens, par manque de précision, les viandes transformées ont été réparties également entre les différentes viandes.



Dans l'étude française, les deux catégories de viandes les plus consommées sont le porc (y compris la charcuterie) et la viande de ruminants ; la volaille étant, dans les trois cas, moins consommée. Dans le cas des deux premiers régimes, le ratio entre les viandes est proche de 40% de viande de ruminants, 40% de porc (y compris la charcuterie) et 20% de volaille. Dans le troisième cas, on observe une moindre part de viande de ruminants consommée (environ 32%) au profit du porc.

Dans l'étude australienne, la consommation des différentes catégories de viandes varie beaucoup d'un

régime à l'autre. Dans le régime comportant une part importante de viandes, la volaille est majoritairement consommée avec 55% suivi par les viandes de ruminants à 29% et le porc à 17%. Au contraire, dans le cas du régime comportant le moins de viande, la viande de ruminants est majoritaire à 64% de la consommation, 32% pour la volaille et 4% pour le porc. Entre ces deux régimes, la consommation de viande de ruminants diminue peu (elle passe de 56g/jour à 40 g/jour).

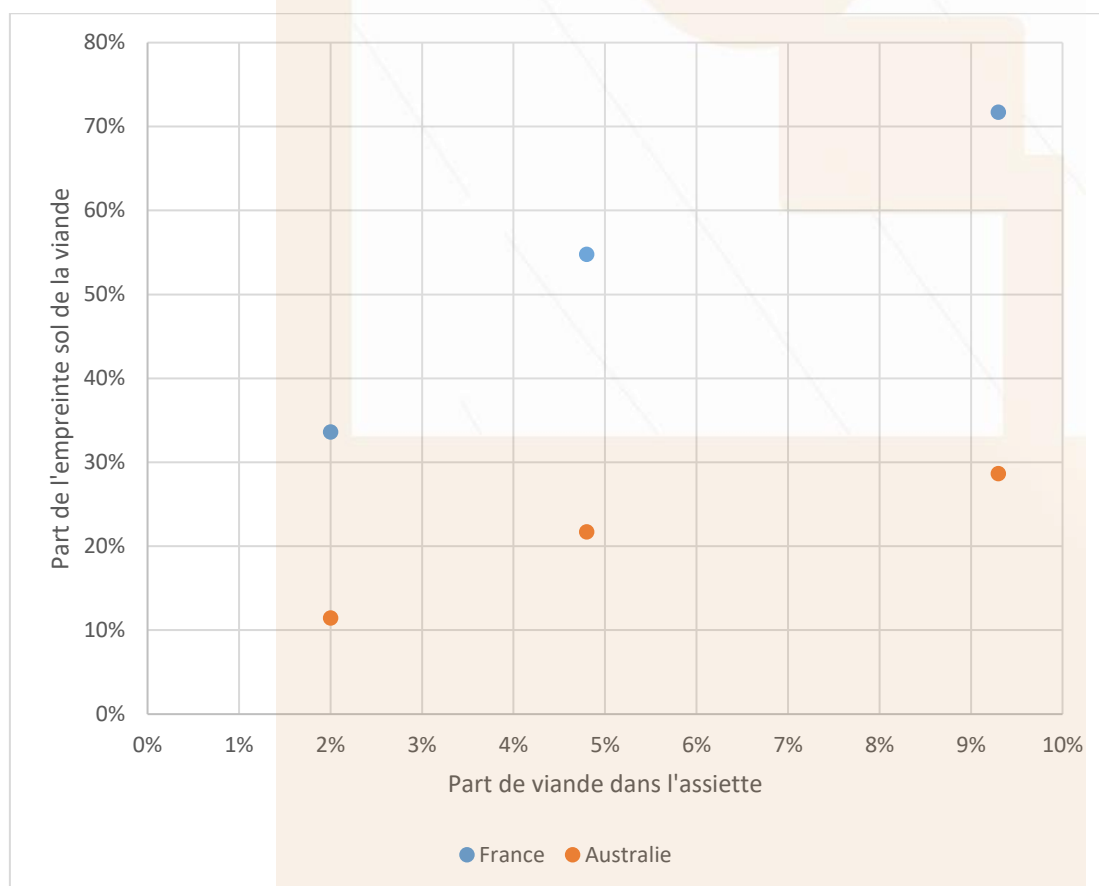
III.2.2. Comparaison des empreintes sols

De façon générale, bien que l'on observe des différences entre les régimes australiens et français, il est possible d'identifier des régimes avec une consommation de viande

faible, moyenne ou importante. Nous avons comparé les calculs d'empreinte sol appliqués à ces régimes. (Figure 4).

Figure 4 : Part de l'empreinte sol due à la viande selon la part de viande du régime, selon deux modalités de calcul de l'empreinte sol : méthode Barbier *et al.* pour le régime français et méthode Ridoutt *et al.*, pour le régime australien.

En abscisse, figure la part de viande dans le régime en %, et en ordonnée, la part de l'empreinte sol due à la viande dans le total de l'empreinte sol du régime (%). La part de viande dans les régimes australiens a été homogénéisée avec la part de viande dans les régimes français par extrapolation linéaire, afin de comparer des régimes avec la même proportion de viande qu'en France.



La Figure 4 montre que l'empreinte sol de la viande pour les régimes français est beaucoup plus importante que celle des régimes australiens. (+20 à +40% d'empreinte sol en plus allouée à la viande). Rappelons que dans le cas des régimes avec peu de viande, les régimes australiens et

français sont similaires, leur part d'empreinte sol devrait donc être proches.

Cela montre que les choix méthodologiques ont un impact majeur sur les résultats.

IV. DISCUSSION

IV.1. Discussion des résultats

IV.1.2. Deux pays différents

Les systèmes de production et les régimes comparés ne sont pas exactement les mêmes. En France et en Australie les pratiques agricoles, les pratiques d'élevage et le climat sont différents. Nous n'avons pas analysé dans le détail ces différences de pratiques. En revanche, nous avons comparé les régimes alimentaires moyens des différents types

IV.1.2. Prise en compte des prairies permanentes

Le choix de méthodologie est très important pour évaluer l'empreinte sol. En effet en choisissant celle proposée par l'ADEME, on favorise les productions les plus intensives sans toujours prendre en compte les réalités agronomiques et topographiques. Il semble difficile de justifier une prise en compte similaire d'un hectare d'estive où il serait impossible de produire autre chose que de l'herbe, un hectare de piémont où l'on pourrait éventuellement semer autre chose que de l'herbe mais avec des effets négatifs sur les sols et avec une productivité limitée et un hectare de la Beauce très fertile et à fort potentiel de productivité. Au contraire, la méthode de Ridoutt & Garcia (2020) permet de faire une distinction entre les possibles usages de différentes surfaces. Elle permet également, pour les terres arables, de les caractériser suivant leur productivité : leur potentiel de production varie par exemple de 1.1 à 1.9 m²eq.an/m².an dans le sud de l'Australie (valeurs moyennes par régions, suivant Ridoutt *et al.*, 2014).

Cette méthode oriente vers une alimentation qui valorise l'herbe des surfaces qui ne sont pas concurrence avec

IV.2. Empreinte sol et ACV

En France, il existe deux méthodes de calcul de l'empreinte sol. La première, présentée dans le détail ici, est la méthode de l'ADEME Barbier *et al.* (2020a, 2020b). La seconde est celle de l'ACV : les inventaires ICV, en particulier ceux d'Agribalyse (Koch & Salou, 2020), contiennent des données d'occupation des terres suivant leur type (prairies, cultures annuelles, cultures pérennes). On applique à ces inventaires une méthode d'impact ; la méthode recommandée est la méthode européenne EF3 (Fazio *et al.*, 2018).

Pour l'empreinte sol, la méthode EF3 est adaptée de la méthode LANCA (Bos *et al.*, 2016). Les facteurs de caractérisation (tels que mentionnés dans SIMAPRO version 9.1.1.7) sont les suivants :

- En général, 50,2 Pt¹/m².an pour les cultures annuelles,
- En général, 35 Pt/m².an pour les prairies,
- 54 Pt/m².an pour les "prairies de pâture" ("grassland for livestock grazing")

Cette caractérisation par la méthode LANCA des chiffres français ne permet pas d'inverser la tendance montrée dans la Figure 1, elle pourrait au contraire

d'animaux, qui semblaient proches de ceux connus en France. Compte tenu de cette observation, les différences de pratiques entre les deux pays ne nous semblent pas pouvoir justifier à elles seules la différence d'image contrastée de la Figure 1.

l'alimentation humaine, et permet ainsi de restituer une image plus nuancée de la compétition entre alimentation animale et alimentation humaine ("feed/food competition"), comme présentée au plan mondial par Mottet *et al.* (2017).

La prise en compte ou non des prairies permanentes entraîne un bouleversement de la hiérarchie des impacts des différents types de viandes. Il est donc indispensable de faire un choix explicite avant d'interpréter que dans certains cas la viande puisse être à l'origine de 70% des impacts d'empreinte sol, alors qu'avec un autre type de méthodologie, la part allouée à la viande serait uniquement de 30% pour une même consommation.

La méthodologie de Ridoutt & Garcia (2020) permet de ne pas comptabiliser comme concurrentes les surfaces de prairies permanentes qui sont source de nombreux services écosystémiques, la nature et l'importance de ces services variant selon les pratiques. Cette méthode permet aussi de mettre en avant d'autres aliments à limiter, en particulier les aliments dits "non essentiels".

l'accentuer avec la valeur "grassland for livestock grazing" (54Pt/m².an).

La méthode LANCA adaptée dans EF3 ne permet donc pas de différencier les pratiques agricoles. Par ailleurs, l'équi-pondération de quatre sous-indicateurs très différents (régulation de l'érosion, filtration mécanique, régénération de l'eau souterraine et production biotique) comporte un jugement de valeur implicite qui ne semble pas, à notre connaissance, justifié scientifiquement.

Il existe également, comme nous l'avons mentionné, d'autres approches pour évaluer l'empreinte des sols, avec une perspective "intrinsèque" d'évaluation de la richesse de biodiversité liée à l'occupation de ceux-ci. En dehors de la méthode EF3, cette perspective est celle qui est généralement retenue dans les méthodes ACV, dont ReCiPe 2016 (Huijbregts *et al.*, 2017), Impact World+ (Bulle *et al.*, 2017) et LC Impact (Verones *et al.*, 2020), pour citer les plus récentes. Ces méthodes pénalisent en général les cultures par rapport aux prairies, du fait de la présence de biodiversité plus importante sur ces dernières. Ridoutt et Garcia 2020 calculent également l'empreinte biodiversité des différentes productions et font le même constat.

¹ La méthode LANCA mesure l'impact du type d'utilisation des terres sur la qualité des sols, l'unité utilisée est le point (Pt) : plus le nombre de points

est élevé, plus l'utilisation des terres a un impact négatif sur la qualité des sols.

IV.3. Prise en compte des services écosystémiques rendus par les prairies dans l'évaluation environnementale

En France, les surfaces toujours en herbe (STH) représentent 9,64 millions d'hectares (composées de 7,2 Mha de prairies permanentes et 2,44 Mha de parcours, landes et alpages) - données provisoires du Recensement Agricole 2020. La STH constitue ainsi 15% du territoire national.

De très nombreuses publications font référence aux services rendus par les prairies et tentent de les quantifier voire d'en évaluer la valeur monétaire pour les préserver alors que leur surface diminue régulièrement depuis 1980.

En effet, outre leur usage fourrager, énergétique et protéique essentiel aux systèmes d'élevages, ces prairies sont au cœur des débats sur la multifonctionnalité de l'agriculture. Elles contribuent à l'identité paysagère des territoires et la diversité des couverts prairiaux correspond à un grand nombre d'habitats qui accueillent une importante

IV.4. Deux approches distinctes

Nous avons mis en évidence deux niveaux/modes de raisonnement très différents pour l'empreinte sol.

L'empreinte sol "simple", en m².an, est intéressante pour arbitrer entre les différents secteurs utilisant les sols : l'alimentation d'une part, versus d'autres usages possibles des surfaces pour satisfaire les besoins anthropiques, en particulier la forêt (bois pour la construction, bois énergie et biodiversité associée ...). Dans cette première approche, les sols agricoles (prairies et terres arables) sont en compétition avec la forêt. Cette vision permet par exemple d'arbitrer entre agriculture et production de bois. Elle doit toutefois être complétée d'une évaluation des avantages et

IV.5. Perspectives de recherche

Services rendus par les sols agricoles

La vision de l'empreinte sol telle que développée par Ridoutt & Garcia (2020) apporte une image plus fidèle des ressources potentielles que le sol peut apporter à l'homme pour la fourniture du service de "production agricole". Il serait important d'étudier plus finement ce mode de calcul et sa mise en application aux données françaises, avec une spatialisation fine des territoires, à partir des valeurs des données NPP0 disponibles dans les SIG.

Cet indicateur couvrirait un des services écosystémiques rendu par le sol, à savoir la "production agricole", proche d'un des quatre sous-indicateurs de LANCA, la "production biotique". Afin de couvrir les autres services identifiés dans l'indicateur LANCA, à savoir la résistance à l'érosion et la régénération des ressources en eau, nous suggérons des indicateurs distincts, non associés au premier : ces indicateurs pourraient s'appuyer sur les développements de LANCA, avec une granulométrie plus fine, qui permettrait une distinction spatiale et des pratiques agricoles, ou bien être évalués hors ACV.

V. CONCLUSION

La comparaison de ces méthodes d'évaluation de l'empreinte sol nous permet de mettre en évidence l'importance des choix méthodologiques. En fonction de la

diversité d'espèces végétales, animales et de micro-organismes. Par ailleurs, même si elles sont variables selon les années et les types de sols, des valeurs de stockage de carbone de 200 kg à 700 kg C par hectare et par an sont communément admises (Carrere *et al.*, 2020).

En vertu de ces multiples services, ces surfaces toujours en herbe font l'objet de politiques publiques et mesures de préservation spécifiques : Natura 2000, maintien des prairies dans le cadre de l'éco-conditionnalité/paiement vert, ICHN (indemnité compensatoire de handicaps naturels).

Comme nous l'avons présenté ci-dessus, les systèmes herbagés produisant des services reconnus ne sont pas valorisés par les méthodes habituellement utilisées en France (Barbier *et al.*, 2020a et 2020b) et la méthode ACV européenne EF3 (Fazio *et al.*, 2018),

inconvenients des alternatives sur l'ensemble des critères environnementaux. Ainsi par exemple, une terre exploitée soit en prairie, soit en forêt apporte des services écosystémiques qui doivent être évalués dans leur ensemble (biodiversité, stockage de carbone...).

L'empreinte "sol agricoles" évalue la productivité agricole des sols, et traduit l'efficacité d'utilisation de la ressource agricole. Avec ce second calcul, la prairie permanente, qui représente 36% SAU nationale, est valorisée comme nulle. Ce second calcul met en valeur l'atout important des herbivores qui sont les seuls à pouvoir valoriser ces territoires.

Empreinte biodiversité liée à l'occupation du sol- une vision intrinsèque

Cette deuxième vision est également mal couverte en ACV. Comme mentionné en introduction, des développements récents permettent de calculer l'empreinte biodiversité de différents types d'occupation des sols, et de prendre en compte des facteurs de caractérisation spatialisés. C'est le cas de la méthode recommandée par UNEP-SETAC (Chaudhary *et al.*, 2015 ; UNEP-SETAC Life Cycle Initiative, 2016). Des développements plus récents encore distinguent l'empreinte biodiversité des sols suivant les pratiques (Maier, Lindner, et Francisco 2019 ; Lindner *et al.*, 2019 ; Chaudhary et Brooks 2018 ; Knudsen *et al.*, 2017 ; Asselin *et al.*, 2019). Ces méthodes, croisant plusieurs disciplines (écologie, agronomie, ACV) restent cependant à conforter. Contrairement à l'empreinte sol, elles apportent une vision intrinsèque de l'utilisation des sols sur la biodiversité.

méthode choisie, les résultats peuvent fortement varier. Concernant l'empreinte sol des productions animales (viande) comme celle des régimes, nous soulignons en effet

les images contrastées produites par les méthodes de Barbier *et al.* (2020a, 2020b) et de Ridoult & Garcia (2020). L'impact de l'utilisation des sols sous la forme d'une "empreinte biodiversité" reste également à consolider.

Au-delà de l'aspect purement scientifique, nous soulignons les conséquences de cette métrique d'empreinte

sol sur les choix politiques et l'information qui peut être donnée aux consommateurs. Dans un cas, les viandes issues des productions herbagères sont dévalorisées au profit de productions beaucoup plus intensives et de systèmes hors-sol, dans l'autre cas, les viandes qui sont issues de ces systèmes herbagers apparaissent avec l'empreinte sol la plus faible de toutes les viandes.

Remerciements

Nous remercions Brad Ridoult (CSIRO, Melbourne, Australie), Veronique Droulez (Meat & livestock Australia), Emma André (INTERBEV) et Christelle Duchêne (INTERBEV) pour leurs éclairages.

Références

Asselin, A., Rabaud, S., Catalan, C., Leveque, B., L'Haridon, J., Martz, P., & Neveux, G. (2019). Product Biodiversity Footprint – A novel approach to compare the impact of products on biodiversity combining Life Cycle Assessment and Ecology. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119262>

Australian Bureau of Statistics. (2011). Australian Health Survey: Nutrition First Results—Foods and Nutrients Provides a snapshot of food and nutrient consumption. Analysis and datacubes include average consumption and proportion derived from each food group. <https://www.abs.gov.au/statistics/health/health-conditions-and-risks/australian-health-survey-nutrition-first-results-foods-and-nutrients/latest-release>

Barbier, C., Couturier, C., Dumas, P., Kesse-Guyot, E., & Pharabod, C. (2020a). Empreintes sol, énergie et carbone de l'alimentation—Partie 1—Empreintes de régimes alimentaires selon les parts de protéines végétales et animales. ADEME.

Barbier, C., Couturier, C., Dumas, P., Kesse-Guyot, E., & Pharabod, C. (2020b). Empreintes sol, énergie et carbone de l'alimentation—Partie 2—Empreintes des importations agricoles et alimentaires françaises. ADEME.

Bos, U., Horn, R., Beck, T., Lindner, J. P., & Fischer, M. (2016). LANCA ® Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. 166.

Bruckner, M., Häyhä, T., Giljum, S., Maus, V., Fischer, G., Tramberend, S., & Börner, J. (2019). Quantifying the global cropland footprint of the European Union's non-food bioeconomy. *Environmental Research Letters*, 14(4), 045011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab07f5>

Bulle, C., Margni, M., Kashef-Haghighi, S., Boulay, A.-M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, X. V. A., Fantke, P., Hauschild, M. Z., Henderson, A. D., Humbert, S., Kounina, A., Laurent, A., Lévasseur, A., Liard, G., Patouillard, L., Rosenbaum, R. K., Roy, P. O., Shaked, S., & Jolliet, O. (2017). IMPACT World+: A globally regionalized life cycle impact assessment method. *International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>

Chaudhary, A., & Brooks, T. M. (2018). Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science & Technology*, April. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>

Chaudhary, A., Verones, F., De Baan, L., & Hellweg, S. (2015). Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity : Combining Species-Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science and Technology*, 49(16), 9987-9995. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02507>

Fazio, S., Castellani, V., Sala, S., Schau, E., Secchi, M., Zampori, L., & Diaconu E. (2018). JRC Technical reports. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment method. New models and differences with ILCD Contents. In European Commission. <https://doi.org/10.2760/671368>

Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W., & Fischer-Kowalski, M. (2007). Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(31), 12942-12947. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704243104>

Horn, R., & Maier, S. D. (2018). LANCA®—Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment—Version 2.5. <http://publica.fraunhofer.de/documents/N-379310.html>

Huijbregts, M., Steinmann, Z., Elshout, P., Stam, G., Verones, F., Viera, M., Hollander, A., Zijp, M., & van Zelm, R. (2017). ReCiPe 2016—A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization (p. 194).

Kesse-guyot, E., Chaltiel, D., Allès, B., Pointereau, P., Rebouillat, P., Lairon, D., Vidal, R., Mariotti, F., Egnell, M., Touvier, M., & al. et. (2020). Sustainable values of the 2017 French food-based dietary Guidelines: Findings from the BioNutriNet project. *Proceedings of the Nutrition Society*, 79(OCE2), E178. <https://doi.org/10.1017/S0029665120001263>

Knudsen, M. T., Hermansen, J. E., Cederberg, C., Herzog, F., Vale, J., Jeanneret, P., Sarthou, J. P., Friedel, J. K., Balázs, K., Fjellstad, W., Kainz, M., Wolfrum, S., & Dennis, P. (2017). Characterization factors for land use impacts on biodiversity in life cycle assessment based on direct measures of plant species richness in European farmland in the 'Temperate Broadleaf and Mixed Forest' biome. *Science of the Total Environment*, 580 (December), 358-366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.172>

Koch, P., & Salou, T. (2020). AGRIBALYSE® : Rapport Méthodologique- Volet Agriculture- Version 3.0 ; version initiale v1.0 ; 2014. ADEME.

- Lindner, J. P., Fehrenbach, H., Winter, L., Bischoff, M., Bloemer, J., & Knuepffer, E. (2019). Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability*, 11(20), 5628. <https://doi.org/10.3390/su11205628>
- Maier, S. D., Lindner, J. P., & Francisco, J. (2019). Conceptual Framework for Biodiversity Assessments in Global Value Chains. *Sustainability*, 11(7). <https://doi.org/10.3390/su11071841>
- Mottet, A., Haan, C. de, Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C., & Gerber, P. (2017). Livestock : On our plates or eating at our table ? A new analysis of the feed/food debate. *Global Food Security*, 14, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2017.01.001>
- Osei-Owusu, A. K., Kastner, T., Ruiters, H. de, Thomsen, M., & Caro, D. (2019). The global cropland footprint of Denmark's food supply 2000–2013. *Global Environmental Change*, 58, 101978. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.101978>
- Ridoutt, B., Anastasiou, K., Baird, D., Garcia, J. N., & Hendrie, G. (2020). Cropland Footprints of Australian Dietary Choices. *Nutrients*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/nu12051212>
- Ridoutt, B. G., Page, G., Opie, K., Huang, J., & Bellotti, W. (2014). Carbon, water and land use footprints of beef cattle production systems in southern Australia. *Journal of Cleaner Production*, 73, 24-30. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.012>
- Ridoutt, B., & Garcia, J. N. (2020). Cropland footprints from the perspective of productive land scarcity, malnutrition-related health impacts and biodiversity loss. *Journal of Cleaner Production*, 260, 121150. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121150>
- Saad, R., Koellner, T., & Margni, M. (2013). Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification : A spatial approach for a global scale level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1253-1264. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0577-1>
- Solagro. (s. d.). Base de données Dialecte. <http://dialecte.solagro.org/>
- Tüxen, R. (1956). Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie*, 13, 5-42.
- UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. (2016). *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators—Volume 1* (p. 166).
- UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. (2019). *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators—Volume 2* (p. 166).
- Verones, F., Hellweg, S., Antón, A., Azevedo, L. B., Chaudhary, A., Cosme, N., Cucurachi, S., de Baan, L., Dong, Y., Fantke, P., Golsteijn, L., Hauschild, M., Heijungs, R., Jolliet, O., Juraske, R., Larsen, H., Laurent, A., Mutel, C. L., Margni, M., ... Huijbregts, M. A. J. (2020). LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. *Journal of Industrial Ecology*, 24(6), 1201-1219. <https://doi.org/10.1111/jiec.13018>

Annexes :

Annexe 1 : Composition en viande des différents régimes étudiés

Régime	Consommation journalière de viande	Consommation journalière de viande de ruminants	Consommation journalière de volaille	Consommation journalière de porc	Consommation journalière de viande transformée	Part de viande dans le régime	Part de viande de ruminants	Part de volaille	Part de porc	Part de viande transformée
	g	g	g	g	g	%	%	%	%	%
Australien 63g	63	39,65	19,20	1,30	2,89	4,86%	3,05%	1,48%	0,10%	0,22%
Australien 141g	141	42,78	59,50	11,99	26,70	9,68%	2,95%	4,10%	0,83%	1,79%
Australien 196g	196	42,25	92,80	18,85	41,98	11,86%	2,56%	5,62%	1,17%	2,51%
Australien homogénéisé 2%	26	16,32	7,90	0,53	1,19	2,00%	1,26%	0,61%	0,04%	0,09%
Australien homogénéisé 4,8%	70	21,21	29,50	5,95	13,24	4,80%	1,46%	2,03%	0,41%	0,89%
Australien homogénéisé 9,3%	154	33,13	72,77	14,78	32,92	9,30%	2,01%	4,41%	0,92%	1,97%
ADEME 30g viande ¹	30	9,82	7,52	13,50		2,00%	0,60%	0,50%	0,90%	
ADEME 75g viande ¹	75	27,25	15,98	32,08		4,80%	1,70%	1,00%	2,00%	
ADEME 170 g viande ¹	170	68,81	32,89	71,20		9,30%	3,70%	1,80%	3,80%	

Annexe 2 : Empreinte sol des différents régimes étudiés

Régime	Empreinte sol totale		Empreinte sol liée à la consommation de viande		Part de l'empreinte sol liée à la viande	Empreinte sol liée à la consommation de viande de ruminants		Part de l'empreinte sol liée à la viande de ruminants	Empreinte sol liée à la consommation de volaille		Part de l'empreinte sol liée à la volaille	Empreinte sol liée à la consommation de porc		Part de l'empreinte sol liée au porc	Empreinte sol liée à la consommation de viande transformée		Part de l'empreinte sol liée à la viande transformée
	m2/an	m2eq/an	m2/an	m2eq/an		%	m2/an		m2eq/an	%		m2/an	m2eq/an		%	m2/an	
Australien 60g		1536		367	24%		220	14%		102	7%		8	1%		37	2%
Australien 114g		2701		970	36%		238	9%		316	12%		78	3%		338	13%
Australien 154g		4077		1382	34%		235	6%		493	12%		123	3%		531	13%
Australien homogénéisé 2%		1320		151	11%		91	7%		42	3%		3	0%		15	1%
Australien homogénéisé 4,8%		2212		481	22%		118	5%		157	7%		39	2%		167	8%
Australien homogénéisé 9,3%		3779		1083	29%		184	5%		386	10%		97	3%		416	11%
ADEME 30g viande ¹	1862		626		34%	510		27%	35		2%	81		4%			
ADEME 75g viande ¹	2850		1561		55%	1311		46%	74		3%	176		6%			
ADEME 170 g viande ¹	5218		3742		72%	3213		62%	158		3%	371		7%			