

METHODE BVI APPLIQUEE A AGRIBALYSE

Application de la méthode de
l'indicateur de biodiversité BVI à
la base de données Agribalyse

RAPPORT FINAL



EXPERTISE

Mars
2021

Remerciements

Vincent Colomb (ADEME)
Valérie To (MTECT)
Arnaud Hélias (INRAE)
Melissa Cornelus (INRAE)
Pierre Chatelon (OFB)
Pascal DAGRAS (MTECT)
Lisa CHÊNERIE (MTECT)

CITATION DE CE RAPPORT

LINDNER Jan Paul, BOCHUM UNIV. APPL. SCI., KOCH Peter, ECOLYSIS, FEHRENBACH Horst, BUERCK Silvana, IFEU. 2022. **Application de la méthode de l'indicateur de biodiversité BVI à Agribalyse**. 65 pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne <https://librairie.ademe.fr/> et www.agribalyse.fr

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

Ce document est diffusé par l'ADEME

ADEME

20, avenue du Grésillé

BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01 | France

Coordination des projets de l'ADEME : COLOMB Vincent

Direction/Service : Service Forêt, Alimentation, Bioéconomie - Angers

SOMMAIRE

RÉSUMÉ.....	4
1. CONTEXTE DU PROJET	5
1.1. Agribalyse.....	5
1.2. Évaluation de l'impact sur la biodiversité en ACV.....	5
1.3. Méthode BVI.....	7
1.4. Objectif du projet.....	7
2. ÉTAPES DU PROJET.....	8
2.1. Simplification de la méthode BVI.....	8
2.2. Extraction des données d'Agribalyse/Ecoinvent.....	9
2.3. Caractérisation des processus unitaires d'affectation des sols pertinents	10
2.4. Calcul des facteurs d'écorégion.....	15
2.5. Agrégation des impacts des processus unitaires en impacts du jeu de données.....	16
2.6. Livrables	17
3. RESULTATS	18
3.1. Généralités.....	18
3.2. Comparaison entre les processus unitaires.....	19
3.3. Comparaison entre les processus agricoles et les autres processus unitaires	28
3.4. Comparaison entre les groupes d'aliments.....	28
3.5. Comparaison entre les produits alimentaires biologiques et conventionnels.....	37
3.5.1. Comparaison au niveau des processus unitaires	38
3.5.2. Comparaison au niveau des produits.....	41
4. DISCUSSION.....	46
4.1. Avantages de la méthode BVI par rapport aux autres méthodes d'évaluation de l'ICV sur la biodiversité	46
4.2. Inconvénients de la méthode BVI par rapport aux autres méthodes d'évaluation de l'ICV sur la biodiversité.....	47
4.3. Recommandations pour la recherche et le développement futurs.....	49
5. REMARQUES FINALES.....	50
REFERENCES.....	51
INDEX DES TABLEAUX ET DES FIGURES.....	54
ABREVIATIONS ET ACRONYMES.....	56
ANNEXES.....	57

RÉSUMÉ

La biodiversité est depuis longtemps à l'ordre du jour de la communauté scientifique de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). Certaines pressions environnementales sur la biodiversité sont bien traitées par l'ACV depuis longtemps (exemples : changement climatique, eutrophisation, etc.), mais l'effet direct des pratiques de production sur la « biodiversité locale » reste largement méconnu. Des études de cas ont été réalisées et publiées avec diverses méthodes d'évaluation des inventaires de cycle de vie sur la biodiversité, mais aucune méthode ne fait aujourd'hui référence dans les logiciels et les bases de données. Le projet « BVI appliquée à Agribalyse », s'il ne résout pas le problème à lui seul, fait progresser l'état de l'art.

La base de données Agribalyse (parfois abrégée par AGB) est la base de données française d'ACV faisant autorité pour les produits alimentaires. Afin de progresser dans la meilleure prise en compte de la biodiversité dans le cadre ACV, l'ADEME a soutenu les partenaires du projet pour explorer la mise en œuvre de la méthode de l'indicateur de biodiversité (BVI) sur Agribalyse et pour calculer des indicateurs de biodiversité pour près de 2700 produits alimentaires.

La méthode BVI de Lindner et al. (2019) utilise une échelle de naturalité issue de Fehrenbach et al. (2015) dans un cadre de calcul de Lindner (2016). Elle est ouvertement normative en ce qui concerne l'évaluation des écosystèmes et relie le calcul de la valeur aux paramètres de fonctionnement des processus d'utilisation des terres (par exemple, la quantité d'engrais utilisée sur un champ de blé). La méthode a été simplifiée pour fonctionner avec les données limitées des jeux de données Agribalyse. Lorsqu'aucun paramètre de fonctionnement n'est disponible, les processus sont catégorisés (en utilisant le flux d'occupation des terres principal) et une valeur leur est attribuée en fonction de la catégorie.

L'endroit sur la planète où se trouve le processus fait également une différence pour son évaluation. La méthode BVI utilise des facteurs d'écorégion pour pondérer les processus des différentes écorégions du WWF les uns par rapport aux autres. Cependant, les données sur la production et le commerce sont principalement disponibles au niveau national et les écorégions ne correspondent pas aux pays. Dans le projet BVI appliquée à Agribalyse, des facteurs de localisation nouveaux et affinés sont définis, traduisant plus précisément où, dans un pays, un processus d'utilisation des terres est situé.

Les résultats montrent de fortes différences de l'impact sur la biodiversité entre les groupes d'aliments, mais aussi au sein des groupes d'aliments. Par exemple, les produits carnés sont en moyenne plus néfastes que les produits végétariens, mais la différence entre le poulet et le bœuf est également considérable. La méthode BVI est capable de distinguer les pratiques plus respectueuses de l'environnement (par exemple, l'agriculture biologique) par rapport aux pratiques conventionnelles, mais pour certains produits, l'impact plus faible sur la zone cultivée est compensé par un rendement plus faible au niveau du résultat global.

Le calcul largement automatisé des impacts sur la biodiversité pour des milliers de produits est une nouveauté pour la méthode BVI. Certains problèmes restent des défis pour les projets à venir, mais le bond en avant réalisé avec près de 2 700 jeux de données de produits est tout à fait significatif. Ce projet contribue de manière significative à la discussion sur les méthodes d'évaluation de la biodiversité dans le contexte de l'analyse du cycle de vie et doit être considéré comme un travail exploratoire. Il fournit des indicateurs utiles et utilisables dès à présent pour les utilisateurs d'Agribalyse et plus largement. Les discussions et les comparaisons avec d'autres méthodes se poursuivront à l'échelle nationale et internationale dans les années à venir jusqu'à ce qu'une méthode faisant l'objet d'un consensus soit adoptée et mise en œuvre dans toutes les « ACV standards ».

1. Contexte du projet

1.1. Agribalyse

L'ADEME, en collaboration avec l'INRAE, Agroscope et 10 instituts techniques, a lancé le programme Agribalyse® en 2010, dans le but de fournir, en s'appuyant autant que possible sur les standards internationaux (ISO, FAO, etc.), une base de données d'ICV pour les produits agricoles français.

La version 3.0 de cette base de données a été publiée en 2020 et comprend 2500 produits alimentaires cultivés et/ou consommés en France ainsi qu'environ 300 ICV de produits agricoles (destinés à la consommation humaine et animale, à la sortie de la ferme). La composition des produits alimentaires est basée sur la base de données CIQUAL de l'ANSES. Au total, les 2500 « ICV principaux » appellent près de 12 000 inventaires antérieurs différents. En ce qui concerne les intrants agricoles, la base de données utilise principalement les ICV développés par le projet Agribalyse lui-même (exemple : pomme, conventionnelle, moyenne nationale, au verger/FR U). Pour les produits importés (ex. : soja, mangue, etc.), Agribalyse s'appuie sur les bases de données ICV WFLDB et ecoinvent. Pour les inventaires d'arrière-plan (énergie, transport, etc.), les inventaires ecoinvent sont utilisés.

En plus de la base de données, des processus unitaires disponibles dans les logiciels d'ACV, le programme Agribalyse fournit également les résultats d'impacts des évaluations environnementales des 2500 produits alimentaires en utilisant la méthode EF recommandée par la Commission européenne.

Depuis septembre 2021, la gouvernance d'Agribalyse a évolué vers un GIS (Groupement d'Intérêt Scientifique) REVALIM, dont les principaux membres fondateurs sont l'ADEME, l'INRAE, l'ACTA et l'ACTIA. Sous la direction de REVALIM, outre l'amélioration de la qualité et l'expansion de la base de données, d'autres développements sont en cours pour améliorer les méthodologies en se concentrant en priorité sur la biodiversité ainsi que sur quelques autres sujets (carbone dans les sols, toxicités, modélisation des engrais organiques, etc.). Des mises à jour régulières de la base de données sont fournies, la dernière en date (AGB 3. 1) a été publiée en octobre 2022 mais n'a pas pu être utilisée pour ces travaux en raison du calendrier de publication.

Ce projet « BVI adaptée à Agribalyse » a été mis en œuvre sur la version 3.0.1 d'Agribalyse (sept 2020), avec la méthode de caractérisation EF 3.1 (interim pour Agribalyse, sortie sept 2022).

1.2. Évaluation de l'impact sur la biodiversité en ACV

L'instrument d'analyse du cycle de vie (ACV) est utilisé pour analyser et évaluer un large éventail d'impacts environnementaux de presque tous les produits et services tout au long de leur cycle de vie. Les aspects liés à la biodiversité sont généralement pris en compte dans le cadre de l'utilisation des terres. Ce constat est approprié, car l'utilisation des terres est le principal facteur de la perte de biodiversité (WWF 2020). Sans aucun doute, la biodiversité est également influencée négativement par de nombreux autres effets environnementaux, tels que le changement climatique. Cependant, ces impacts environnementaux sont déjà évalués dans la pratique de l'ACV.

Le cadre général d'évaluation de l'utilisation des terres dans l'ACV a été établi par le cadre de l'utilisation des terres de la « Life Cycle Initiative » du PNUE-SETAC (Milà i Canals et al. 2007, Koellner et al. 2013). Ceci est basé sur trois dimensions : la superficie couverte par un processus utilisant des terres, la qualité de la zone utilisée pour le processus, et la durée du processus (voir Figure 1). La superficie peut être déterminée sans grande ambiguïté comme une catégorie de données techniques (occupation des terres par un processus de production dans le contexte du cycle de vie). La durée décrit la période pendant laquelle l'occupation des terres se déroule. Pour de nombreux processus agricoles et forestiers, la durée peut être simplifiée à une année de production. Le produit superficie.durée est formé de la superficie et de la durée. Il existe des approches ou des indicateurs très différents pour définir et mesurer la troisième dimension, très importante, à savoir la qualité.

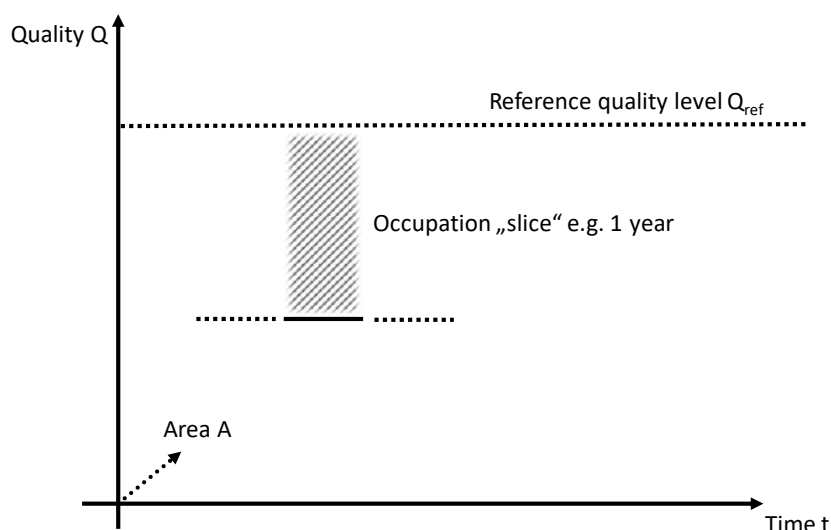


Figure 1 : Cadre d'utilisation des terres de la « Life Cycle Initiative » (Milà i Canals et al. 2007, Koellner et al. 2013), fortement simplifié, réduit à l'impact de l'occupation des terres, le plus pertinent pour l'agriculture.

En ce qui concerne le thème de la sauvegarde de la biodiversité, deux approches fondamentales peuvent être distinguées : premièrement, une référence directe à la richesse des espèces (Koellner & Scholz 2008, de Baan et al. 2013, Chaudhary et al. 2015, Chaudhary & Brooks 2018). Deuxièmement, les indices représentant la qualité des terres sont très répandus. Milà i Canals et al. (2007) ainsi que Bos et al. (2016) s'appuient sur des indicateurs de qualité des terres. Cependant, il est difficile de les associer à la biodiversité.

L'hémérobie pourrait être un indicateur approprié de la qualité des terres, même si elle fait indirectement référence à la biodiversité. L'hémérobie exprime l'intensité de l'intervention humaine sur la superficie de terre étudiée. L'hémérobie peut donc être compris comme le niveau d'interférence humaine sur une zone spécifique. Le cœur de l'hémérobie est un point de vue basé sur le principe des causes actuelles. Cela signifie que chaque zone est comparée à la capacité d'autorégulation des écosystèmes sur la base du potentiel actuel spécifique au site (Kowarik 2004). Il convient de préciser que la naturalité n'est pas synonyme de biodiversité. Une forêt naturelle, même si elle n'est pas du tout exploitée, peut abriter moins d'espèces qu'une autre forêt gérée avec soin, en fonction des circonstances spécifiques. Par ailleurs, la richesse des espèces n'est peut-être pas l'indicateur le plus représentatif de la biodiversité d'un point de vue sociétal. Ces questions sont examinées par Fehrenbach et al. (2015) ainsi que Lindner et al. (2019b). Cependant, en l'absence de systèmes de calcul plus précis (et de données pour alimenter ces systèmes de calcul) le degré de naturalité d'un écosystème se rapproche de ce que la société juge important dans les écosystèmes.

L'origine de l'hémérobie comme mesure des impacts de l'utilisation des terres dans l'ACV remonte à Klöpffer & Renner (1995). Leur concept était basé sur une approche faisant référence à l'hémérobie pour la classification des types de végétation et des habitats par Sukopp (1972). Les auteurs de l'étude Giegrich & Sturm (1996) ont développé une méthodologie pour déterminer l'hémérobie des zones forestières. Cette méthodologie a été adoptée comme méthodologie d'évaluation officielle de l'Agence allemande pour l'environnement (UBA) par Schmitz & Paulini (1999). Les auteurs de l'étude Brenttrup et al. (2002) ont proposé leur version d'une échelle d'hémérobie pour l'évaluation d'ICV, mais elle n'a pas obtenu une large reconnaissance. Au cours des dernières années, cette méthodologie a été perfectionnée (Fehrenbach 2000, Fehrenbach et al. 2015, Fehrenbach et al. 2021). Le concept d'évaluation d'ICV de Lindner et al. (2020) intègre l'hémérobie comme indicateur de la qualité des terres dans l'approche BVI, comme décrit dans la section suivante.

D'autres approches ont été proposées (par exemple, la biodiversité fonctionnelle par de Souza en 2013), mais n'ont pas gagné en popularité dans la communauté de l'ACV. La plupart de ces approches alternatives ont été appliquées dans très peu d'études de cas et n'ont pas été approfondies par des publications complémentaires.

1.3. Méthode BVI

La méthode BVI a été développée de 2018 à 2020 comme l'unification de deux approches précédemment développées : Fehrenbach et al. (2015) fournit l'évaluation de la naturalité. Lindner (2016) et Lindner et al. (2019b) fournissent le cadre de calcul. Ce projet a été soutenu par l'Agence fédérale allemande pour la conservation de la nature et est documenté dans un rapport (Lindner et al. 2020) en allemand. L'article scientifique de Lindner et al. correspondant (2019b) est disponible en anglais. Le guide méthodologique de Lindner & Knuepffer (2020), également disponible en anglais, est plus récent, mais n'a pas été évalué par des pairs.

Le cadre de calcul est basé sur le cadre proposé par Lindner (2016). Il comprend une fonction générique de contribution à la biodiversité pour chaque paramètre de flux entrant, l'agrégation de plusieurs contributions à la biodiversité à partir de paramètres uniques avec des opérations floues, et une pondération globale avec des facteurs d'écorégion qui reflètent la pertinence globale des écorégions. Le cadre de calcul se résume à des règles mathématiques qui peuvent être ajustées selon les besoins. Sa force réside dans l'uniformité relative de sa structure de distance par rapport à l'objectif, bien que les différents types d'affectation des sols soient très distincts les uns des autres. Ce qu'il ne fournit pas, en revanche, c'est un objectif.

Cet objectif est fourni par l'échelle d'hémérobie de Fehrenbach et al. (2015). L'hypothèse clé est qu'à moins que d'autres objectifs ne soient énoncés, il est tout à fait plausible que les sociétés puissent s'accorder sur la naturalité pour l'évaluation des écosystèmes. Fehrenbach et al. (2015) fournissent des marqueurs de (non-)naturalité spécifiques au type d'affectation des sols, ainsi que des intervalles de valeur par type d'affectation des sols. Leur travail est basé sur la littérature relative à l'hémérobie datant du milieu/fin du 20^e siècle.

La combinaison des deux approches a abouti à un cadre de calcul faisant de la naturalité l'objectif explicitement déclaré (c'est-à-dire l'état de référence dans le cadre d'utilisation des terres de la « Life Cycle Initiative »).

1.4. Objectif du projet

L'objectif global de ce projet était :

- d'explorer la faisabilité de l'application de la méthode BVI à un grand nombre de jeux de données Agribalyse v3.0.1,
- d'observer de quelle manière la méthode était capable de refléter les différences de biodiversité entre différents systèmes agricoles et produits alimentaires,
- de fournir des indicateurs BVI utilisables pour les utilisateurs d'Agribalyse et contribuer (après le projet) à la discussion plus large sur l'évaluation de la biodiversité dans le cadre de l'ACV.

La mise en œuvre a impliqué le calcul des impacts sur la biodiversité pour les aliments de base, les aliments transformés et les plats préparés.

Le chemin à parcourir pour atteindre l'objectif fixé a été décomposé en plusieurs tâches : tout d'abord, les jeux de données Agribalyse ont été décomposés en processus unitaires. Ensuite, les données pertinentes ont été extraites de ces processus unitaires. Troisièmement, la méthode BVI a été simplifiée pour fonctionner avec les données disponibles limitées. Quatrièmement, des facteurs d'écorégion spécifiques aux cultures ont été calculés pour certaines cultures de base. Cinquièmement, les processus unitaires ont été caractérisés avec la méthode BVI modifiée, incluant les nouveaux facteurs d'écorégion. Enfin, les résultats de la méthode BVI pour les processus unitaires individuels ont été rassemblés à nouveau en jeux de données.

Bien que les étapes du projet semblent relativement simples, il y a eu beaucoup de petits et grands défis en cours de route liés aux subtilités de la base de données Agribalyse. Les détails sont décrits ci-dessous.

2. Étapes du projet

2.1. Simplification de la méthode BVI

L'évaluation des zones pour les classes d'hémérobie est effectuée au moyen de critères, ensuite concrétisés en métriques. Ces critères et métriques sont spécifiquement définis pour les différents types d'affectation des sols. En référence à Fehrenbach et al. (2021), il existe des catalogues avec des critères et des métriques pour les terres arables, les prairies, les forêts et les terres soumises à l'exploitation minière. Le catalogue des terres arables nécessite plus de 10 paramètres d'entrée tels que la quantité d'espèces messicoles par zone, l'existence d'espèces rares, la taille des champs, la diversité agricole, l'intensité de la fertilisation, etc. La liste complète est donnée dans le Tableau 1. Des informations détaillées sur l'affectation des zones aux classes d'hémérobies peuvent être tirées du rapport Fehrenbach et al. (2021).

Critère	Métrique
1. Diversité de la flore arable	1. Nombre d'espèces messicoles (plantes sauvages sur des zones cultivées).
	2. Existence d'espèces rares
2. Diversité structurelle	3. Éléments structurels dans le paysage
	4. Taille de parcelle
	5. Diversité de l'environnement
3. Protection des sols	6a. Intensité du travail du sol
	6b. Tassement du sol dû à l'utilisation de machines agricoles (dérivé de la consommation de gasoil)
	7. Couverture du sol (dérivée du facteur C)
	8. Agrobiodiversité
4. Intrants	9. Type de fertilisation
	10. Intensité de la fertilisation
	11a. Utilisation d'insecticides
	11b. Mesures phytosanitaires (hors insecticides)

Tableau 1 : Critères et métriques du système d'évaluation des terres arables (source : Fehrenbach et al. 2021)

Dans la base de données Agribalyse, seuls trois paramètres sont disponibles pour la plupart des processus unitaires :

- Intrants d'engrais en kilogramme d'azote par hectare et par an. En réalité, seul l'azote total est demandé, le phosphore n'est pas pris en compte.
- Émissions de pesticides en CTUe (unité de toxicité des écosystèmes) par hectare et par an. Une ancienne itération de la méthode BVI de Lindner et al. (2019a) utilisait la caractérisation USEtox pour ce paramètre. La métrique définie par Fehrenbach et al. (2015) fait référence au nombre d'applications, ce qui ne correspondrait pas aux données couvertes par Agribalyse. En prenant la caractérisation de l'écotoxicité comme entrée, la cohérence avec la base de données Agribalyse est maintenue.
- Intensité du travail du sol en heures de travail. Au départ, le rapport de Fehrenbach et al. (2015) utilisait la consommation de carburant comme proxy pour le travail du sol. Cela correspond en grande partie au paramètre « heures de travail », couvert par les jeux de données au sein d'Agribalyse.

Ainsi, une simplification du schéma d'affectation de l'hémérobie est nécessaire et, par conséquent, une simplification de la méthode BVI. Toutefois, les trois paramètres énumérés correspondent étroitement à l'approche de la méthode BVI. Cette simplification prend la forme suivante :

Cas a) : Si les trois paramètres d'entrée sont disponibles, ils sont inclus dans le calcul comme décrit au chapitre 2.2.

Cas b) : S'ils ne sont pas disponibles, le schéma simplifié d'affectation de l'hémérobie de (Fehrenbach et al. 2019) est utilisé. Ce schéma contient l'affectation de l'hémérobie des classes de la base CORINE Land Cover également appliquée par ecoinvent et Agribalyse pour classer l'occupation des terres. Par conséquent, le flux d'occupation des terres d'un produit est affecté à une classe d'affectation des terres, et la classe d'affectation des terres est ensuite attribuée à l'hémérobie conformément à Fehrenbach et al. 2019.

Une fois que l'indicateur de biodiversité spécifique à l'affectation des terres BVI_L est établi, le reste du calcul jusqu'à l'indicateur de biodiversité global BVI_{glo} est effectué sans changement par rapport à Lindner et al. (2020).

2.2.Extraction des données d'Agribalyse/Ecoinvent

Identification d'inventaires préexistants d'affectation des sols

La méthode BVI est basée sur l'affectation des sols, mais caractérise la perte de biodiversité en fonction de l'intensité et des données structurales ainsi que de l'emplacement géographique de l'affectation des sols en question (voir chapitre 2.3). Les flux élémentaires requis pour la méthode BVI détaillée ne sont pas encore disponibles dans les deux bases de données ICV Agribalyse et ecoinvent. Ils devraient correspondre au modèle de dénomination suivant : « Type d'occupation des terres, intensité de culture, écoRégion XY ».

Par conséquent, pour le calcul de l'indicateur de biodiversité, les inventaires préexistants d'affectation des sols ont été identifiés, et leur intensité et leur région ont été extraites respectivement de l'inventaire et des métadonnées.

Afin de limiter la quantité de travail nécessaire à l'évaluation (voir section 2.2), un cut-off de 0,1 % a été utilisé, c'est-à-dire que les inventaires préexistants contribuant pour moins de 0,1 % au flux cumulé d'affectation des sols n'ont pas été pris en compte. Cela a permis de réduire le nombre d'inventaires préexistants à évaluer d'un peu plus de 3 000 à environ 800.

Extraction des données d'intensité

Pour chaque « utilisation des terres » des inventaires utilisés, les flux entrants ou sortants directs suivants ont été extraits des processus unitaires :

- tous les engrais azotés organiques et minéraux appliqués directement (N, NP, NPK),
- toutes les opérations de travail du sol,
- toutes les émissions directes de pesticides.

Remarque sur les émissions de pesticides : se réfère au flux sortant direct, c'est-à-dire provenant uniquement du processus unitaire étudié. Les émissions de pesticides survenant dans les flux entrants préexistants ne sont pas prises en compte car elles ne se produisent pas sur le champ étudié.

Les flux entrants et sortants ont été extraits sur la base de listes et pondérés si l'unité fonctionnelle n'était pas une unité de quantité (kilogramme d'azote pour les engrais) ou une unité de temps (travail du sol). Les émissions directes de pesticides ont été caractérisées avec les facteurs de caractérisation de l'écotoxicité de EF 3.1.

Normalisation à 1 an

Si la période de référence des inventaires préexistants d'affectation des sols couvrait plusieurs années, les données d'intensité correspondantes ont été normalisées à une année. Les informations concernant la période de référence ont été extraites des métadonnées.

Identification de l'emplacement géographique de l'affectation des sols.

Presque tous les inventaires de la base de données Agribalyse contiennent une caractérisation géographique dans le nom de l'inventaire (exemples : /FR ou /RoW). L'emplacement géographique de l'affectation des sols a donc été extrait du nom ou, si elle était disponible, défini plus précisément sur la

base des métadonnées. En outre, pour permettre une analyse spécifique par culture (voir 2.4), tous les inventaires ont été manuellement affectés à l'un des 42 types de culture.

2.3. Caractérisation des processus unitaires d'affectation des sols pertinents

La caractérisation des processus unitaires d'affectation des sols pertinents est basée sur Lindner et al. (2020), mais avec certaines déviations. Elle est mise en œuvre dans des feuilles de calcul (dans lesquelles les jeux de données Agribalyse sont exportés, voir ci-dessus). Il s'agit d'un calcul par étapes et chaque étape est documentée dans les paragraphes suivants.

Tous les paramètres d'entrée sont normalisés selon l'intervalle [0, 1]. La plus petite valeur correspond à 0 et la plus grande à 1, avec une interpolation linéaire entre les deux. Les intervalles sont :

- Apport total N : minimum zéro, maximum 794 kg/ha/a.
- Émissions de pesticides : minimum zéro, maximum 44,5 millions de CTUe/ha/a.
- Travail du sol : minimum zéro, maximum 44,5 heures/ha/a/.

La contribution à l'indicateur de biodiversité de chaque paramètre individuel est calculée. Les méthodes Lindner (2016) ainsi que Lindner et al. (2020) introduisent une fonction de contribution générique qui peut être modifiée au moyen de six constantes (appelées constantes parce qu'elles restent constantes au sein d'une même fonction). La fonction convertit l'intensité du flux entrant en contribution à la biodiversité. Pour les trois paramètres ci-dessus, cela signifie que la valeur maximale du paramètre (1 dans l'intervalle normalisé, voir ci-dessus) entraîne une contribution à la biodiversité nulle. Ce principe est retenu, ainsi que les courbes pour l'apport d'azote, les émissions de pesticides et le travail du sol à partir de la méthode Lindner et al. (2020). Ce qui est modifié, cependant, c'est l'extrémité de la plage du paramètre sur lequel la courbe est définie. Le maximum de chacun des trois paramètres est fixé à 95 % des valeurs (c'est-à-dire que les 5 % des valeurs les plus élevées sont retirées). Ce principe sert de référence au sein des processus unitaires d'Agribalyse (voir également la discussion au chapitre 4.2). Pour les valeurs de paramètres supérieures à la plage maximale de définition, la contribution à la biodiversité est automatiquement nulle. Les plages de paramètres définies sont les suivantes :

- Apport total N : minimum zéro, maximum 220 kg/ha/a.
- Émissions de pesticides : minimum zéro, maximum 235 000 CTUe/ha/a.
- Travail du sol : minimum zéro, maximum 6,3 heures/ha/a/.

Toutes les courbes des fonctions de contribution à l'indicateur de biodiversité sont documentées en Figure 2 (apport d'azote), Figure 3 (émissions de pesticides), et Figure 4 (travail du sol) ci-dessous.

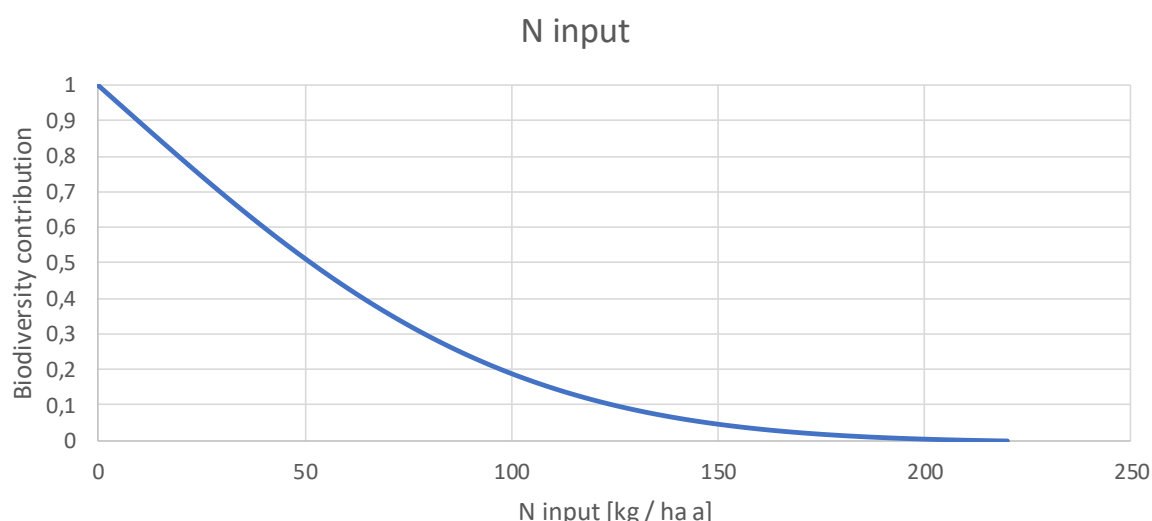


Figure 2 : fonction de contribution à l'indicateur de biodiversité de l'apport total d'azote

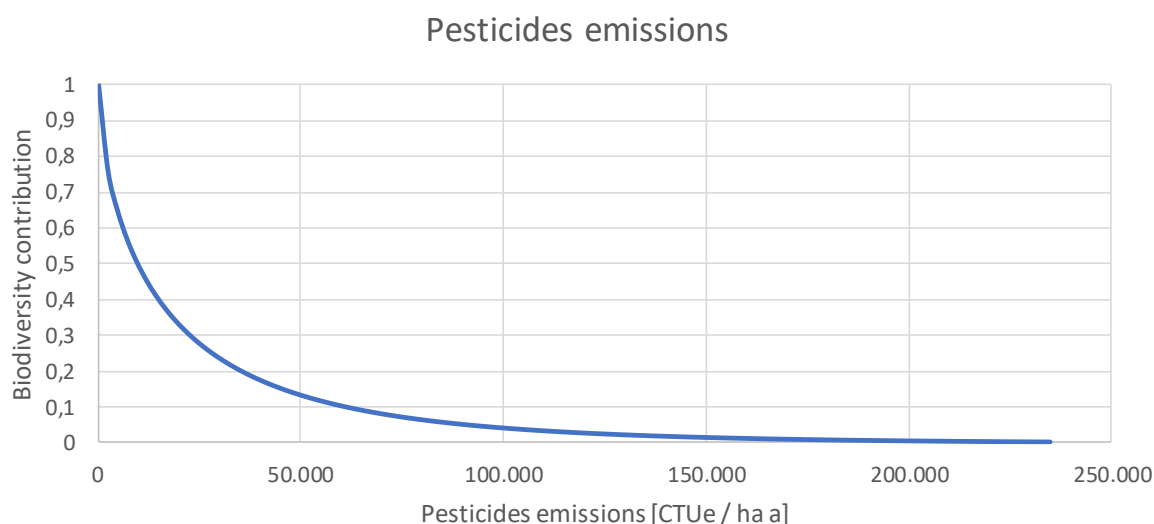


Figure 3 : fonction de contribution à l'indicateur de biodiversité des émissions de pesticides

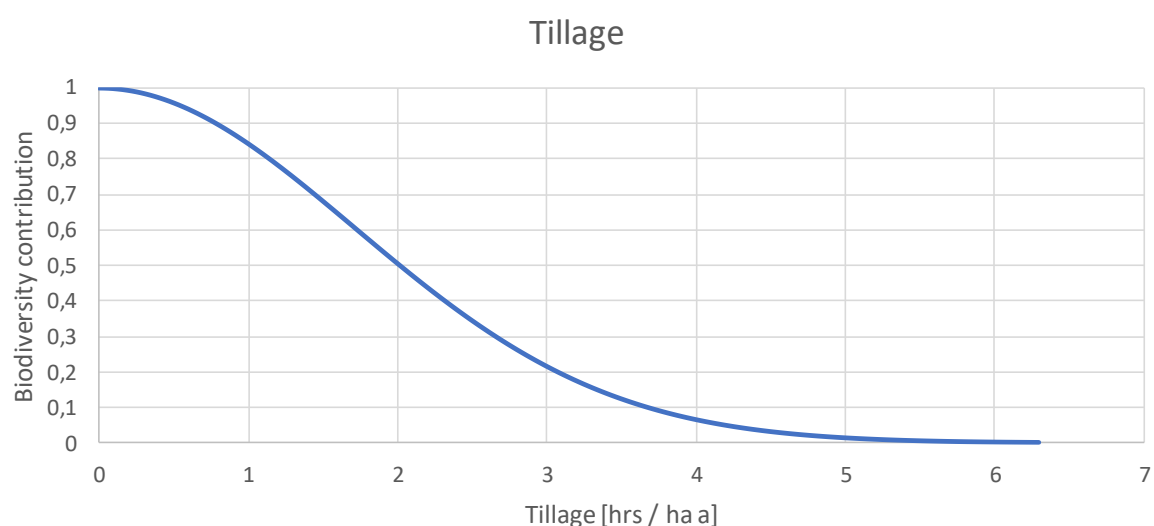


Figure 4 : fonction de contribution à l'indicateur de biodiversité du travail du sol

L'ensemble de ces trois paramètres constitue une contribution conjointe à l'indicateur de biodiversité. Il s'agit de la moyenne arithmétique des contributions individuelles à l'indicateur de biodiversité. Lindner (2016), Lindner, al. (2019b) et Lindner, et al. (2020) utilisent des opérations plus perfectionnées pour les contributions conjointes à l'indicateur de biodiversité. Cependant, le consortium du projet BVI appliquée à Agribalyse n'a pas trouvé ces opérations pertinentes avec l'utilisation de seulement trois paramètres. En phase avec cette simplification, une autre étape d'agrégation des versions précédentes de l'indicateur de biodiversité est évitée (somme linéaire pondérée des contributions conjointes) et la contribution conjointe des trois paramètres constitue directement l'indicateur de biodiversité spécifique à l'affectation des sols BV_{LU} .

Les étapes suivantes, de BV_{LU} à BV_{glo} sont exactement les mêmes que dans la méthode Lindner et al. (2020). Les étapes sont également documentées dans l'étude Lindner & Knuepffer (2020) en anglais.

L'indicateur de biodiversité normalisé BV_{norm} est calculé à partir de l'indicateur de biodiversité spécifique à l'affectation des sols BV_{LU} en projetant l'indicateur BV_{LU} dans l'intervalle de valeur de l'affectation des sols respectif (voir Figure 5). Quatre types d'affectation des sols sont distingués au cours de cette étape : les terres arables, les pâturages, les forêts et les zones urbaines (comprenant les mines et d'autres affectations des sols hautement artificielles), mais seuls les terres arables et les pâturages sont pertinents

pour le projet BVI appliquée à Agribalyse, car le calcul détaillé n'est effectué que pour ces processus (voir ci-dessous à la fin de ce chapitre).



Figure 5 : Projection de l'indicateur de biodiversité spécifique à l'affectation des sols dans la plus grande échelle de l'indicateur de biodiversité normalisé BV_{norm} (modifiée par Lindner & Knuepfer 2020)

L'indicateur de biodiversité local BV_{loc} est calculé à partir de l'indicateur de biodiversité normalisé BV_{norm} . L'indicateur BV_{norm} est modifié par une fonction servant à éloigner les affectations des sols les moins naturelles et à rapprocher les affectations des sols les plus naturelles (voir Figure 6). Cela signifie que la différence entre les terres entièrement naturelles et celle non entièrement naturelles devient faible. À l'inverse, la différence entre, par exemple, une agriculture très intensive et une agriculture un peu moins intensive est plus prononcée. En d'autres termes : la recherche de quelques baies dans une forêt par ailleurs vierge ne fait guère de différence, mais l'augmentation de l'intensité de l'activité agricole d'une parcelle déjà utilisée de manière intensive fait une différence bien plus importante.

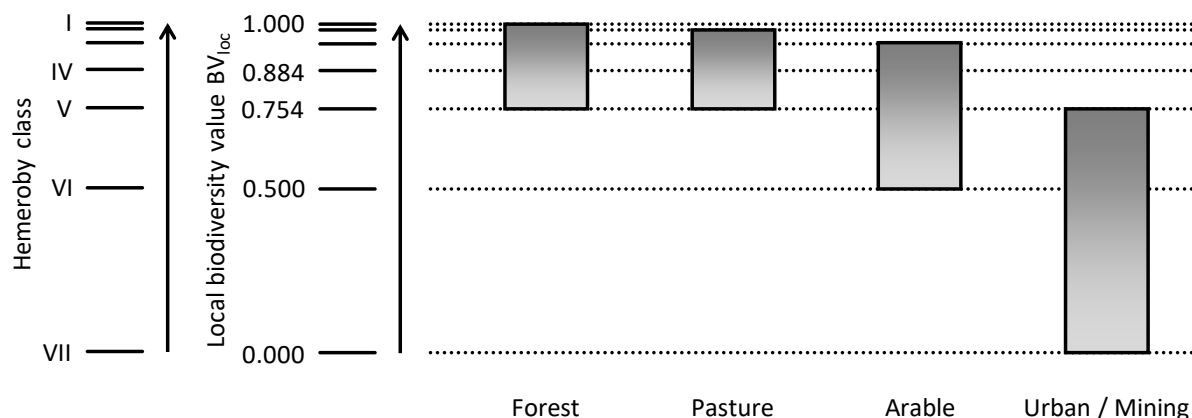


Figure 6 : Échelle asymétrique de l'indicateur de biodiversité local BV_{loc} (modifiée à partir de Lindner & Knuepfer 2020)

L'indicateur de biodiversité global BV_{glo} est calculé à partir de l'indicateur de biodiversité local BV_{loc} en multipliant l'indicateur BV_{loc} par le facteur d'écorégion (EF) de la région où se trouve la parcelle. Lindner et al. (2019b) expliquent les éléments et la définition mathématique des facteurs d'écorégion. Le facteur d'écorégion (EF) le plus bas est 1, et le facteur d'écorégion le plus haut est d'environ 15. Cette dernière étape élargit l'éventail des valeurs possibles. L'indicateur BV_{loc} est forcé dans l'intervalle $[0, 1]$, et la valeur la plus élevée possible pour l'indicateur BV_{glo} est égale au facteur d'écorégion (EF) le plus élevé. Remarquons que dans le cadre du projet BVI appliquée à Agribalyse, des facteurs d'écorégion (EF) plus spécifiques ont été calculés (voir chapitre 2.4).

La figure 7 montre le flux global d'informations tout au long du calcul : tout d'abord, les valeurs numériques des trois paramètres entrent dans le calcul. Une contribution individuelle à l'indicateur de biodiversité est calculée pour chaque paramètre. Les trois contributions sont réunies dans l'indicateur

BVLJ. L'indicateur $BVLJ$ est projeté sur l'intervalle de l'indicateur BV_{nc-m} . L'indicateur BV_{nc-m} est modifié de manière asymétrique dans l'indicateur BV_{loc} . L'indicateur BV_{loc} est multiplié par le facteur d'écorégion (EF) pour donner l'indicateur BV_{glo} . L'indicateur BV_{glo} sert de niveau de qualité dans le calcul de l'impact par le biais du cadre d'affectation des sols (voir Figure 1 section 1.2) du processus unitaire respectif.

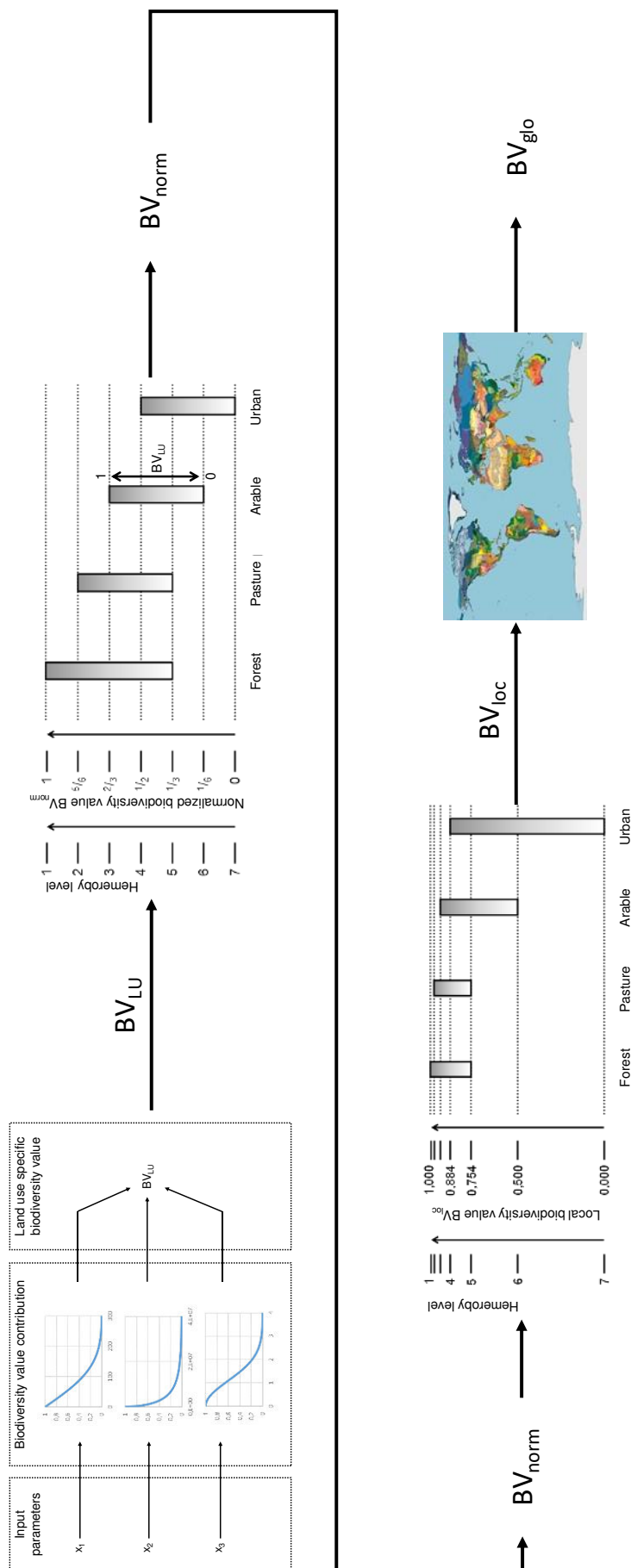


Figure 7 : Flux d'informations à travers les étapes du calcul. Compilé avec des graphiques modifiés des études Lindner (2016), Lindner et al. (2019b), et Lindner & Knuepfer (2020)

Un calcul détaillé selon les règles documentées ci-dessus n'est possible que si les paramètres des flux entrants sont disponibles. Dans Agribalyse, c'est le cas principalement pour les processus agricoles (presque tous les processus agricoles dans la liste des processus unitaires) classés comme étant soit des cultures arables, soit des pâturages. Les paramètres des flux entrants ne sont pas disponibles pour l'exploitation forestière, les infrastructures et l'exploitation minière. Pour ces cas, les auteurs ont recours à une évaluation par défaut.

L'évaluation par défaut des processus unitaires contourne les étapes de calcul à partir des paramètres des flux entrants et passe directement à l'indicateur BV_{nc-m} . Fehrenbach et al. (2019) énumère les classes d'hémérobie pour les types génériques d'affectation des sols en suivant la nomenclature de la base de données Ecoinvent. La valeur d'hémérobie est directement traduite en indicateur BV_{nc-m} simplement en inversant l'échelle d'hémérobie [1, 7] et en la projetant sur l'intervalle [0, 1] de l'indicateur BV_{nc-m} (voir également Lindner & Knuepfer 2020).

Classe d'hémérobie VII (complètement artificiel) --> $BV_{nc-m} = 0$

Classe d'hémérobie I (totalement naturel) --> $BV_{nc-m} = 1$

Dans l'ensemble, les hypothèses de classe d'hémérobie pour les processus unitaires génériques sont quelque peu pessimistes, mais loin des pires hypothèses. L'objectif est de ne pas favoriser la rétention de données, tout en évitant des évaluations déraisonnablement négatives des terres en question employant les processus unitaires.

L'approche BVI ne s'applique généralement qu'à l'utilisation des terres. Les plans d'eau, y compris les lacs, les étangs artificiels, les rivières, les eaux côtières et la haute mer sont hors du champ de l'étude. Aucun impact sur la biodiversité n'est calculé pour les plans d'eau et, par conséquent, ils n'apparaissent pas dans la compilation des impacts pour les produits alimentaires. Cela concerne surtout les produits de la mer, mais aussi, dans une certaine mesure, les transports (navigation maritime) et l'énergie (réservoirs hydroélectriques, bassins d'eau de refroidissement, énergie éolienne en mer).

2.4. Calcul des facteurs d'écorégion

D'une manière générale, le principe de pondération globale par des facteurs d'écorégion est retenu pour le projet BVI appliquée à Agribalyse. Les facteurs d'écorégion (EF) de Lindner et al. (2020) sont utilisés, mais la granularité de la localisation est augmentée pour une sélection de cultures de base.

Les délimitations des écorégions sont mises à jour. Le WWF a publié en 2017 une nouvelle carte mondiale des écorégions se substituant à la carte originale de 2001. Les facteurs d'écorégion (EF) de Lindner et al. (2020) sont basés sur la version 2001. Afin de mettre à jour les facteurs d'écorégion (EF), les écorégions de 2017 sont associées aux écorégions de 2001, de sorte que tous les facteurs d'écorégion attribués aux écorégions définies en 2001 soient attribués à leurs écorégions correspondantes définies en 2017. Cependant, les listes d'écorégions de 2001 et de 2017 ne sont pas identiques. Certaines nouvelles écorégions ont été nouvellement définies en 2017 et ne figuraient pas dans la définition de 2001. Pour ces dernières, aucun facteur d'écorégion (EF) n'a été attribué. Les auteurs espèrent pouvoir mettre à jour les facteurs d'écorégion (EF) dans un avenir proche.

Des facteurs d'écorégion spécifiques par pays peuvent être créés assez facilement. Une carte des écorégions est superposée à une carte politique et chaque pays est représenté par un certain nombre d'écorégions et leurs parts respectives de la superficie totale du pays. Chaque facteur d'écorégion contributrice est pondéré par la part de superficie. Tous les facteurs d'écorégion (EF) par pays sont additionnés, ce qui donne le facteur d'écorégion moyen pondéré par superficie du pays. Ils sont utilisés lorsqu'aucune autre information n'est disponible sur un processus unitaire (par exemple, « bâtiment agricole, France »). En général, un pays présente plus d'une écorégion. La France métropolitaine compte neuf écorégions : Les forêts mixtes atlantiques (46 %), les forêts de feuillus d'Europe occidentale (36 %), ainsi que les forêts méditerranéennes du Nord-Est de l'Espagne et du Sud de la France (10 %) représentent 92 % de la surface (voir Figure 8). Les 8 % restants sont partagés entre les forêts de conifères et mixtes des Alpes, les forêts de conifères et mixtes des Pyrénées, les forêts mixtes cantabriques, les forêts de feuillus et mixtes d'altitude de Corse, les forêts sclérophylles et semi-décidues italiennes, ainsi que les forêts sclérophylles et mixtes thyrrhéniennes et adriatiques.

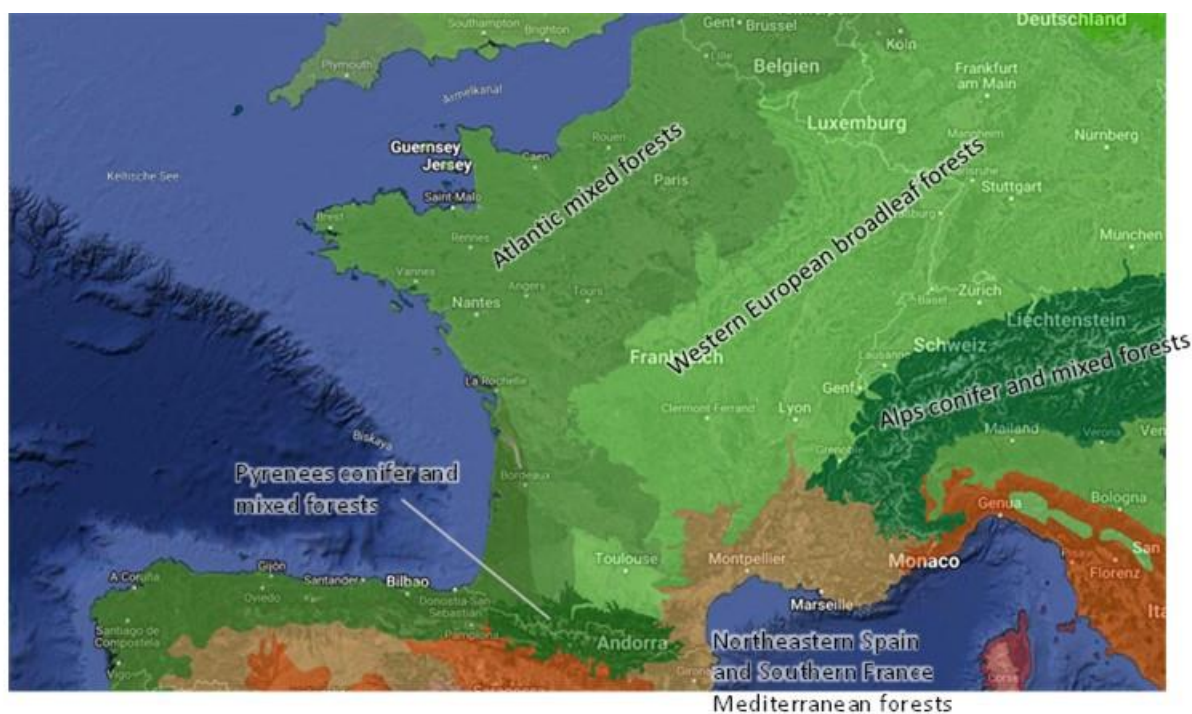


Figure 8 : Écorégions de France (source : Resolve¹)

Pour les cultures les plus importantes, de nouveaux facteurs d'écorégion (EF) sont fournis, à la fois spécifiques à la culture et au pays. Ceci est important pour deux raisons : Tout d'abord, les cultures font l'objet d'un commerce mondial et la moyenne nationale d'une culture dans un pays peut contenir des importations d'autres pays (et donc d'autres écorégions). Cela se reflète parfois dans le modèle d'inventaire pour les produits alimentaires, mais pas dans chaque jeu de données Agribalyse. Ensuite, de grands pays comme la Russie, le Canada, les États-Unis et le Brésil s'étendent sur de nombreuses écorégions. Les régions de culture de certaines cultures sont généralement situées dans des parties distinctes du pays. L'utilisation du facteur d'écorégion (EF) moyen du pays ne serait pas représentatif de la région de culture.

Les facteurs d'écorégion (EF) spécifiques au pays et à la culture sont calculés par une nouvelle méthode développée par Mumm & Eberle (article soumis pour publication). Les régions de culture sont tirées du Spatial Production Allocation Model (SPAM) de Yu et al. (2020). Les relations commerciales pour les cultures faisant l'objet d'un commerce international sont tirées de FAOSTAT (FAO 2020). Les moyennes de marché spécifiques à chaque pays pour les cultures importées sont utilisées pour calculer le facteur d'écorégion (EF) mixte pondéré par le volume d'importation des cultures respectives. La base de données FAOSTAT et le modèle SPAM utilisent la nomenclature des cultures de FAOSTAT. Cette nomenclature distingue 42 cultures, dont certaines sont en fait des groupes (par exemple, « fruits tropicaux » ou « autres oléagineux »). Les processus unitaires d'Agribalyse sont manuellement mis en correspondance avec les cultures de FAOSTAT sur la base de la description du processus.

Pour les cultures couvertes par le modèle SPAM et la base de données FAOSTAT, des facteurs d'écorégion (EF) représentatifs sont calculés sur cette base. Ces facteurs d'écorégion sont spécifiques pour chaque combinaison de culture et de pays (et les importations à partir de 2020).

2.5. Agrégation des impacts des processus unitaires en impacts du jeu de données

Pour chacun des 2 500 produits alimentaires (et environ 200 inventaires biologiques d'ACV, respectivement), l'indicateur BVI a été calculé comme suit :

- Extraction de la superficie.durée à l'origine de flux entrants pour chaque produit alimentaire en utilisant l'analyse « Contribution au processus » de SimaPro, en fixant le cut-off à 0,1 %.

¹ Carte des écorégions accessible ici : <https://ecoregions.zoospol.com/>

- Multiplier la superficie.durée par l'indicateur BVI global généré en appliquant les étapes 2.1 à 2.4 à chaque affectation des sols pertinente à l'origine d'un inventaire préexistant.

Afin de standardiser le calcul, un outil de calcul simple (157-BVICalculator.xlsx) a été développé. Ceci présente les résultats en fonction des inventaires préexistants d'affectation des sols, du flux d'occupation des terres, du groupe de flux d'occupation des terres et de l'origine (Figure 9).

Direct Occupation flow	Final area time contribution	Total Contribution to total area time	Country Region	Country Crop Region	ΔQ loc	Ecofactor	ΔQ glob	ln%	
Asiago cheese, from cow's milk, processed in FR Chilled LDPE No preparation at consumer/FR Cical code: 12761									
Silage maize, conventional, national average, animal feed, at farm gate, production/FR U	Occupation, annual crop	1.3	FR	countryOr	0.16385	3.34880	0.54871	25.57%	
Grazed grass, temporary meadow, with clover, Northwestern region, on field/FR U	Occupation, annual crop	1.3386	21.71% FR	countryOr	0.12365	3.56541	0.44085	20.55%	
Soft wheat grain, conventional, national average, animal feed, at farm gate/FR U	land use causing precursor inventory Occupation, annual crop	0.5003	8.11% FR	wheatFRA	0.05787	3.29501	0.19067	8.89%	
Grazed grass, permanent meadow, without clover, Auvergne, on field/FR U	Occupation, annual crop	0.4916	7.97% FR	countryOr	0.01438	3.56541	0.05126	2.29%	
Grass silage, horizontal silo, temporary meadow, with clover, Northwestern region, at farm gate/FR U	area time contribution Occupation, annual crop	0.4840	7.85% FR	countryOr	0.04349	3.56541	0.15507	7.23%	
Grass silage, horizontal silo, permanent meadow, without clover, Auvergne, at farm/FR U	crop country code Occupation, annual crop	7.41	41% FR	countryOr	0.01140	3.56541	0.04065	1.89%	
Soybean grain, no tillage Centerwest, animal feed, at farm gate/BR U	Occupation, pasture, man made	0.2304	4.51% So - BR - Cent	soyabBR_C	0.01489	11.54582	0.17192	8.01%	
Baled hay, permanent meadow, without clover, Auvergne, at farm/FR U	Occupation, annual crop	0.1528	3.74% FR	countryOr	0.00587	3.56541	0.02094	0.98%	
Baled hay, temporary meadow, with clover, Northwestern region, at farm/FR U	Occupation, annual crop, non-irri	0.1272	2.06% So - BR - Sou	soyabBR_S	0.01395	3.56541	0.04974	2.32%	
Soybean grain, no tillage, ferti chem, South, animal feed, at farm gate/BR U	Total of occupation flows assessed	6.07032	98.45%		0.52232		2.14572	100.00%	
Total of above processes	Occupations not assessed	0.09574	1.55%						
	Total of occupation flows of analyzed	6.16606	100.00%						
					Total BVI				
Details by flow									
Share of flow not assessed		m2a assessed	m2a not assessed	Total of flow	average EF				
Share of not assessed flow to total flow									
Occupation, annual crop	0.44% 0.30%	4.14E+00	1.82E-02	4.16E+00	A	0.42613	3.43738	1.46477	68.26%
Occupation, annual crop, non-irrigated	1.36% 0.11%	5.07E-01	6.97E-03	5.14E-01	A	0.02687	10.89222	0.29272	13.64%
Occupation, construction site	100.00% 0.17%	-	1.04E-02	1.04E-02	U	0.00000	0.00000	0.00000	0.00%
Occupation, dump site	100.00% 0.07%	-	4.46E-03	4.46E-03	U	0.00000	0.00000	0.00000	0.00%
Occupation, dump site, benthos	-	-	9.26E-08	9.26E-08	U	0.00000	0.00000	0.00000	0.00%
Occupation, forest, extensive	100.00% 0.02%	-	1.01E-03	1.01E-03	F	0.00000	0.00000	0.00000	0.00%
Occupation, forest, intensive	21.53% 0.56%	1.26E-01	3.45E-02	1.60E-01	F	0.02139	7.82360	0.16731	7.80%
Total		6.07032	0.09574	6.1661		0.52232	2.14572	100.00%	
Contribution and results by type flow									
Type of occupation									
Part	Assessed	not assessed	Total of assessed flow						
Agricultural occupations	98%	5.9294	0.0256	5.9550		0.48876	3.85665	1.88497	87.85%
Forest occupations	2%	0.1257	0.0356	0.1613		0.02139	7.82360	0.16731	7.80%
Traffic	0%	0.0091	0.0074	0.0165		0.00912	7.67470	0.07000	3.26%
Urban	0%	0.0061	0.0226	0.0287		0.00305	7.67470	0.02344	1.09%
Water	0%	0.0000	0.0028	0.0028		0.00000	0.00000	0.00000	0.00%
Mineral extraction	0%	0.0000	0.0018	0.0018		0.00000	0.00000	0.00000	0.00%
Total	100%	6.0703	0.0957	6.1661		0.52232	2.14572	100.00%	
Contribution and results by group of occupations flows									
Location of occupation									
France	5.3883	87%				0.45787	3.44514	1.57743	73.52%
Europe without France	0.0342	1%				0.00401	3.69241	0.01482	0.69%
Northern Hemisphere (other than Europe)	0.0000	0%				0.00000	0.00000	0.00000	0.00%
Southern Hemisphere	0.5137	8%				0.02803	10.87290	0.30479	14.20%
Global or rest of the world	0.1341	2%				0.03240	7.67470	0.24869	11.59%
Unknown, because not assessed	0.0957	2%				0.00000	0.00000	0.00000	0.00%
Total	6.1661	100%				0.52232	2.14572	100.00%	
Contribution and results by origin									
Type of characterisation of assessed flows									
Country-crop specific	2.6738	44.05%							
only country specific	3.3966	55.95%							
Total	6.0703	100.00%							
areatime contribution of country-crop evaluated									

Figure 9 : Capture d'écran du tableur BVI

2.6. Livrables

Les livrables du projet BVI appliquée à Agribalyse sont les suivants :

- Ce rapport.
- Résultats de l'impact sur la biodiversité [BVI m² a/kg] pour près de 2 700 produits alimentaires d'Agribalyse. Cela inclut une répartition de l'impact par processus unitaire, ainsi qu'un classement des contributions à l'impact par type d'affectation des sols, et par région du monde.
- Feuilles de calcul électroniques servant de calculateur pour les calculs personnalisés de BVI par l'ADEME, le ministère français de l'Environnement, ou des tiers.
- Un manuel pour extraire les données d'Ecoinvent (avec SimaPro), à utiliser avec le calculateur.
- Un article scientifique pour publication. Rédaction en cours, soumission prévue en 2023.

3. Résultats

3.1. Généralités

Les impacts sur la biodiversité sont fournis pour 2 676 produits alimentaires Agribalyse. Globalement, l'impact pour 1 kilogramme de produit alimentaire varie de 0,01 à 71 BVI m² a. Cela signifie que l'impact le plus élevé dépasse l'impact le plus faible par un facteur de plus de 6700.

En retirant les extrêmes pour se concentrer uniquement sur la majorité (90 %) des produits au centre de la distribution, les valeurs couvrent une plage comprise entre 0,18 et 18,6 BVI m² a. Selon ce point de vue restreint, le facteur entre l'impact le plus élevé et le plus faible est d'environ 100, beaucoup plus faible qu'entre les extrêmes absolus, mais toujours très important. Figure 10 et Figure 11 illustrent la répartition des indicateurs entre les produits alimentaires.

L'unité BVI m² a signifie indicateur de biodiversité x mètres carrés x ans. Il s'agit d'un produit du cadre d'affectation des sols dans lequel, pour chaque processus unitaire d'affectation des sols, la différence de qualité [BVI] est multiplié par la superficie.durée [m²a].

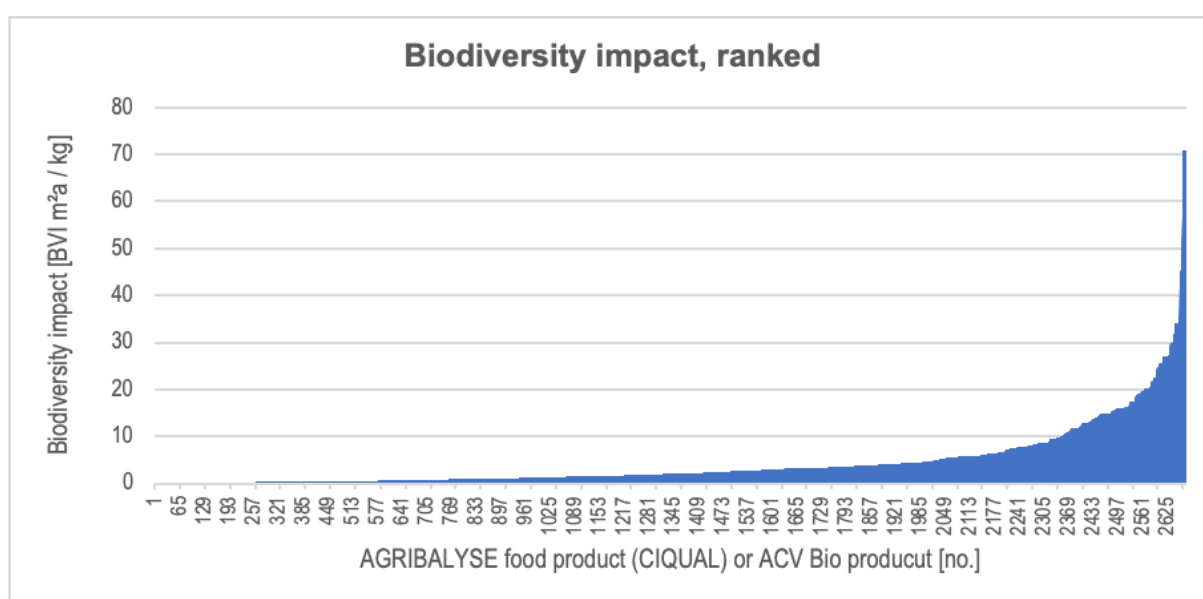


Figure 10 : Répartition des impacts sur la biodiversité de tous les produits alimentaires du projet BVI appliquée à Agribalyse

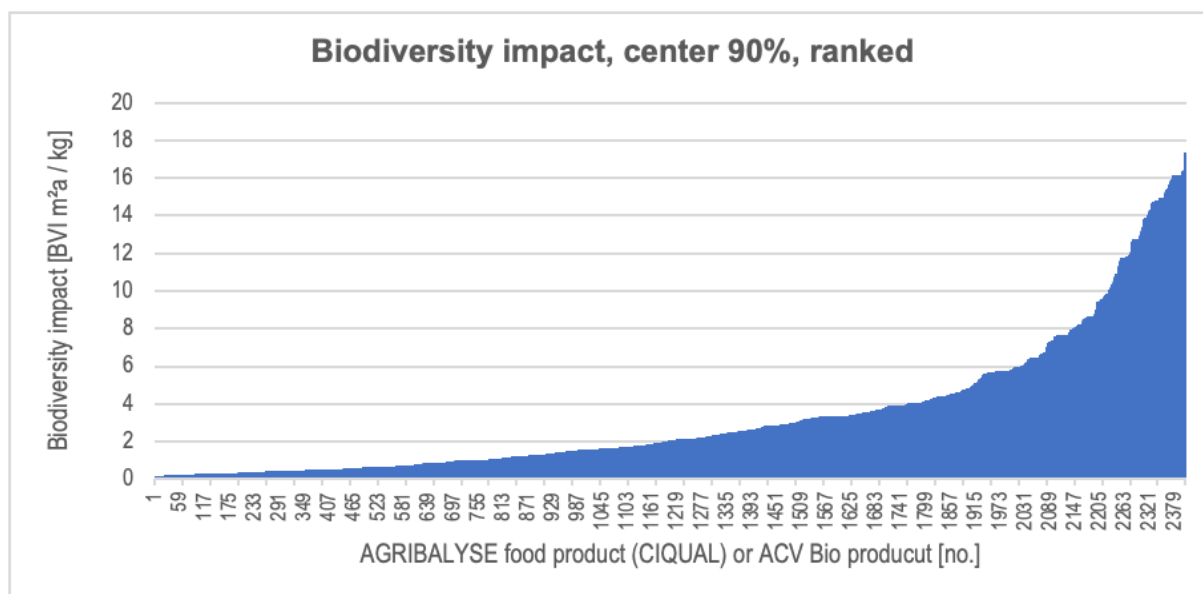


Figure 11 : Répartition des impacts sur la biodiversité de 90 % des produits alimentaires au centre du projet BVI appliquée à Agribalyse

Dans les chapitres suivants, des comparaisons sont établies entre les processus unitaires constituant les impacts des produits alimentaires (chapitre 3.2), entre les processus agricoles pour lesquels des informations détaillées sur les flux entrants sont disponibles et les autres processus pour lesquels des valeurs par défaut sont utilisées (chapitre 3.3), entre les types d'aliments tels que la viande et les légumes (chapitre 3.4), et entre les produits biologiques et conventionnels (chapitre 3.5).

3.2. Comparaison entre les processus unitaires

Dans de nombreux cas, l'impact sur la biodiversité d'un produit alimentaire peut être attribué qu'à quelques ingrédients principaux, et parfois à un seul. Ces ingrédients principaux sont représentés par des processus unitaires dans les modèles d'ACV constituant le socle de la base de données Agribalyse.

Les impacts sur la biodiversité sont fournis pour 815 processus unitaires. Globalement, l'impact par unité fonctionnelle (UF) varie de 0,07 à 10 BVI m² a. Cela signifie que l'impact le plus élevé dépasse l'impact le plus faible par un facteur de 146. La répartition est illustrée à la Figure 12. Il convient de noter qu'il s'agit uniquement des processus pour lesquels l'UF est de 1 kg, les autres sont exclus (par exemple, la longueur du réseau de transmission électrique en km).

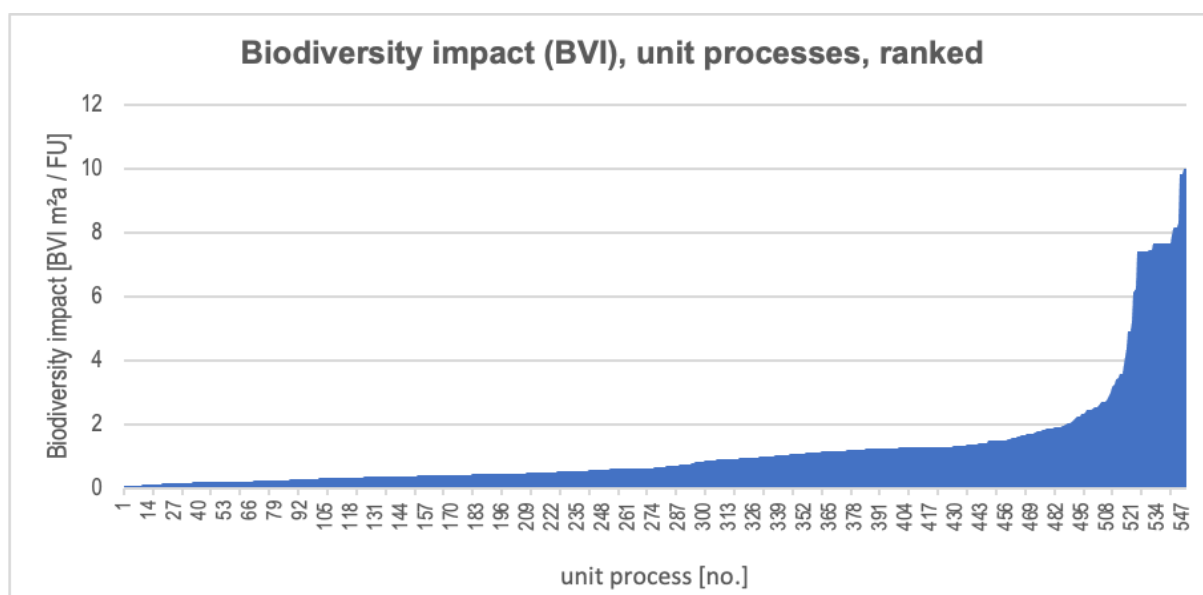


Figure 12 : Répartition des impacts sur la biodiversité de tous les processus unitaires du projet BVI appliquée à Agribalyse

Une autre limite réside dans le fait que les informations spécifiques sur les paramètres d'entrée de la méthode BVI n'étaient disponibles que pour (la plupart) des processus unitaires agricoles. La priorité ayant été donnée aux processus agricoles, les autres processus unitaires pour l'exploitation forestière, minière et les infrastructures, ainsi que les processus unitaires agricoles pour lesquels les informations sont insuffisantes, sont définis par des valeurs par défaut (voir chapitre 3.2).

Les paramètres d'entrée étaient disponibles pour 484 processus unitaires. Si l'on considère uniquement ces derniers, l'impact par UF varie de 0,07 à 4,37 BVI m² a. Cela signifie que l'impact le plus élevé dépasse l'impact le plus faible par un facteur de 62. En retirant les extrêmes pour se concentrer uniquement sur la majorité (90 %) des processus unitaires au centre de la distribution, les valeurs couvrent une plage comprise entre 0,16 et 2,20 BVI m² a. Selon ce point de vue restreint, le facteur entre l'impact le plus élevé et le plus faible est d'environ 14, beaucoup plus faible qu'entre les extrêmes absolus, mais toujours assez important pour faire une différence significative. Figure 13 et Figure 14 illustrent la répartition des indicateurs entre les produits alimentaires.

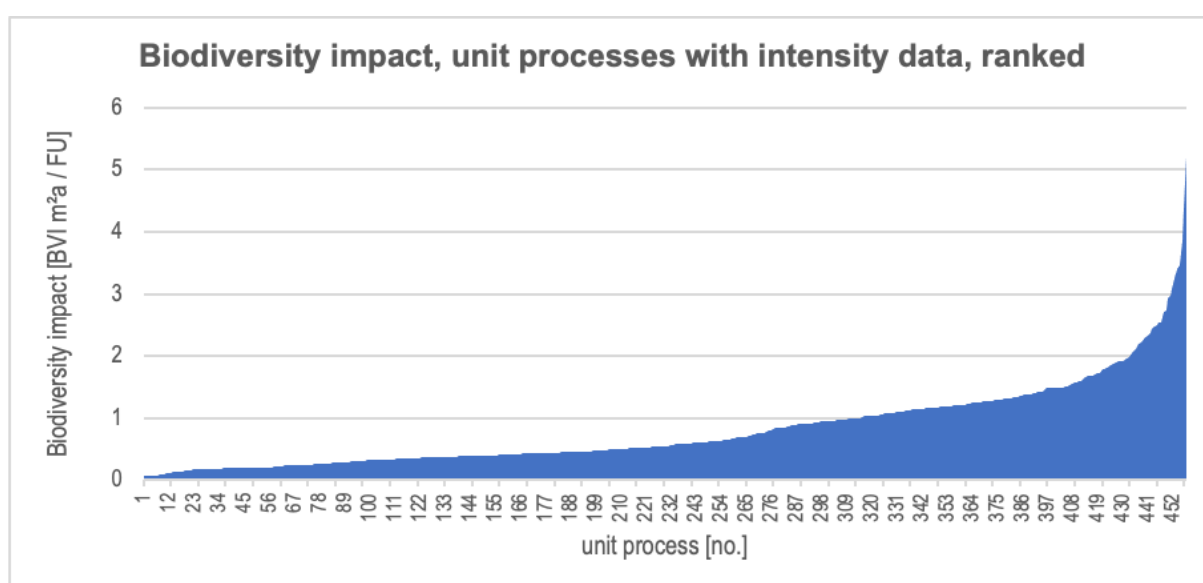


Figure 13 : Répartition des impacts sur la biodiversité des processus unitaires dotés de paramètres d'entrée détaillés du projet BVI appliquée à Agribalyse

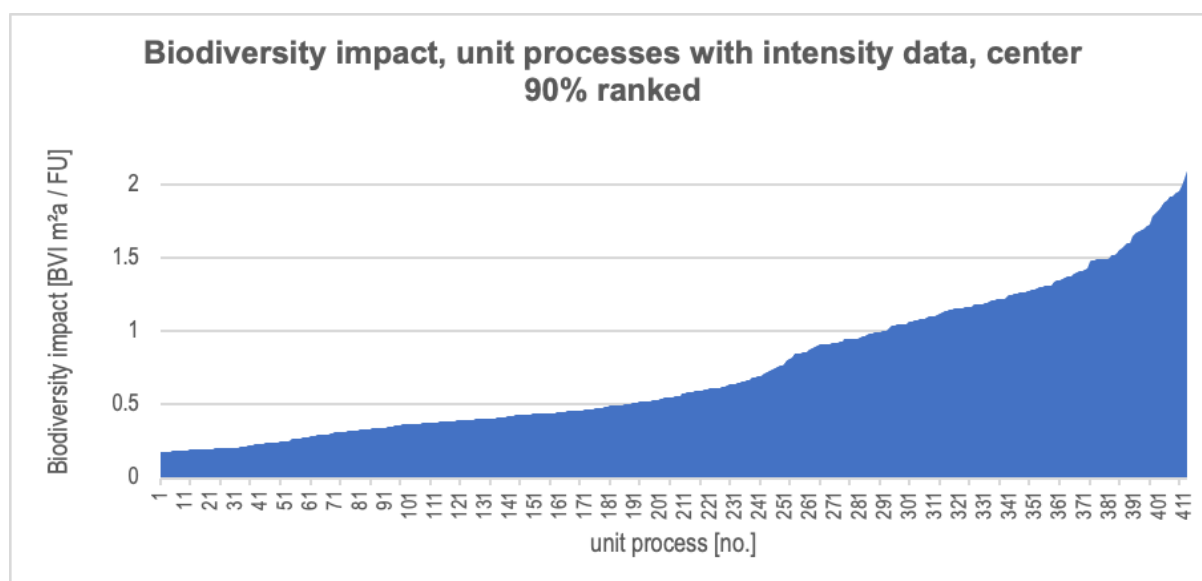


Figure 14 : Répartition des impacts sur la biodiversité de 90 % des processus unitaires au centre de la répartition dotés de paramètres d'entrée détaillés du projet BVI appliquée à Agribalyse

Pour tout processus unitaire donné, les quantités pertinentes qui définissent son impact sur la biodiversité sont : le delta de qualité ΔQ au niveau local, le facteur d'écorégion (EF), et la superficie.durée par unité fonctionnelle. L'influence de chacune de ces quantités est analysée une à une dans les paragraphes suivants.

Le delta de qualité local est défini comme $\Delta Q_{loc} = 1 - BV_{loc}$. Si l'indicateur de biodiversité est élevé, la différence de qualité est faible, et vice versa. Ainsi, ΔQ_{loc} peut être décomposé en éléments de BV_{loc} : l'apport d'azote, les émissions de pesticides et le travail du sol.

Pour analyser l'influence de l'apport d'azote sur ΔQ_{loc} , tous les processus unitaires dotés d'informations sur les paramètres d'entrée sont tracés sur la Figure 15. L'axe des abscisses est l'apport d'azote normalisé, l'axe des ordonnées est la différence de qualité locale. Bien qu'une légère tendance soit facilement visible (un apport en azote plus élevé est en corrélation approximative avec un ΔQ_{loc} plus élevé), il existe un écart assez important autour de cette tendance. À l'extrémité gauche du graphique (aucun apport d'azote) le delta de qualité ΔQ_{loc} varie d'environ 0,05 à 0,2 BVI. À l'extrémité droite du graphique (apport d'azote maximal ou supérieur au maximum), les valeurs varient d'un peu plus de 0,1 à environ 0,5 BVI (sans tenir compte des valeurs aberrantes). Cela indique que l'apport d'azote est pertinent pour l'indicateur de biodiversité local, mais qu'il ne domine pas l'analyse.

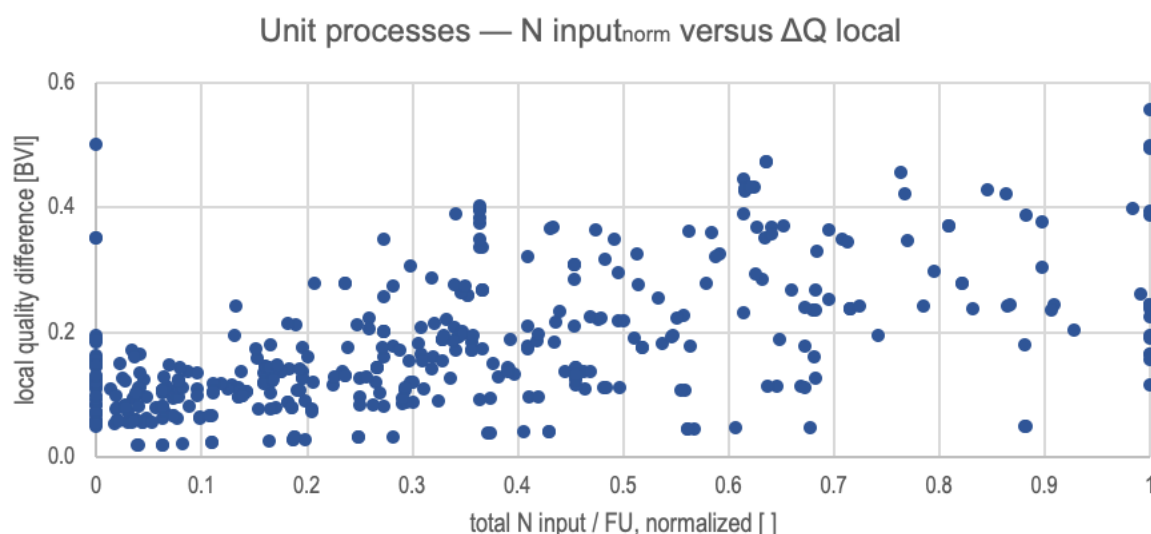


Figure 15 : Relation entre la différence de qualité locale et l'apport d'azote total au niveau des processus unitaires.

Un examen plus approfondi de deux processus unitaires pour la production de noix de coco met en évidence la pertinence des différences en apport d'azote. Il existe plusieurs processus de production de noix de coco dans Agribalyse, représentant différents pays. Le processus pour les Philippines² est comparé à celui pour l'Inde³ dans le Tableau 2. Les émissions de pesticides et le travail du sol sont identiques, mais l'apport d'azote dans le processus unitaire en Inde est presque quadruple de celui du processus unitaire aux Philippines. Cela se traduit par un indicateur de biodiversité spécifique à l'affectation des sols plus élevé pour le processus de la noix de coco aux Philippines (+32,7 % BV_{LU}). La différence en indicateur de biodiversité local est inférieure en raison de l'échelle asymétrique (voir Figure 6 dans la section 2.2), mais néanmoins notable (+6,5 % BV_{loc}).

Processus	Apport d'azote	Émissions de pesticides	Travail du sol	BV_{LU}	BV_{loc}
Noix de coco, Philippines	55 kg/ha/a	14,000 CTUe/ha/a	0	0,629 BVI	0,873 BVI
Noix de coco, Inde	194 kg/ha/a	14,000 CTUe/ha/a	0	0,474 BVI	0,820 BVI

Tableau 2 : Paramètres et indicateur de biodiversité pour la production de noix de coco aux Philippines et en Inde

Le même type d'analyse est mené pour l'influence des émissions de pesticides sur le delta de qualité ΔQ_{loc} . Sur la Figure 16, l'axe des abscisses correspond aux émissions de pesticides normalisées, l'axe des ordonnées étant le delta de qualité local. La tendance sur ce graphique est moins nette que sur l'analyse de l'apport d'azote ci-dessus. Les valeurs élevées d'émission de pesticides rendent impossible l'obtention d'un ΔQ_{loc} faible, mais ne garantissent pas un ΔQ_{loc} élevé. De même, les processus unitaires avec de faibles émissions de pesticides se regroupent autour de l'extrémité inférieure de l'échelle ΔQ_{loc} , mais un ΔQ_{loc} faible n'est pas garanti par une faible émission de pesticides. La plupart des valeurs se situent entre aucune émission de pesticides et 20 % du maximum, avec un groupe important sur l'extrémité gauche du graphique (aucune émission de pesticides). Ce regroupement est très probablement dû à la courbe très prononcée de la fonction de contribution à l'indicateur de biodiversité des émissions de pesticides (voir Figure 3 plus haut). Les valeurs de ΔQ_{loc} dans la plage de ce groupe vont de presque zéro à environ 0,25 BVI (en ignorant les quelques valeurs extrêmes). Les valeurs de ΔQ_{loc} à l'extrémité droite du graphique (émissions de pesticides maximal ou supérieur au maximum), varient d'un peu plus de 0,1 à environ 0,5 BVI. À nouveau, cela indique que les émissions de pesticides sont pertinentes pour l'indicateur de biodiversité local, mais qu'elles ne dominent pas l'analyse.

² Noix de coco, décortiquée {PH} | production de noix de coco, décortiquée | cut-off, U

³ Noix de coco, décortiquée {IN} | production de noix de coco, décortiquée | Cu-off, U

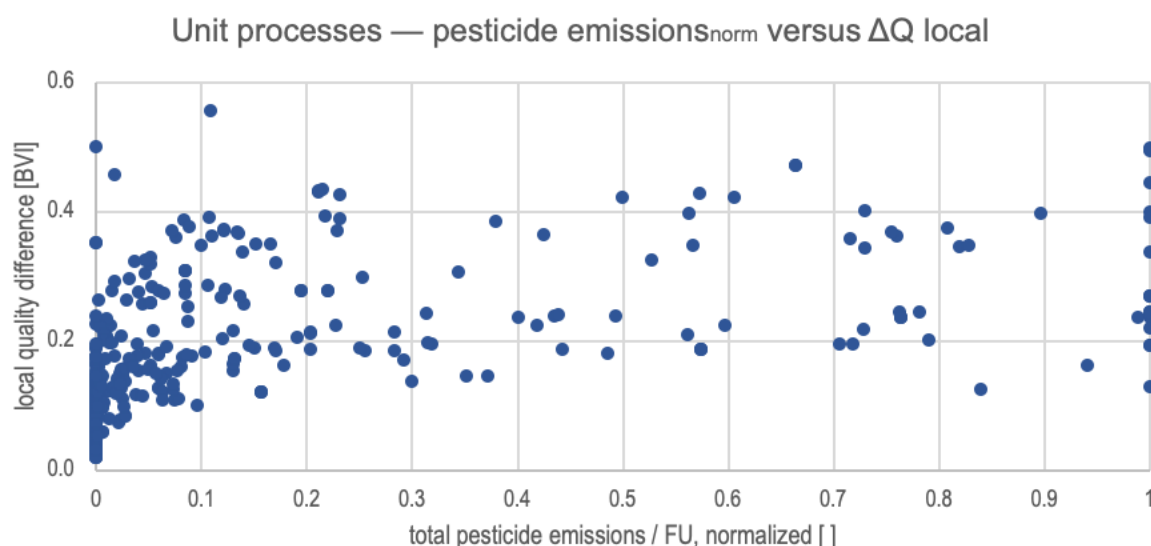


Figure 16 : Relation entre le delta de qualité local et les émissions de pesticides au niveau des processus unitaires

Un examen plus approfondi de deux processus unitaires pour la production de maïs met en évidence la pertinence des différences en émissions de pesticides. Le processus de production de maïs français¹ est comparé au processus argentin⁵ dans le Tableau 3. L'apport d'azote et le travail du sol sont similaires dans des limites raisonnables, mais les émissions de pesticides dans le processus unitaire français sont beaucoup plus élevées que dans le processus unitaire argentin. Cela se traduit par un indicateur de biodiversité spécifique à l'affectation des sols bien inférieur pour le processus de production de maïs français (-50 % BVL_U). La différence en indicateur de biodiversité local est plus faible en raison de l'échelle asymétrique (voir Figure 6 dans la section 2.2), mais reste significatif (-19 % BVL_{loc}). Une analyse plus approfondie serait intéressante pour expliquer la différence d'émission de pesticides entre les maïs français et argentins : qualité des données, système agronomique (ex. : utilisation d'OGM), conditions environnementales (sol favorable, climat...).

Processus	Apport d'azote	Émissions de pesticides	Travail du sol	BVL _U	BVL _{loc}
Maïs, Argentine	120 kg/ha/a	139 CTUe/ha/a	2,90 h/ha/a	0,436 BVI	0,804 BVI
Maïs, France	169 kg/ha/a	192,000 CTUe/ha/a	2,05 h/ha/a	0,173 BVI	0,653 BVI

Tableau 3 : Paramètres et indicateur de biodiversité pour la production de maïs en Argentine et en France

Le même type d'analyse est mené pour l'influence du travail du sol sur le delta de qualité ΔQ_{loc} . Sur la Figure 17, l'axe des abscisses correspond au travail du sol normalisé, l'axe des ordonnées étant le delta de qualité local. Comme pour l'analyse de l'apport d'azote ci-dessus, une tendance est visible sur le graphique, mais il existe une certaine dispersion autour de cette tendance. Les nombreux points à l'extrémité gauche représentent des processus unitaires sans aucun travail du sol, pourtant leur ΔQ_{loc} varie entre près de zéro et environ 0,25 BVI (en ignorant les quelques valeurs extrêmes). Un constat similaire est fait pour l'extrémité droite du graphique (travail du sol maximal ou supérieur au maximum), où le ΔQ_{loc} varie d'un peu plus de 0,1 à environ 0,5 BVI. De la même manière que pour l'apport d'azote et les émissions de pesticides, cela indique que le travail du sol est pertinent pour l'indicateur de biodiversité local, mais qu'il ne domine pas l'analyse.

¹ Maïs grain, conventionnel, humidité 28 %, moyenne nationale, à l'irrigation animale, à la sortie de la ferme/FR U

⁵ Maïs grain [AR] production de maïs grain - Cutoff, U

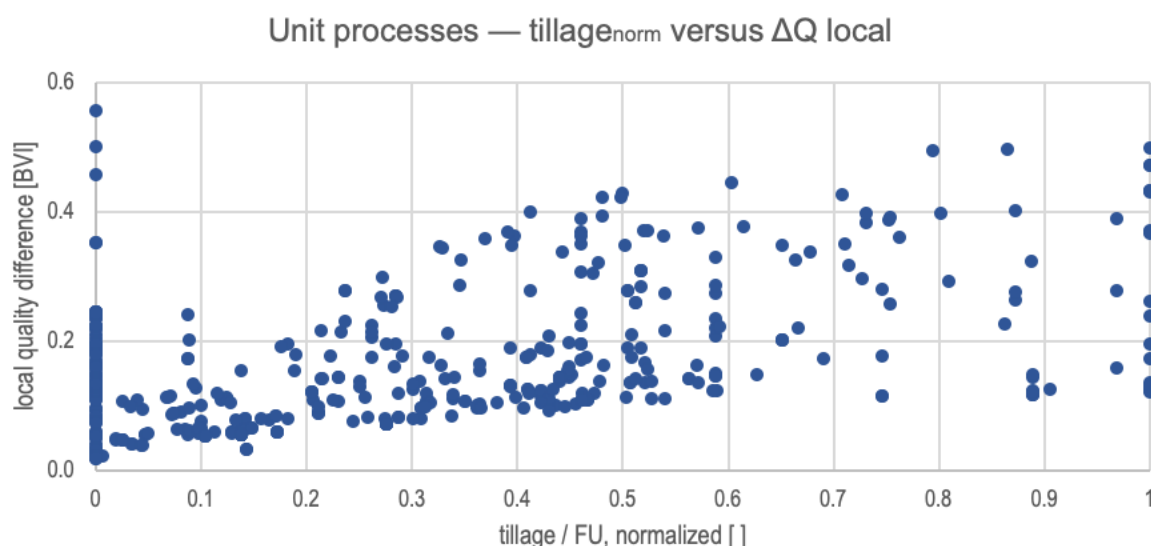


Figure 17 : Relation entre le delta de qualité local et le travail du sol au niveau des processus unitaires

Un examen plus approfondi de deux processus unitaires pour la production d’avoine met en évidence la pertinence des différences de travail du sol. L’un des nombreux processus de production d’avoine français⁶ est comparé au processus de production d’avoine du Canada⁷ (en réalité, tout le Canada sauf le Québec) dans le Tableau 4. L’apport d’azote est similaire. Les émissions de pesticides sont véritablement égales à zéro dans le processus français. Les émissions de pesticides dans le processus canadien ne sont pas égales à zéro, mais restent faibles par rapport à de nombreux autres processus agricoles. La contribution à la biodiversité du paramètre des pesticides est en fait analogue entre les deux processus (non illustré). Cependant, le travail du sol dans le processus unitaire français est beaucoup plus élevé que dans le processus unitaire canadien, quasiment d’un facteur 5 (il convient de noter qu’environ la moitié de l’effort de travail du sol consiste en du hersage, c’est-à-dire un désherbage mécanique). Cela se traduit par un indicateur de biodiversité spécifique à l’affectation des sols inférieur pour le processus de production d’avoine français (-24 % BV_{LU}). La différence en indicateur de biodiversité local est inférieure en raison de l’échelle asymétrique (voir Figure 6 dans la section 2.2), mais néanmoins notable (-5 % BV_{loc}).

Processus	Apport d’azote	Émissions de pesticides	Travail du sol	BV_{LU}	BV_{loc}
Avoine, biologique, France	59 kg/ha/a	0 CTUe/ha/a	2,77 h/ha/a	0,571 BVI	0,855 BVI
Avoine, conventionnel, Canada	55 kg/ha/a	1,390 CTUe/ha/a	0,56 h/ha/a	0,747 BVI	0,904 BVI

Tableau 4 : Paramètres et indicateur de biodiversité pour la production d’avoine en France et au Canada

Il est clair qu’aucun paramètre utilisé dans l’approche BVI (telle qu’appliquée à la base de données Agribalyse) n’est dominant au point de rendre les autres paramètres insignifiants. Un indicateur BV_{loc} élevé (faible ΔQ_{loc} , faible impact) est obtenu par la combinaison d’un faible apport d’azote, de faibles émissions de pesticides et d’un travail du sol réduit, et non par la minimisation d’un seul paramètre. À l’inverse, un indicateur BV_{loc} faible (ΔQ_{loc} élevé, impact élevé) n’est atteint que si tous les paramètres sont dans la plage défavorable. Un seul paramètre défavorable ne suffit pas à anéantir l’ensemble de l’analyse.

⁶ Avoine d’hiver, agriculture biologique, système n°1, à la sortie de la ferme/FR U

⁷ Avoine grise (Canada hors Québec) production d’avoine | Cu-001, U

La deuxième donnée pertinente qui détermine l'impact sur la biodiversité d'un processus unitaire est le facteur d'écorégion EF. L'indicateur de biodiversité global est défini comme suit : $BV_{glo} = EF * BV_{loc}$. Par conséquent, le delta de qualité global est défini comme suit : $\Delta Q_{glo} = EF (1 - BV_{loc}) = EF - EF * BV_{loc} = EF - BV_{glo}$. Essentiellement, le facteur d'écorégion (EF) étend à la fois l'indicateur de biodiversité et le delta de qualité dans l'étape allant du local au global.

Afin de comprendre dans quelle mesure le facteur d'écorégion influence le calcul de l'impact pour les processus unitaires, la Figure 18 trace le graphique de ΔQ_{glo} en fonction de ΔQ_{loc} . Une tendance se dessine : Toutes les valeurs sont regroupées entre une limite haute et une limite basse (les lignes imaginaires inclinées et plates limitant la dispersion des points sur le graphique). Ces limites haute et basse correspondent aux facteurs d'écorégion qui étirent le ΔQ_{loc} au sein du ΔQ_{glo} . Puisque le facteur d'écorégion est linéaire dans l'équation, il apparaît comme une ligne droite sur le graphique.

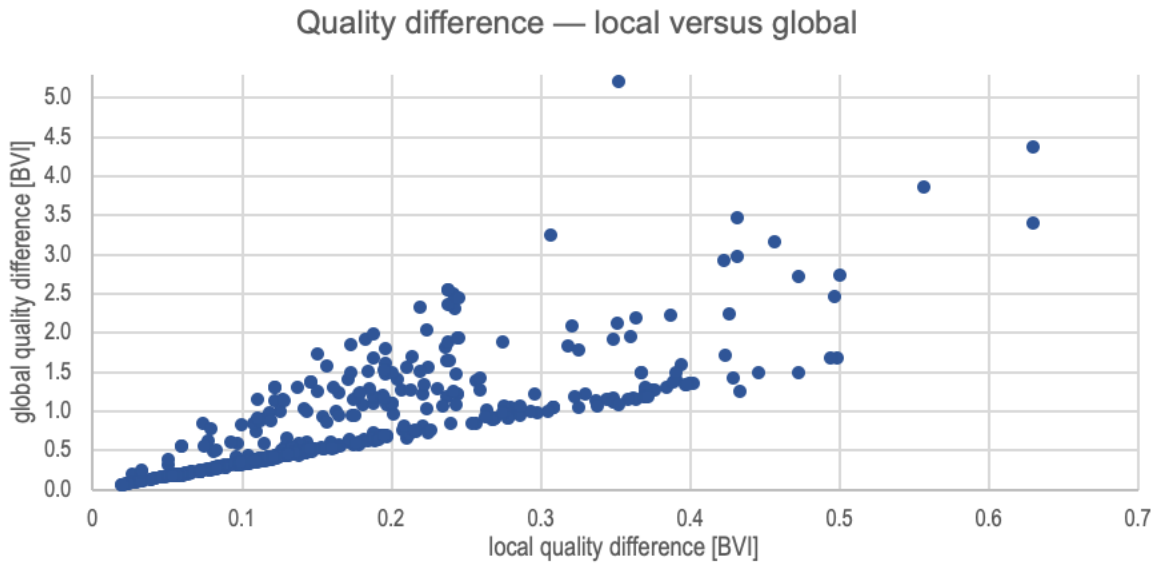


Figure 18 : Delta de qualité global par rapport au delta de qualité local au niveau du processus unitaire

Des comparaisons intéressantes peuvent être établies en observant les points le long d'une ligne verticale sur le graphique. Deux points sur la même ligne verticale indiquent des processus unitaires avec le même ΔQ_{loc} mais avec un ΔQ_{glo} différent. Ce type de comparaison peut être observé sur une longue série de valeurs de ΔQ_{loc} . L'information à retenir est que l'emplacement géographique peut faire toute la différence entre des processus unitaires par ailleurs équivalents.

Cependant, cela ne fait pas vraiment de différence pour de nombreux processus unitaires. La majorité des processus unitaires (points sur le graphique) sont regroupés autour de la limite inférieure, ce qui indique que la plupart des processus unitaires dans l'architecture structurelle d'ACV de la base de données Agribalyse sont situés dans des régions à faible facteur d'écorégion (EF) (les régions peuvent signifier des pays, des régions de croissance de cultures spécifiques, ou de réelles écorégions). De nombreux processus Agribalyse sont situés en France et dans les pays voisins, et donc cela est tout à fait plausible. La différence de facteur d'écorégion (EF) entre les betteraves sucrières françaises et allemandes, par exemple, est faible.

La pertinence des différences en termes de facteur d'écorégion est illustrée par la comparaison entre les fruits européens et les fruits tropicaux. Des bananes des Antilles⁸ sont comparées à des pommes de France⁹ dans le Tableau 5. L'indicateur de biodiversité local et le delta de qualité local correspondant sont relativement similaires (le processus français est en réalité légèrement plus inoffensif). Le facteur d'écorégion des bananes antillaises est cependant beaucoup plus élevé, ce qui se traduit par un delta de qualité global beaucoup plus important (quasiment le triple du ΔQ_{glo} des pommes françaises).

Processus	BV_{loc} [BVI]	ΔQ_{loc} [BVI]	EF []	ΔQ_{glo} [BVI]
-----------	------------------	------------------------	--------	------------------------

⁸ Bananes, années de production complètes (phase), production mixte, Antilles (Wes. Indes), à la sortie de la ferme WU/U
⁹ Pommes, conventionnelles, tolérantes à la lavure, années de production complètes (phase), au verger/FR U

Banane, Antilles	0,755	0,245	7,94	1,946
Pomme, France	0,806	0,194	3,55	0,688

Tableau 5 : Indicateur de biodiversité, delta de qualité global et local pour les bananes et les pommes

La dernière quantité déterminant l'impact sur la biodiversité d'un processus unitaire donné est la superficie.durée nécessaire pour produire une unité fonctionnelle (l'inverse du rendement). Afin d'analyser l'influence de la superficie.durée sur l'impact sur la biodiversité, la Figure 19 représente l'impact sur la biodiversité par kilogramme en fonction du rendement (là encore, les valeurs extrêmes ont été supprimées). La tendance est claire : Les rendements élevés garantissent presque toujours un impact faible par kilogramme. Ceci est vrai pour les rendements très élevés, supérieurs à 10 t/ha. Les cultures à forte teneur en eau, telles que le concombre et la tomate, peuvent donner des rendements annuels bruts supérieurs à 100 t/ha, tandis que les betteraves sucrières peuvent donner des rendements compris entre 50 et 100 t/ha. Cependant, de nombreuses cultures provenant de champs arables sont plus généralement de l'ordre de 1 à 10 t/ha.

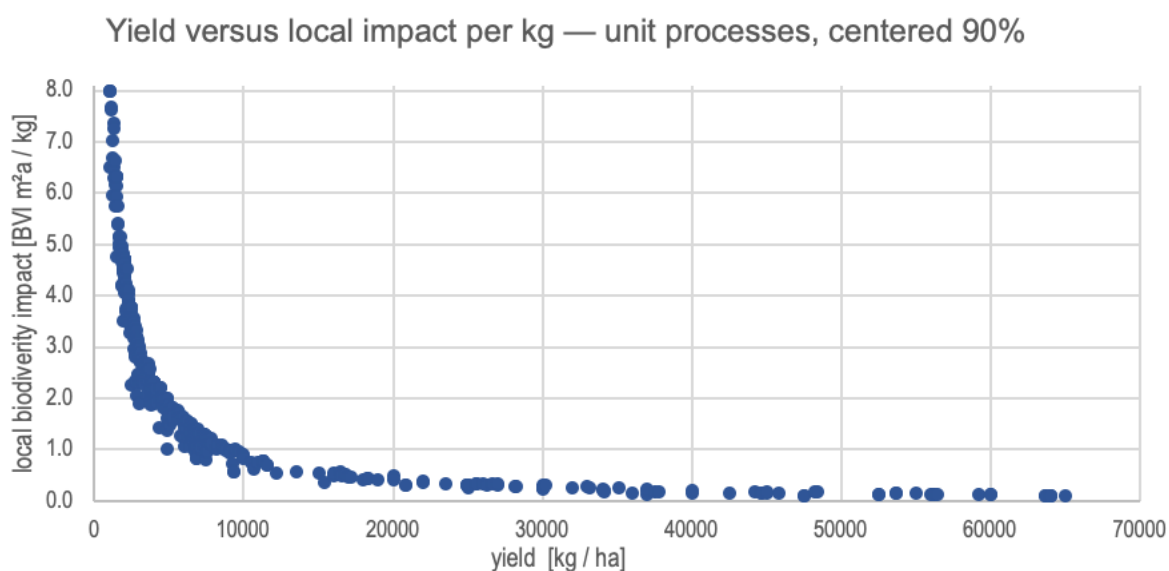


Figure 19 : Relation entre le rendement et l'impact sur la biodiversité par kilogramme au niveau du processus unitaire

Dans la vue zoomée de la Figure 20 (identique à la Figure 19, mais avec des cut-off de 20 t/ha et 4,0 BVI m² a/kg), une plus grande variabilité est visible. Sur cette plage de valeurs, le résultat dépend encore fortement du rendement (superficie.durée), mais relativement moins. D'autres facteurs entrent également en ligne de compte pour l'impact par kilogramme.

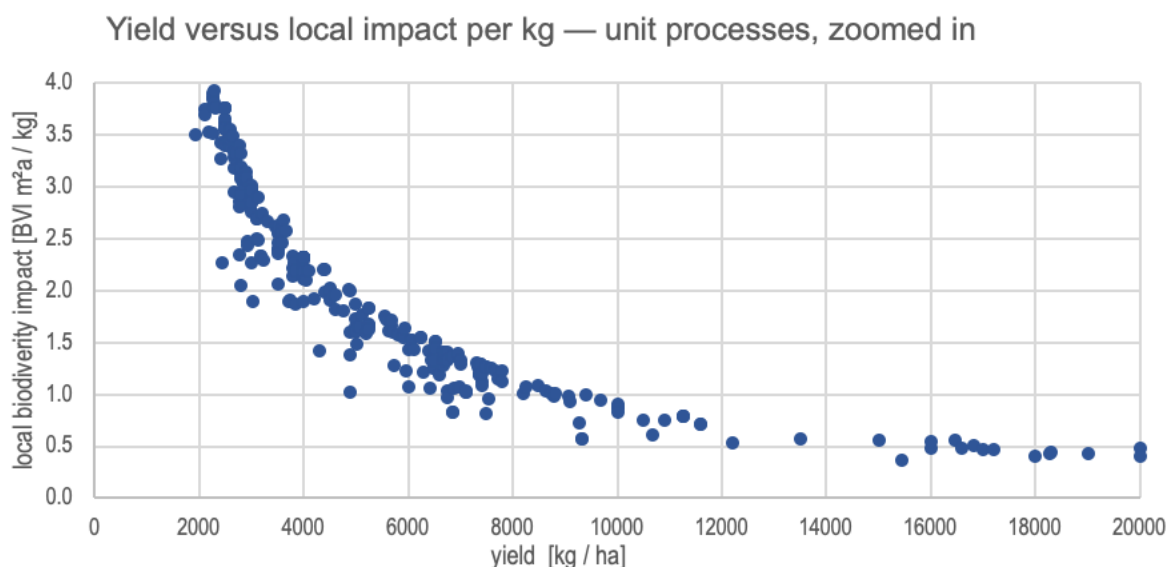


Figure 20 : Relation entre le rendement et l'impact sur la biodiversité par kilogramme au niveau du processus unitaire, jusqu'à 20000 kg/ha

La pertinence de toutes les valeurs combinées est illustrée par les betteraves sucrières dans le Tableau 6. La production française de betteraves sucrières¹⁰ est plus efficace par hectare que la production américaine¹¹ ou russe¹². Si l'on ne considère que le rendement (superficie.durée), l'impact des betteraves sucrières américaines serait 46 % plus élevé, et l'impact des betteraves sucrières russes serait 171 % plus élevé que l'impact des betteraves sucrières françaises. Cela serait vrai dans des conditions d'intensité des activités agricoles égales et de facteur d'écorégion égal. Cependant, les pratiques diffèrent sensiblement entre les trois processus, ce qui se traduit par un indicateur de biodiversité spécifique à l'affectation des sols plus élevé pour le processus français de la betterave sucrière (quasiment le double par rapport aux deux autres). L'indicateur de biodiversité local et le delta de qualité local qui en résultent sont combinés aux facteurs d'écorégion (spécifiques au pays et à la culture, voir chapitre 2.4). Le facteur d'écorégion des betteraves sucrières françaises est inférieur de 21 % à celui des betteraves sucrières américaines et de 47 % à celui des betteraves sucrières russes.

Ensemble, les facteurs définissant l'impact sur la biodiversité peuvent produire de fortes différences. Le processus de betterave sucrière français a un rendement supérieur, une intensité d'activité agricole plus faible (plus grande naturalité, c'est-à-dire que l'indicateur BV_{loc} est plus élevé), et est situé dans une combinaison d'écorégions de moindre valeur. Ainsi, l'impact par kilogramme de betterave sucrière fraîchement récoltée est beaucoup plus faible pour les betteraves sucrières françaises que pour les betteraves sucrières américaines (impact de -82 % par rapport aux États-Unis) et russes (impact de -92 % par rapport à la Russie). Il convient toutefois de noter qu'il s'agit d'un exemple extrême. Dans d'autres cultures, les différences entre les jeux de données moyens des pays sont moins prononcées.

Processus	Superficie.durée [m² a]	BV_{Lu} [BVI]	BV_{loc} [BVI]	ΔQ_{loc} [BVI]	EF []	ΔQ_{glo} [BVI]	Impact [BVI m² a/kg]
Betteraves à sucre, France	0,108	0,593	0,862	0,138	3,23	0,446	0,048
Betteraves à sucre, États-Unis	0,158	0,080	0,577	0,423	4,08	1,724	0,272
Betteraves à sucre, Russie	0,293	0,151	0,637	0,363	6,05	2,196	0,645

¹⁰ Betterave sucrière, à la sortie de la ferme (WFLDB 3.1)/FR U

¹¹ Betterave sucrière, à la sortie de la ferme (WFLDB 3.1)/US U

¹² Betterave sucrière, à la sortie de la ferme (WFLDB 3.1)/RU U

Tableau 6 : Comparaison de l'impact pour les betteraves à sucre de France, des États-Unis et de Russie

3.3. Comparaison entre les processus agricoles et les autres processus unitaires

Comme on peut le voir au chapitre 3.1, il existe une grande différence en indicateur de biodiversité entre les produits agricoles et forestiers. Cela est principalement dû à l'intensité différente de l'intervention humaine. Il convient toutefois de mentionner ici les contraintes méthodologiques.

Pour la plupart des processus agricoles, les trois paramètres d'entrée (apport d'engrais, application de pesticides et travail du sol) sont disponibles. Par conséquent, le calcul de l'indicateur de biodiversité est basé sur ces données. Pour d'autres processus unitaires, tels que l'exploitation forestière, minière, les infrastructures ou d'autres, ces paramètres d'entrée ne sont pas disponibles, car ils ne sont pas pertinents pour ces types d'affectation des sols.

S'appuyant sur les explications précédentes (voir section 2.3), le calcul de l'indicateur de biodiversité est alors basé sur le schéma d'affectation de l'hémérobie de Fehrenbach et al. (2019). Cette approche est considérée comme plus prudente car la répartition des classes d'affectation des sols générique CORINE ne cherche pas à représenter la situation moyenne réelle. Dans le doute, la répartition suppose une classification plus négative (par exemple, si le type d'affectation des sols est simplement « terre arable » sans autre information).

C'est également le cas pour les forêts. Bien qu'une forêt spécifique puisse être assez proche de l'état naturel, l'affectation privilégie la prudence et attribue une situation moins naturelle aux forêts génériques. Ainsi, le résultat global de l'indicateur de biodiversité pour les forêts se trouve systématiquement sous-évalué. Pour les surfaces imperméabilisées, telles que les mines et les infrastructures, cette approche est acceptable, car les surfaces imperméabilisées font déjà partie de la classe d'hémérobie la plus élevée (voir la Figure 5 de la section 2.2). Cependant, comme illustré à la Figure 5, il existe une large plage de classes d'hémérobie pour l'affectation des sols qu'est la forêt, allant de la classe II à la classe V. Fehrenbach et al. (2019) attribuent même la classe VI aux peuplements forestiers monospécifiques et industriels composés d'essences en mauvais état. C'est pourquoi les auteurs suggèrent de distinguer davantage les processus unitaires liés à l'exploitation forestière au sein d'Agribalyse à l'avenir.

3.4. Comparaison entre les groupes d'aliments

Dans la base de données Agribalyse, chaque produit alimentaire est associé à l'un des 59 groupes d'aliments différents. Ces groupes ont été utilisés pour l'analyse approfondie ci-dessous. Tableau 7 présente la demande en durée d'utilisation des superficies par groupe d'aliments. Les besoins en superficie.durée sont les plus élevés pour la viande et les produits d'origine animale (avec des valeurs moyennes comprises entre 10 et 42 m² a/kg), suivis par les aliments végétaux très concentrés (comme les graisses et les huiles) ou les aliments végétaux à forte teneur en matière sèche (comme les noix et les oléagineux) ou à faible rendement comme les épices (valeurs moyennes comprises entre 7 et 11 m² a/kg). Au niveau des valeurs intermédiaires (de 2 à 7 m² a/kg) se trouvent les produits hautement transformés (fromage) et les plats mixtes (sandwichs, boissons, pizzas, etc.). Les boissons et les sels à forte teneur en eau sont de loin les moins exigeants en termes de superficie.durée : les deux produits présentent un « rendement de surface » élevé et ne nécessitent que peu de surface comme des salins ou un site d'extraction de minéraux.

Groupe alimentaire	Superficie.durée : m ² a/kg							Nbre de valeurs aberrantes
	Nbre	Moyenne	Min	Q1	Médiane	Q3	Max	
viandes cuites	105	41,977	1,650	7,470	29,332	56,817	126,461	0
viandes crues	137	26,758	1,200	5,589	12,073	44,933	100,063	0

Groupe alimentaire	Superficie.durée : m ² a/kg							Nbre de valeurs aberrantes
	Nbre	Moyenne	Min	Q1	Médiane	Q3	Max	
autres produits carnés	14	24,404	5,280	6,811	7,841	25,373	126,405	1
charcuterie	145	11,677	1,223	6,124	7,411	13,933	79,980	7
huiles et graisses végétales	18	11,525	2,072	5,296	8,603	10,730	63,970	1
huiles de noix et d'oléagineux	49	10,245	2,614	6,964	10,674	12,559	23,276	4
chocolats et produits chocolatés	30	8,991	3,274	5,783	9,868	12,014	14,367	0
beurres	10	8,692	8,692	8,692	8,692	8,693	8,693	0
plats mixtes	122	7,594	0,144	1,360	3,070	5,397	66,250	20
épices	24	7,048	0,248	0,311	7,046	13,772	13,781	0
fromages	118	6,859	5,374	5,399	6,199	8,746	16,292	3
sandwichs	38	6,379	1,377	2,366	3,601	4,757	27,911	5
feuilletés et autres hors-d'œuvre	22	5,897	0,828	3,446	3,567	4,443	38,216	2
laits	17	5,299	1,363	1,363	1,674	1,944	21,768	3
mollusques et crustacés crus	14	4,992	0,106	0,344	4,909	10,450	10,558	0
laits et boissons pour nourrissons	12	4,730	0,582	1,364	1,463	1,463	21,652	2
pizzas, tartes et crêpes salées	45	4,087	1,466	2,181	2,968	4,120	25,558	4
œufs	21	4,085	2,224	3,829	4,128	4,441	5,391	1
margarines	18	3,896	1,966	2,931	4,280	4,518	6,186	0

Groupe alimentaire	Superficie.durée : m ² a/kg							Nbre de valeurs aberrantes
	Nbre	Moyenne	Min	Q1	Médiane	Q3	Max	
céréales et biscuits pour le petit-déjeuner	125	3,699	1,21 1	2,89 0	3,699	3,971	7,021	7
saucés	58	3,462	0,43 9	1,35 0	2,352	5,07 2	19,19 5	1
mollusques et crustacés cuits	5	3,442	0,05 6	0,07 2	0,122	4,187	12,77 1	1
gâteaux et pâtes	76	3,335	0,53 3	2,03 7	2,822	4,63 3	7,535	0
pains et pâtes	73	2,839	0,93 5	1,97 3	2,275	3,02 4	10,48 5	3
farines et pâtes	41	2,798	0,83 9	1,58 9	3,140	3,66 4	4,778	0
boissons sans alcool	83	2,675	0,02 9	0,17 4	0,399	1,020	30,65 6	10
condiments	7	2,602	0,50 5	1,54 0	2,069	3,831	4,900	0
pâtes, riz et céréales	60	2,583	0,62 1	1,20 5	1,738	2,411	31,14 0	1
confiserie non chocolatée	9	2,455	0,53 3	1,14 9	3,290	3,29 3	3,337	0
produits laitiers frais et similaires	80	2,450	0,48 9	1,47 5	1,887	2,36 4	13,72 5	8
denrées alimentaires destinées à des régimes spéciaux	4	2,334	2,33 4	2,33 4	2,334	2,33 4	2,334	0
crèmes et spécialités à base de crème	6	2,294	2,24 3	2,30 4	2,304	2,30 5	2,306	5
salades composées et crudités	13	2,203	1,08 6	1,52 0	1,799	2,57 8	4,133	0
céréales et biscuits pour enfants	3	2,079	1,94 6	1,94 6	1,946	2,145	2,345	0
aides culinaires	3	2,066	0,96 1	1,49 2	2,022	2,619	3,215	0
ingrédients divers	17	2,048	0,22 3	0,86 7	1,817	3,50 2	4,583	0

Groupe alimentaire	Superficie.durée : m ² a/kg							Nbre de valeurs aberrantes
	Nbre	Moyenne	Min	Q1	Médiane	Q3	Max	
desserts glacés	12	2,030	1,800	1,800	1,800	2,299	3,064	1
confitures et produits similaires	7	1,811	0,635	0,756	0,760	1,293	7,183	1
crème glacée	10	1,800	1,800	1,800	1,800	1,800	1,800	0
poissons et produits de la mer	46	1,623	0,049	0,337	1,215	1,535	13,304	3
légumineuses	36	1,617	0,595	1,237	1,244	1,680	3,610	8
sucres, miels et produits similaires	7	1,410	0,602	1,182	1,305	1,595	2,411	1
autres graisses	6	1,217	1,165	1,165	1,171	1,280	1,316	0
fruits	96	1,210	0,209	0,383	0,547	0,730	17,873	9
poisson cuit	55	1,199	0,033	0,118	0,142	3,030	5,692	0
desserts pour enfants	5	1,193	0,437	0,437	1,697	1,697	1,697	0
pommes de terre et autres tubercules	46	1,144	0,319	0,503	0,613	1,372	4,581	5
boissons alcoolisées	46	1,067	0,334	0,443	0,518	2,063	2,233	0
soupes	41	1,009	0,008	0,325	0,547	0,866	9,241	2
légumes	196	1,000	0,050	0,214	0,337	1,438	9,977	18
snacks salés et aliments pour bébés	13	0,994	0,211	0,584	1,156	1,348	1,348	0
poisson cru	94	0,729	0,043	0,075	0,109	0,116	4,032	18
herbes	24	0,603	0,202	0,617	0,685	0,715	0,716	0

Groupe alimentaire	Superficie.durée : m ² a/kg							Nbre de valeurs aberrantes
	Nbre	Moyenne	Min	Q1	Médiane	Q3	Max	
sorbets	3	0,469	0,418	0,430	0,442	0,494	0,546	0
algues marines	16	0,364	0,353	0,355	0,370	0,370	0,370	0
huiles de poisson	4	0,075	0,074	0,074	0,075	0,075	0,075	0
sels	5	0,046	0,046	0,047	0,047	0,047	0,047	4
eaux	90	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,033	1

Tableau 7 : Superficie.durée (m² a/kg), par groupe d'aliments : nombre d'ICV par groupe (Nbre), valeur moyenne, minimum, premier quartile (Q1), médiane, troisième quartile (Q3), maximum et nombre de valeurs aberrantes

Les résultats finaux de l'indicateur de biodiversité par kilogramme d'aliments (groupes triés par valeur moyenne) sont présentés dans les Figure 21 et Figure 22.

Dans l'ensemble, l'ordre des groupes d'aliments (s'ils sont classés par valeur moyenne) est conforme aux attentes :

Les groupes d'aliments comportant une forte proportion d'ingrédients provenant de régions présentant des facteurs d'écorégion élevés (épices, cacao dans le chocolat ou café décaféiné dans les boissons non alcoolisées, voir Figure 21) ont tendance à avoir l'indicateur d'impact le plus élevé.

Ils sont suivis par les groupes d'aliments contenant de la viande ou des produits carnés (viande, autres produits carnés, beurres).

Dans le cas des aliments d'origine végétale, le degré de transformation ou le rendement sont déterminants pour l'indicateur de biodiversité : le groupe d'aliments des graisses et des huiles présente donc la quatrième valeur moyenne la plus élevée d'indicateur de biodiversité, quasiment à égalité avec la viande crue et les autres produits carnés.

La raison pour laquelle les produits à base de poisson et de crustacés figurent également parmi les 12 groupes d'aliments présentant les plages d'indicateur de biodiversité les plus élevées est principalement due au fait que des piquets exotiques en bois d'azobé sont parfois utilisés dans l'élevage de crustacés et d'huîtres : dans le cas de l'huître du Pacifique, par exemple, cela représente environ 97 % de l'indicateur de biodiversité.

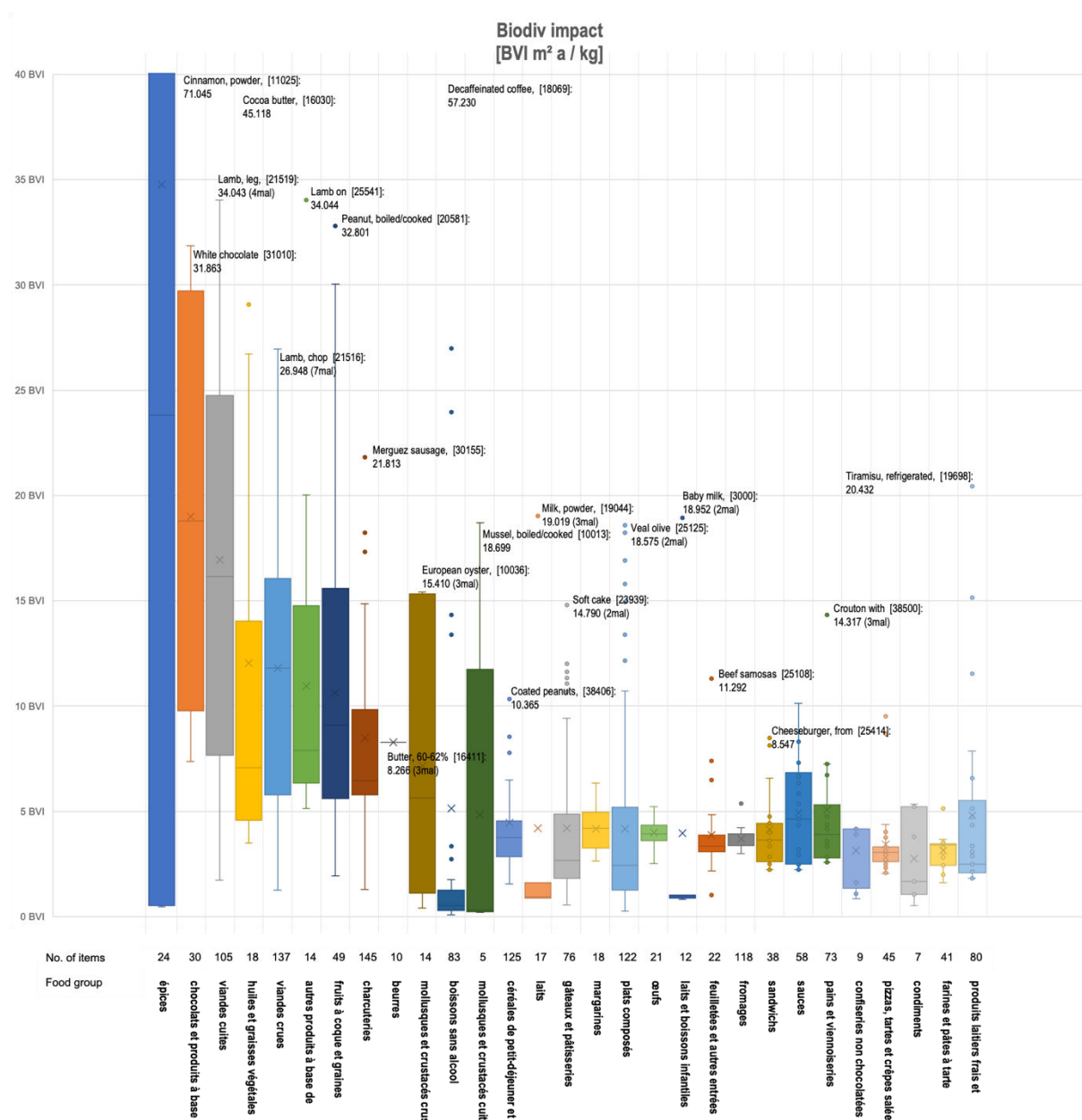


Figure 21 : Impact sur la biodiversité par kilogramme par groupe d'aliments (première moitié des 58 groupes), triés par valeur moyenne : pour les données exactes, veuillez vous reporter à l'annexe Tableau 15. Les valeurs aberrantes extrêmes par groupe sont indiquées par leur nom et la valeur de l'indicateur de biodiversité. L'axe a été tronqué à 40, car seules quelques valeurs d'indicateurs de biodiversité sont supérieures à 40 (et, hormis les épices, elles sont toutes aberrantes). Limite pour les valeurs aberrantes – 2 * écart interquartile, soit une définition moyenne-forte (1,5 – faible, 3 – forte). Aide à la lecture : chaque barre colorée couvre les 50 % au centre du groupe respectif (c'est-à-dire les valeurs entre le premier et le troisième quartile). La médiane est représentée par une ligne à l'intérieur de la barre colorée, la moyenne (qui peut également se trouver à l'extérieur de la barre) est indiquée par un x. Les points qui se trouvent en dehors des antennes ou moustaches sont considérés comme des valeurs aberrantes.

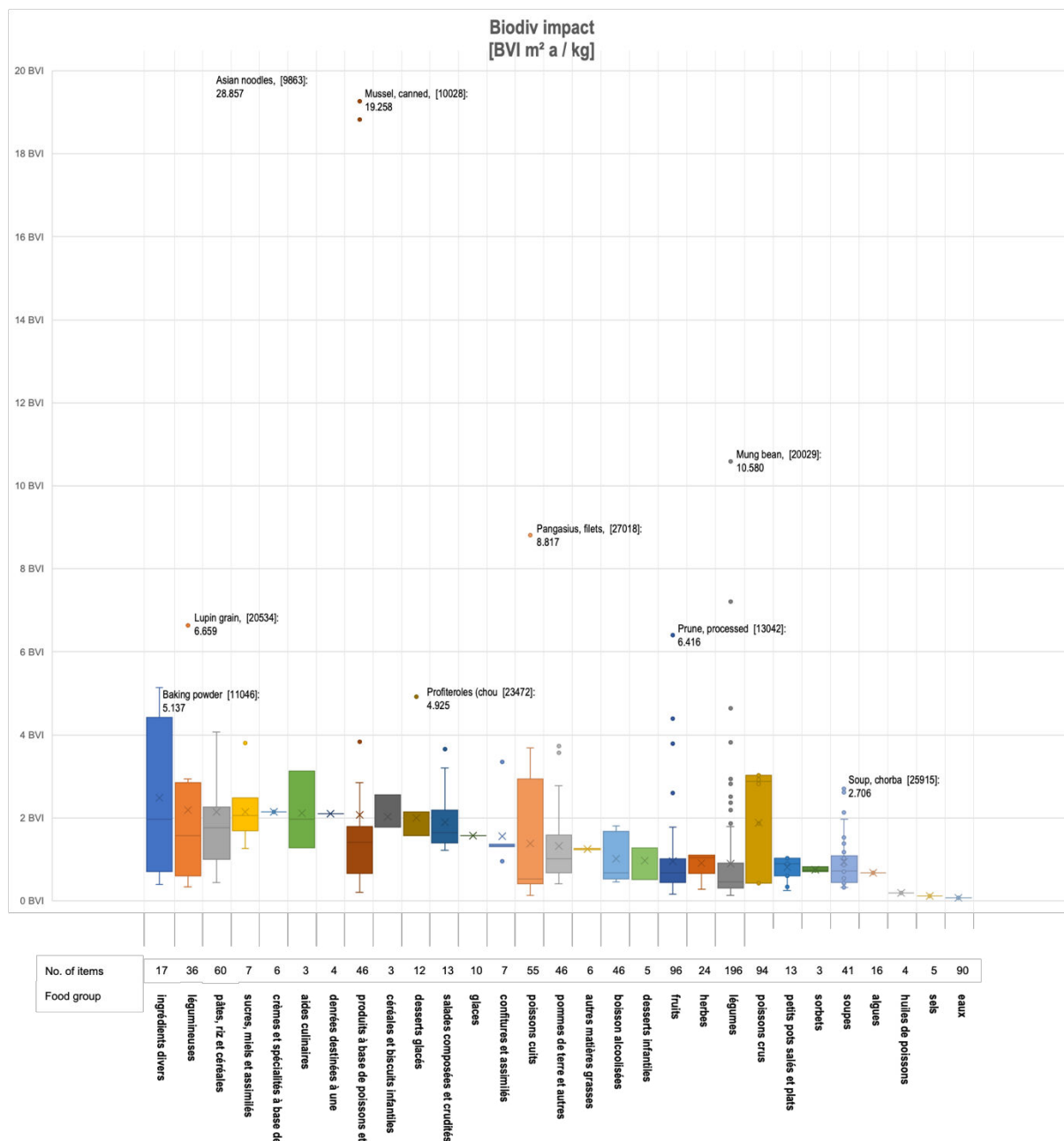


Figure 22 : Impact sur la biodiversité par kilogramme par groupe d'aliments (deuxième moitié des 58 groupes), triés par valeur moyenne : pour les données exactes, veuillez vous reporter à l'annexe Tableau 15. Les valeurs aberrantes les plus extrêmes par groupe sont indiquées. L'axe a été tronqué à 20, c'est-à-dire que la résolution est presque deux fois plus élevée que sur la figure 19. Limite pour les valeurs aberrantes – 2 * écart interquartile, soit une définition moyenne-forte (1,5 – faible, 3 – forte).

Pour la plupart des groupes d'aliments, la majorité des résultats d'indicateur de biodiversité (voir la barre colorée et les moustaches de la Figure 21 et de la Figure 22) sont inférieurs à 10 BVI m² a/kg. Huit groupes d'aliments présentent une large plage d'indicateur de biodiversité (voir Figure 21) : La valeur du 75^e percentile pour ces groupes est entre quatre fois (boissons non alcoolisées) et 135 fois (épices) plus grande que la valeur du 25^e percentile. Cette grande variance est liée à la forte variabilité des groupes.

11 des 24 épices sont des produits des tropiques (cannelle, vanille, poudre de curcuma) avec des indicateurs de biodiversité supérieurs à 70, la plupart d'entre elles ont été construites comme proxys du produit vanille. Les autres épices comme le fenouil, le gingembre ou le poivre présentent des indicateurs de biodiversité entre 0,5 et 5,5. Là encore, un proxy a été utilisé pour un certain nombre d'épices (en particulier le fenouil). L'utilisation de proxys est une pratique répandue de l'analyse d'ICV, mais les valeurs des indicateurs de biodiversité pour les épices en montrent également les limites : malgré que le proxy vanille ait du sens pour la cannelle et la poudre de curcuma, principalement cultivées sous les tropiques,

il a un fort effet de distorsion pour le safran, puisque celui-ci n'est pas exclusivement cultivé sous les tropiques, mais aussi dans une large mesure en Europe. À l'inverse, le fenouil dont la zone de culture est « mondiale » peut convenir pour le poivre noir de Turquie, mais moins pour les principaux pays exportateurs que sont le Vietnam, le Brésil, l'Indonésie et l'Inde.

La grande variation des mollusques et crustacés crus et cuits est principalement le résultat du bois d'azobé pour les piquets utilisés dans la production d'huîtres et de coquillages : les huîtres présentent un impact d'environ 15 BVI m² a/kg, les crevettes seulement 6 (en raison des aliments pour poissons contenant des céréales et du soja) et les autres mollusques et crustacés (coquilles Saint-Jacques, encreur et homards) de 1 ou moins. Il convient de noter que la destruction des mangroves, étant la principale préoccupation en matière de biodiversité concernant l'aquaculture des crevettes, n'est pas très bien couverte par la méthodologie de l'indicateur de biodiversité, puisque les plans d'eau sont hors champ de l'étude. L'utilisation de la mer et ses impacts sur la biodiversité marine sont également hors champ (voir la note au chapitre 2.3 et la discussion au sujet de la biodiversité marine au chapitre 4.3).

Les poissons d'élevage crus et cuits (bar méditerranéen ou daurade) ont un impact d'environ 3 BVI m² a/kg du fait de la production d'aliments pour poissons, la valeur extrême (8,8 BVI m² a/kg) étant celle du pangasius élevé avec des aliments contenant du soja (soja des États-Unis). Les poissons sauvages capturés (par exemple le cabillaud ou le hareng de l'Atlantique) ont des valeurs BVI comprises entre 0,2 et 0,55 BVI m² a/kg.

Deux sous-groupes peuvent également être identifiés au sein des légumineuses : les fèves, les flageolets ou les haricots rouges ont une valeur d'indicateur de biodiversité supérieure à 2. Pour tous ces inventaires, le proxy « Fève, production intégrée suisse » a été utilisé, fortement fertilisé avec un engrais vert « intensif en terres » (environ 75 % de l'impact est dû à l'engrais vert). Les autres légumineuses ont toutes un impact nettement inférieur (0,3 à 1,2 BVI m² a/kg).

Lorsque le groupe d'aliments de la viande crue est différencié selon l'espèce animale, on obtient, comme prévu, les répartitions suivantes : la viande blanche a un impact significativement moindre (valeur moyenne de 4,2 et 8,9 BVI m² a/kg) que la viande rouge (valeur moyenne de 13 et plus). Le tableau 8 montre les résultats détaillés. Le groupe d'aliments « viandes cuites » présente des résultats analogues, légèrement plus élevés.

Viandes crues	N°	Min	Moyenne	Max	Contributeur principal
Agneau	13	13,999	20,993	26,948	Herbe pâturée, prairie temporaire : 31 %
Veau	19	16,168	20,423	25,264	Lait écrémé en poudre, à l'usine de fabrication d'aliments : 42 %
Mouton	6	17,499	22,002	26,948	Herbe pâturée, prairie temporaire : 31 %
Bœuf	28	10,100	13,028	15,973	Maïs d'ensilage, conventionnel, moyenne nationale : 23 %
Porc	29	1,290	8,951	14,744	Grain de blé tendre, conventionnel, moyenne nationale : 41 %
Volaille	42	1,266	4,723	7,658	Maïs grain, conventionnel, humidité 28 % : 37 %

Tableau 8 : Résultats de l'indicateur de biodiversité pour différents types de viande crue [BVI*m² a/kg] : nombre d'ICV par groupe (Nbre), minimum, valeur moyenne et maximale.

Les aliments à base de céréales ont un besoin en surface plus faible que les aliments basés sur des pâturages, ce qui explique pourquoi le bœuf (surtout en tant que coproduit de la production laitière), le porc et la volaille ont les valeurs d'indicateur de biodiversité les plus faibles dans ce groupe d'aliments. Dans le cas de la viande de veau, l'alimentation avec du lait écrémé en poudre, en particulier, est responsable de près de la moitié de l'impact. Les plages de variation (min - max) sont principalement le résultat de l'allocation différente aux produits carnés (pour) la production de viande.

Dans le Tableau 9, les produits céréaliers (farines) sont comparés aux produits à base de pommes de terre, tous deux issus de la production française (les différences reflètent la différence de productivité par unité de surface, nettement supérieure pour la pomme de terre).

Produit	N°	Min	Moyenne	Max	Contributeur principal
farine	26	1,142	2,195	3,886	Céréales de base (environ 90 %). Valeur maximale = farine de riz
Pomme de terre*	18	0,413	1,424	3,722	Pomme de terre de consommation courante, conventionnelle (environ : 33 %). Valeur maximale = chips de pommes de terre
Frites*	5	0,686	0,913	1,745	Pomme de terre de consommation courante, conventionnelle (environ : 33 %), Valeur maximale = frites cuites à l'huile

Tableau 9 : Résultats de l'indicateur de biodiversité pour différentes farines et produits de pomme de terre (BVI* m^2 a/kg) : nombre d'ICV par groupe (Nbre), minimum, valeur moyenne et maximale.

La figure 23 montre le positionnement des ICV en termes d'indicateur de biodiversité et de superficie.durée: les inventaires dont le rapport «indicateur de biodiversité/superficie.durée» est supérieur à 1 sont des produits dont la part de terres dans les écorégions sensibles est importante. La plupart des produits issus de l'agriculture conventionnelle présentent un facteur «indicateur de biodiversité/superficie.durée» de 0,3 à 1, et presque la totalité des produits issus de l'agriculture biologique présentent un facteur inférieur à 0,3 (à noter que les ACV des inventaires biologiques sont à la sortie de la ferme, non chez le consommateur).

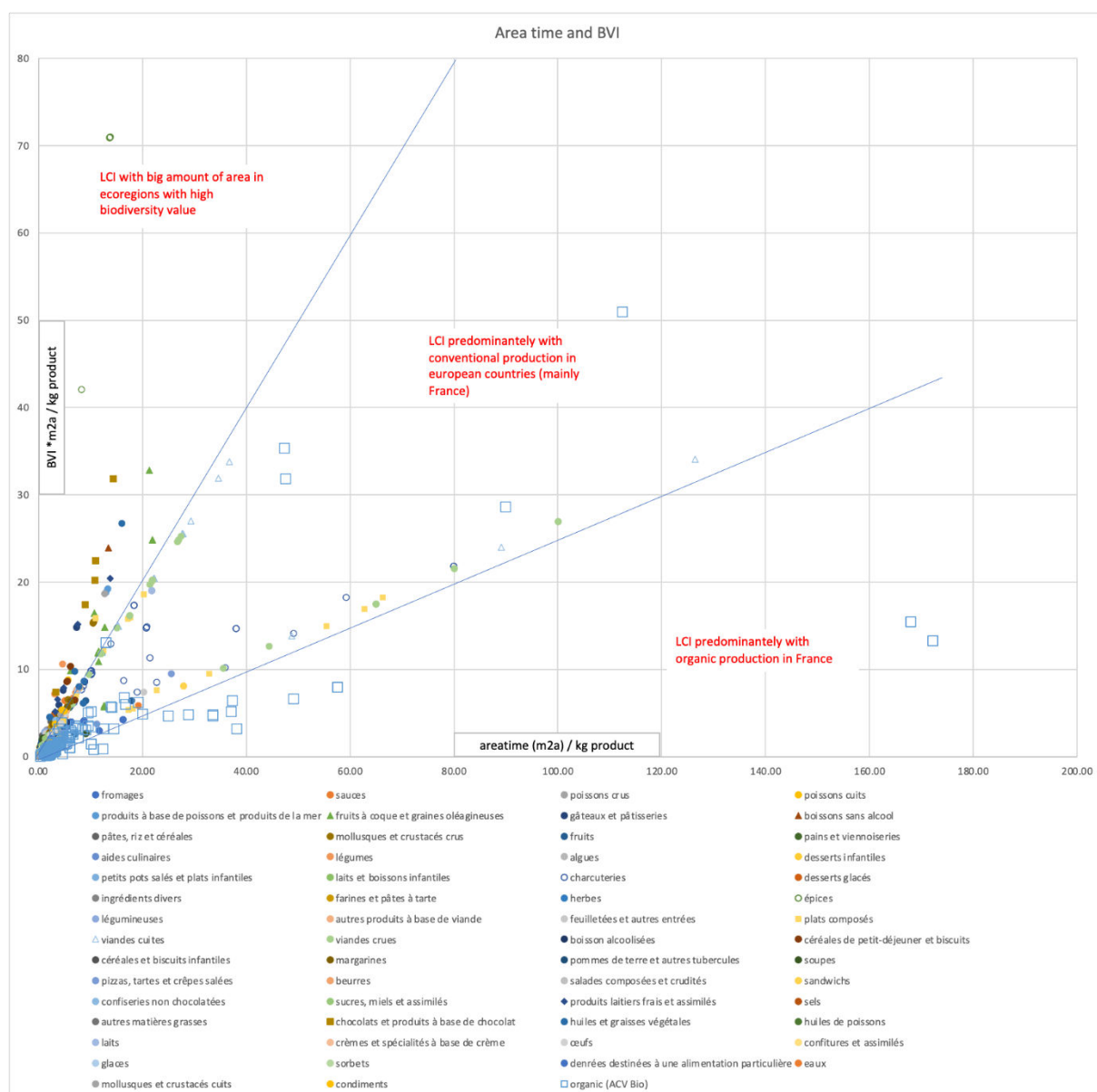


Figure 23 : Positionnement des différents membres des groupes d'aliments en termes d'indicateur de biodiversité et de superficie.durée par kilogramme de produit. Aide à la lecture : Le carré bleu en bas à droite - ICV biologique du projet ACV Bio (Brebis de réforme, biologique, système n° 3, à la sortie de la ferme/FR U) - nécessite $172 \text{ m}^2/\text{a}/\text{kg}$ de produit et donne un indicateur de biodiversité de 13,3. Tandis que le cercle vert en haut à gauche - une épice (Cannelle, poudre, transformée en FR | Ambient (long) | Verre | Sans préparation | chez le consommateur/FR | Code Cical : 11025) - présente un indicateur de biodiversité par kilogramme de produit de 71,0 mais ne nécessite que $13,7 \text{ m}^2/\text{a}/\text{kg}$.

3.5. Comparaison entre les produits alimentaires biologiques et conventionnels

L'approche BVI prend en compte les gradients d'intensité des pratiques agricoles. D'une manière générale, cela devrait permettre de valoriser l'agriculture biologique. L'agriculture biologique est généralement considérée comme plus respectueuse de l'environnement, mais aussi moins productive.

L'approche BVI peut être utilisée pour calculer la différence d'indicateur de biodiversité entre les processus agricoles conventionnels et biologiques. En combinaison avec le cadre d'affectation des sols pour l'ACV (voir chapitre 1.2), elle peut également prendre en compte le rendement inférieur (plus grande superficie.durée par UF) de l'agriculture biologique.

Les indicateurs de biodiversité sur le site de production et la productivité du sol influencent l'impact sur la biodiversité par kilogramme de produit. Les effets sur l'indicateur et le rendement peuvent pencher en faveur de l'agriculture biologique ou en faveur de l'agriculture conventionnelle. En utilisant la

méthodologie BVI, aucune tendance générale ne peut être identifiée. Pour illustrer et expliquer ces différences, les impacts des produits alimentaires biologiques et conventionnels sont comparés dans les sous-chapitres suivants. D’abord au niveau des processus unitaires (chapitre 3.5.1), dans lesquels la contribution à l’indicateur de biodiversité des flux entrants antérieurs n’est pas incluse, et ensuite au niveau des systèmes de produits agrégés (chapitre 3.5.2), dans lesquels l’indicateur de biodiversité est calculé en incluant les flux entrants.

3.5.1. Comparaison au niveau des processus unitaires

Les différences entre les systèmes de production biologique et conventionnel sont explorées au niveau des processus unitaires au travers d’une série de processus sélectionnés correspondant à leurs produits respectifs : foin en balles, colza, maïs, soja et poire.

Tous les exemples de ce sous-chapitre utilisent des tableaux au même format : la première colonne fait référence au processus lié à un produit. La seconde colonne « Superficie.durée » révèle l’occupation des terres par kilogramme de produit. La troisième colonne montre l’indicateur de biodiversité spécifique à l’affectation des sols BV_{Lu} , mesurant l’indicateur de biodiversité des terres occupées par rapport aux autres processus d’affectation des sols dans la même catégorie d’utilisation des terres. La quatrième colonne détaille l’indicateur de biodiversité local BV_{loc} , c’est-à-dire l’indicateur de biodiversité par rapport à l’intervalle couvert par toutes les catégories d’affectation des sols. Il correspond à la cinquième colonne avec le delta de qualité local ΔQ_{loc} , inversement proportionnel à l’indicateur BV_{loc} . Le facteur d’écorégion EF de la sixième colonne fournit une pondération globale au delta de qualité local ΔQ_{loc} , ce qui permet d’obtenir le delta de qualité global ΔQ_{glo} dans la septième colonne. Enfin, l’impact est le produit de superficie.durée et de ΔQ_{glo} .

Le premier exemple est le foin. Le foin est une herbe qui est coupée, séchée, mise en balles puis utilisée pour l’alimentation des animaux. En tant que tel, c’est un produit de consommation intermédiaire de l’alimentation humaine et il apparaît dans les systèmes de produits, par exemple pour le bœuf et le lait. Qu’il soit biologique ou conventionnel, le foin de cet exemple est produit sur des prairies permanentes, étant des systèmes de production relativement respectueux de l’environnement. Trois processus sont comparés : un système conventionnel en Auvergne¹³, un autre système conventionnel du Nord-Ouest¹⁴, et un système de production biologique français (appelé n°3) issu d’une étude de cas unique¹⁵.

Il convient de noter que le foin n’est pas le seul produit de la prairie permanente. Ces prairies sont également utilisées pour le pâturage et une partie de l’herbe est utilisée pour l’ensilage. Comme habituellement dans l’ACV, l’inventaire d’un processus multiproduit est réparti entre les différents produits (cette procédure est appelée « allocation » et n’est pas spécifique à l’affectation des sols. Elle est très répandue, par exemple dans l’industrie de la chimie). La superficie.durée allouée au foin en balles est donc réduite par rapport à la superficie.durée de l’ensemble du processus « prairie permanente », mais représentative de la part du produit « foin en balles » relativement aux autres produits du même processus.

Processus (alloué)	Superficie.durée [m² a]	BV_{Lu} [BVI]	BV_{loc} [BVI]	ΔQ_{loc} [BVI]	EF []	ΔQ_{glo} [BVI]	Impact [BVI m² a/kg]
Foin en balles, conv., Auvergne	1,6	0,856	0,971	0,0288	3,57	0,103	0,165
Foin en balles, conv., région du Nord-Ouest	1,7	0,738	0,959	0,0413	3,57	0,147	0,250
Foin en balles, biologique n°3	1,9	0,736	0,958	0,0416	3,57	0,148	0,281

Tableau 10 : Processus de production conventionnels et biologiques pour le foin

¹³ Foin en balles, prairie permanente, sans t-èfle, Auvergne, à la sortie de la ferme/FR U

¹⁴ Foin en balles, prairie permanente, sans t-èfle, région du Nord-Ouest, à la sortie de la ferme/FR U

¹⁵ Foin en balles, prairie permanente, biologique, système n°3, à la sortie de la ferme/FR U

Le foin conventionnel se voit attribuer un impact sur la biodiversité global plus faible que le foin biologique. Le système conventionnel présente en fait un indicateur de biodiversité spécifique à l'affectation des sols plus élevé que les systèmes biologiques. Cela est dû à une application plus faible d'engrais (environ la moitié de l'apport d'azote des systèmes biologiques), et que la méthode BVI simplifiée ne fait pas de distinction entre les composés azotés minéraux et organiques. La demande en superficie.durée des systèmes biologiques est également légèrement plus élevée.

L'exemple du foin suggère que les pratiques conventionnelles dans les systèmes de production agricole généralement assez respectueux de l'environnement (par exemple, les prairies permanentes) peuvent concurrencer les systèmes biologiques même en termes de qualité des terres, sans tenir compte des rendements. Il convient de noter qu'il ne s'agit que d'un exemple avec trois processus, ce qui ne permet pas une généralisation trop importante. De même, tous les facteurs d'écorégion sont les mêmes dans cet exemple, car aucun FE régional n'est utilisé, mais uniquement des FE spécifiques au pays et à la culture (voir chapitre 2.4). Les différences entre les régions sont dues à des différences de pratiques agricoles et de rendements.

Le deuxième exemple est le colza, une culture oléagineuse couramment utilisée pour l'alimentation animale, mais aussi pour l'huile de cuisson et le biodiesel. Par rapport au foin de l'exemple précédent, le colza est une culture annuelle plus intensive. Deux processus classiques sont comparés : le processus conventionnel¹⁶ et le processus biologique¹⁷, chacun représentant la production moyenne française respective.

Processus	Superficie.durée [m ² a]	BVLu [BVI]	BVloc [BVI]	ΔQ_{loc} [BVI]	EF []	ΔQ_{glo} [BVI]	Impact [BVI m ² a/kg]
Colza, conv., moyenne France	3,08	0,314	0,744	0,256	3,34	0,854	2,631
Colza, biologique, moyenne France	4,55	0,744	0,903	0,097	3,34	0,323	1,471

Tableau 11 : Processus de production conventionnels et biologiques du colza

Dans ce cas, le rendement plus faible du système de production biologique est compensé par la valeur plus élevée de l'indicateur de biodiversité spécifique à l'affectation des sols. L'indicateur BVLu biologique est plus de deux fois supérieur à l'indicateur conventionnel, et la différence se propage à travers les étapes du calcul. La demande en superficie.durée biologique est plus élevée d'un facteur 1,48 mais le delta de qualité global est inférieur d'un facteur de 2,64.

Le maïs grain est un autre exemple, car (a) il est utilisé à la fois pour l'alimentation humaine et animale, et (b) il existe de multiples jeux de données régionaux en agriculture biologique. La production conventionnelle de maïs¹⁸ est comparée à la production biologique en Aquitaine¹⁹, Ile-de-France²⁰, et Pays de la Loire²¹.

Il existe des différences entre les régions françaises, mais ces différences sont faibles et plus/moins 10 % est généralement considéré comme une limite de confiance dans de nombreuses études d'ACV. L'impact sur la biodiversité du maïs conventionnel moyen français est nettement plus élevé que l'impact de l'un ou l'autre des processus biologiques régionaux. Même par rapport à l'impact du processus biologique le plus élevé (Aquitaine), l'impact conventionnel est encore 38 % plus élevé. L'explication est similaire à celle du colza : le rendement biologique est plus faible, mais cet inconvénient est compensé par un niveau de qualité plus élevé de la terre.

¹⁶ Colza, conventionnel, humidité 9 %, moyenne nationale, alimentation animale, à la sortie de la ferme, production/FR U

¹⁷ Colza, biologique, alimentation animale, à la sortie de la ferme/FR U

¹⁸ Maïs grain, conventionnel, humidité 28 %, moyenne nationale, alimentation animale, à la sortie de la ferme/FR U

¹⁹ Maïs grain, biologique, Aquitaine, à la sortie de la ferme/FR U

²⁰ Maïs grain, biologique, Ile-De-France, à la sortie de la ferme/FR U

²¹ Maïs grain, biologique, Pays de la Loire, à la sortie de la ferme/FR U

Processus	Superficie.durée [m ² a]	BVL _u [BVI]	BVL _{oc} [BVI]	ΔQ _{loc} [BVI]	EF []	ΔQ _{glo} [BVI]	Impact [BVI m ² a/kg]
Maïs, conventionnel, moyenne France	0,94	0,173	0,653	0,347	3,35	1,160	1,091
Maïs, biologique, Aquitaine	1,67	0,582	0,859	0,141	3,35	0,473	0,789
Maïs, biologique, Ile-de-France	1,54	0,594	0,862	0,138	3,35	0,461	0,709
Maïs, biologique, Pays de la Loire	1,55	0,582	0,859	0,141	3,35	0,473	0,734

Tableau 12 : Processus de production conventionnels et biologiques du maïs

Le soja est une autre culture couramment utilisée pour l'alimentation humaine et animale, et est largement disponible en agriculture conventionnelle et biologique. Plusieurs processus de production de soja sont disponibles dans Agribalyse, permettant ainsi de comparer le système conventionnel²² et cinq systèmes biologiques²³ différents. Tous sont cultivés en France et récoltés avec un taux d'humidité de 14 %. Les systèmes biologiques représentent des études uniques. Ces études ne sont pas représentatives de la production biologique en général, mais elles montrent l'éventail des différentes techniques de culture biologique pour une même culture.

Le tableau 13 montre que la différence d'impact entre le système conventionnel et le système biologique n°5 est négligeable. De manière surprenante, dans cette comparaison, le système biologique est celui qui présente l'indicateur de biodiversité le plus faible et le rendement le plus élevé. Comme dans les autres comparaisons, cependant, le rendement plus élevé est compensé par la qualité inférieure des terres, de sorte que l'impact est assez similaire. Les autres systèmes biologiques obtiennent une qualité des terres similaire, mais des rendements beaucoup plus faibles (superficie plus élevée), de sorte que l'impact sur la biodiversité par kilogramme est plus élevé dans les systèmes biologiques n°1 à n°4 que dans le système conventionnel.

Processus	Superficie.durée [m ² a]	BVL _u [BVI]	BVL _{oc} [BVI]	ΔQ _{loc} [BVI]	EF []	ΔQ _{glo} [BVI]	Impact [BVI m ² a/kg]
Soja, conv., moyenne France	3,21	0,741	0,902	0,098	3,52	0,343	1,101
Soja, biologique n°1	3,57	0,631	0,874	0,126	3,52	0,444	1,585
Soja, biologique n°2	3,57	0,595	0,863	0,137	3,52	0,482	1,722
Soja, biologique n°3	5,88	0,640	0,876	0,124	3,52	0,435	2,560
Soja, biologique n°4	5,88	0,641	0,877	0,123	3,52	0,434	2,553
Soja, biologique n°5	2,50	0,623	0,871	0,129	3,52	0,453	1,132

Tableau 13 : Processus de production conventionnels et biologiques du Soja

²² Soja, moyenne nationale, alimentation animale, à la sortie de la ferme/FR U

²³ Soja grain, biologique, système n°1 / n°2 / n°3 / n°4 / n°5, à la sortie de la ferme/FR U

Le dernier exemple est celui de la poire. Les poires sont produites dans des vergers, c'est-à-dire des cultures pérennes, ce qui constitue une différence notable avec les cultures des systèmes de production des autres comparaisons effectuées précédemment. Les vergers sont gérés par phases et seule la phase de production principale est comparée dans le Tableau 14. Les processus conventionnel²⁴ et biologique²⁵ sont tous deux représentatifs de la production française.

Processus	Superficie.durée [m ² a]	BV _{Lu} [BVI]	BV _{loc} [BVI]	ΔQ _{loc} [BVI]	EF []	ΔQ _{glo} [BVI]	Impact [BVI m ² a/kg]
Poire, années complètes de production, moy. FR	0,206	0,699	0,892	0,108	3,55	0,383	0,079
Poire, années complètes de production, bio., moy. FR	0,331	0,807	0,917	0,083	3,55	0,295	0,098

Tableau 14 : Processus de production conventionnels et biologiques de la poire

Là encore, la tendance classique se répète : la production conventionnelle permet d'obtenir des rendements plus élevés (moins de superficie.durée) tout en réduisant la qualité des terres. Dans ce cas, le calcul global penche en faveur de la production conventionnelle. L'impact sur la biodiversité par kilogramme de poire est plus faible pour la production conventionnelle, car la meilleure qualité des terres du processus biologique ne peut pas compenser entièrement le rendement inférieur. En général, la poire est un produit à l'impact relativement faible par rapport aux cultures citées auparavant, de sorte que la différence peut ne pas avoir beaucoup d'importance.

3.5.2. Comparaison au niveau des produits

Pour la comparaison des produits alimentaires biologiques et conventionnels, les dix produits suivants ont été sélectionnés en accord avec l'ADEME : maïs, blé, tournesol, raisin, bœuf, agneau, porc, poulet, lait de vache et œuf.

Étant donné qu'il existe également une grande variabilité dans l'utilisation des flux entrants de production (engrais, protection des cultures, machines, besoins en surface et rendement) entre les méthodes de production biologique et conventionnelle, la comparaison a été effectuée à l'aide de plusieurs inventaires d'ICV d'un produit (les noms des inventaires utilisés se trouvent dans le Tableau 16 en annexe) : les inventaires utilisés sont tous issus de la base de données Agribalyse v3.0.1.

Au total, les impacts sur la biodiversité ont dû être recalculés pour un total de 52 inventaires de produits agricoles bruts cultivés de manière conventionnelle. Afin de pouvoir calculer l'impact sur la biodiversité global des produits agricoles bruts, il fut nécessaire d'évaluer l'impact sur la biodiversité de 30 autres flux entrants de production.

La figure 24 montre l'utilisation des terres cumulée par kilogramme de produit « à la sortie de la ferme ». Comme prévu, et en raison d'une production plus extensive, les produits agricoles issus de l'agriculture biologique nécessitent plus ou beaucoup plus de surface par kilogramme de flux sortant que les produits conventionnels. Dans le cas des produits végétaux, le rendement par surface dépend presque exclusivement des rendements directs obtenus. Dans le cas des produits animaux, elle est principalement une conséquence de l'alimentation requise.

Les cultures à haut rendement (maïs et raisin) sont globalement plus efficaces en surface en termes de flux sortant. Dans le cas des produits végétaux, les méthodes de production biologique nécessitent en moyenne entre 25 % (maïs) et 70 % (raisin) de surface en plus que leurs homologues produits de manière

²⁴ Poire, années de production complètes, conventionnelle (phase), au verger/FR U

²⁵ Poire, années de production complètes, biologique (phase), au verger/FR U

conventionnelle. Il existe un chevauchement dans la plage de variation, en particulier dans le cas du blé : il existe des méthodes de culture conventionnelles consommant plus de surface que l'agriculture biologique. Le maximum de la culture du blé conventionnel est dû à la production relativement extensive de blé en Ukraine. La grande variation de la surface nécessaire (voir la barre colorée de la Figure 24 et les moustaches) pour les inventaires de raisins est frappante, mais cela est également lié aux caractéristiques de production : le Riesling cultivé en Alsace est récolté ou vinifié près de cinq fois plus que le Chenin Blanc de la vallée de la Loire.

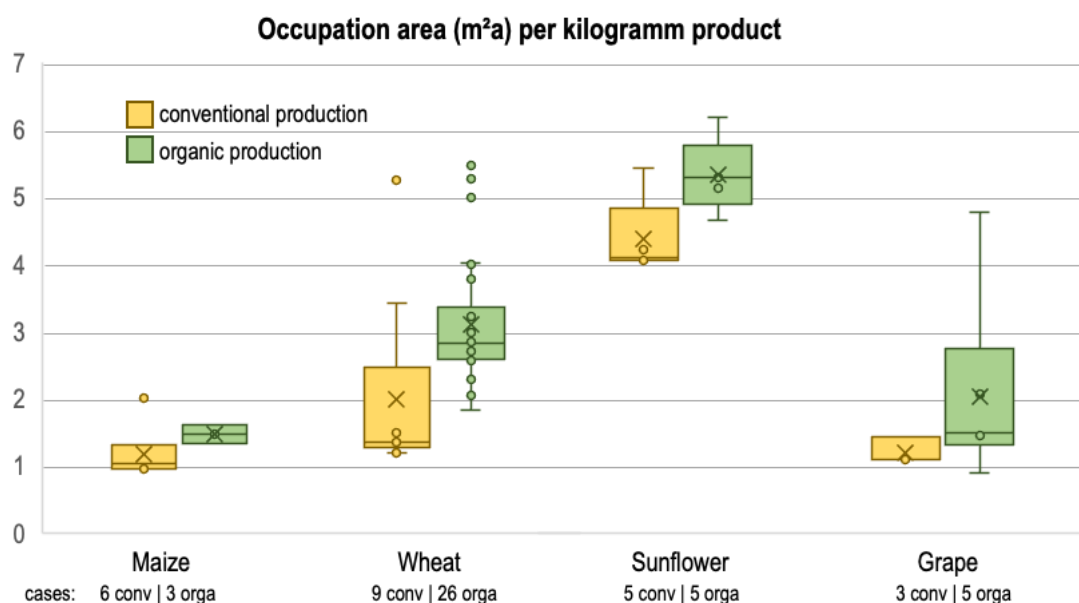


Figure 24 : Surface occupée par unité fonctionnelle pour les cultures sélectionnées

Comme prévu, les produits d'origine animale nécessitent beaucoup plus de terres que les produits végétaux (facteur 10, voir Figure 25) : Les différences nettes entre les besoins en surface de la viande rouge et de la viande blanche sont le résultat de la stratégie d'alimentation : la viande blanche est produite presque exclusivement avec une utilisation élevée d'aliments concentrés, la viande rouge principalement avec beaucoup de fourrages grossiers et de pâturages. À l'exception du lait et du bœuf, les produits animaux issus de l'agriculture biologique nécessitent deux fois plus de surface que les produits issus de l'agriculture conventionnelle. Seuls les produits issus de l'élevage bovin ont un rendement par surface similaire : le bœuf produit en agriculture biologique nécessite même un peu moins de surface en moyenne dans le jeu de données Agribalyse (-25 %).

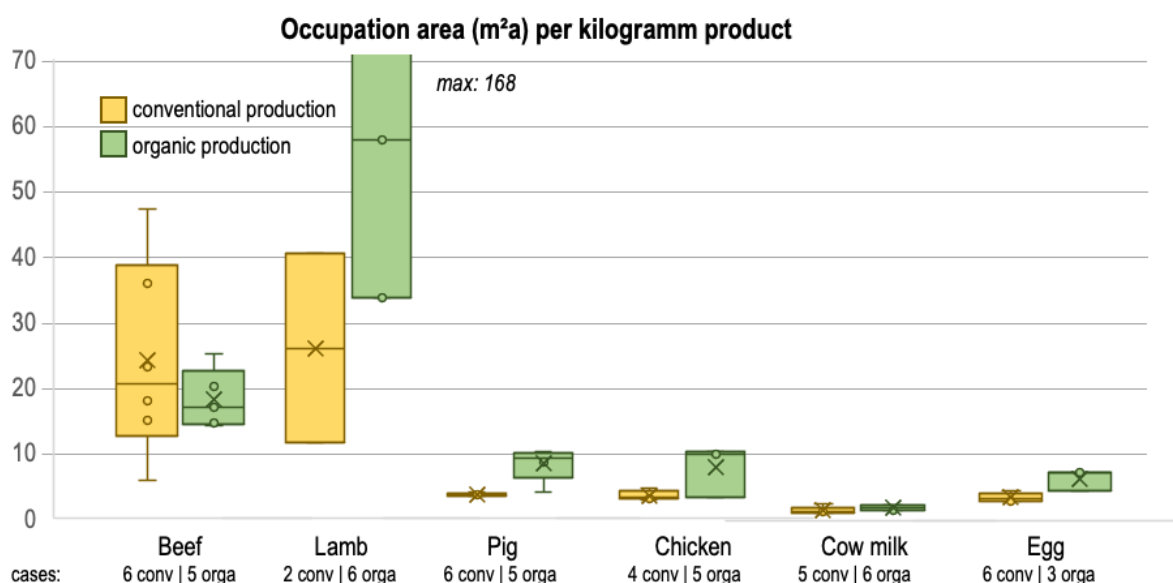


Figure 25 : Surface occupée par unité fonctionnelle pour les produits animaux

Figure 26 La figure 26 montre les impacts de quatre produits sur la biodiversité, évalués à l'aide des facteurs de caractérisation de la méthode de l'indicateur de biodiversité (« Biodiversity value increment »).

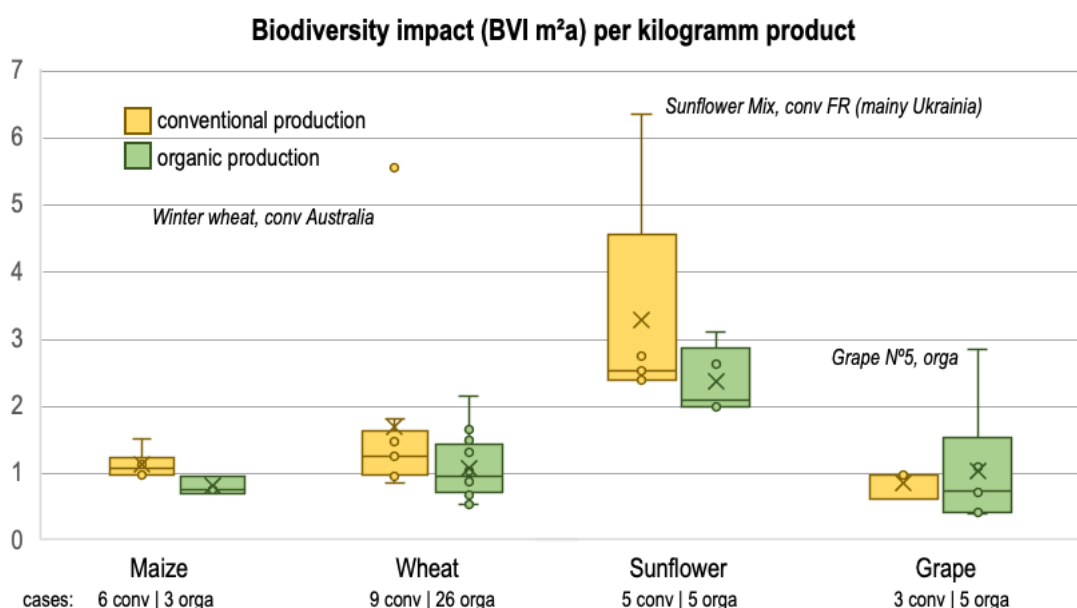


Figure 26 : Impact sur la biodiversité par unité fonctionnelle pour les cultures sélectionnées

En termes de productions végétales, les produits issus de l'agriculture biologique ont en moyenne un impact plus faible sur la biodiversité que les produits issus de l'agriculture conventionnelle : la valeur d'indicateur de biodiversité par kilogramme de produit est inférieure d'environ 33 % pour le blé et le maïs, c'est-à-dire moins dommageable pour la biodiversité, et ce malgré un besoin en surface supérieur d'environ 25 à 50 %. Cela signifie qu'en se basant sur un hectare de blé (indépendamment du rendement), l'agriculture biologique a entre 1,5 et 2 fois moins d'impact sur la biodiversité.

La différence moyenne de l'indicateur de biodiversité par kilogramme de tournesol n'est que de 28 %, principalement en raison du tournesol originaire d'Ukraine. Si cette valeur aberrante non française est exclue de la comparaison, la différence tombe à 6 % : si l'on tient compte des incertitudes de calcul d'au

moins 10%, les tournesols produits de manière biologique et conventionnelle ont à peu près le même impact sur la biodiversité.

Si l'on s'attarde sur les valeurs maximales, les valeurs aberrantes du blé produit de manière conventionnelle (Australie) et du tournesol (Ukraine) sont frappantes. Tous deux sont produits de manière un peu plus extensive et, de plus, dans des régions présentant à l'origine une plus grande biodiversité, c'est-à-dire un facteur d'écorégion plus élevé qu'en France (facteur d'écorégion pour le blé produit en France : 3,29, et pour l'Australie : 7,33. Facteur d'écorégion pour la culture du tournesol en France : 3,38 et pour l'Ukraine : 6,00).

Contrairement au blé, au maïs et au tournesol, le raisin issu de l'agriculture biologique présente un impact sur la biodiversité supérieur d'environ 22 % à celui du raisin issu de l'agriculture conventionnelle. Comme mentionné précédemment, cela est également dû aux méthodes de production très différentes et aux caractéristiques du raisin. Les rendements sont souvent volontairement limités dans la production de vin pour favoriser les aspects qualitatifs. Néanmoins, comme la Figure 27 le montre, la comparaison des indicateurs de biodiversité par région et par type de production de raisin donne des résultats similaires. Au sein d'une même région, les différences entre le raisin issu de l'agriculture biologique et celui issu de l'agriculture conventionnelle sont moindres : le raisin issu de l'agriculture biologique du Mâconnais ont un impact sur la biodiversité supérieur de 20 % à celui du raisin conventionnel du Beaujolais.

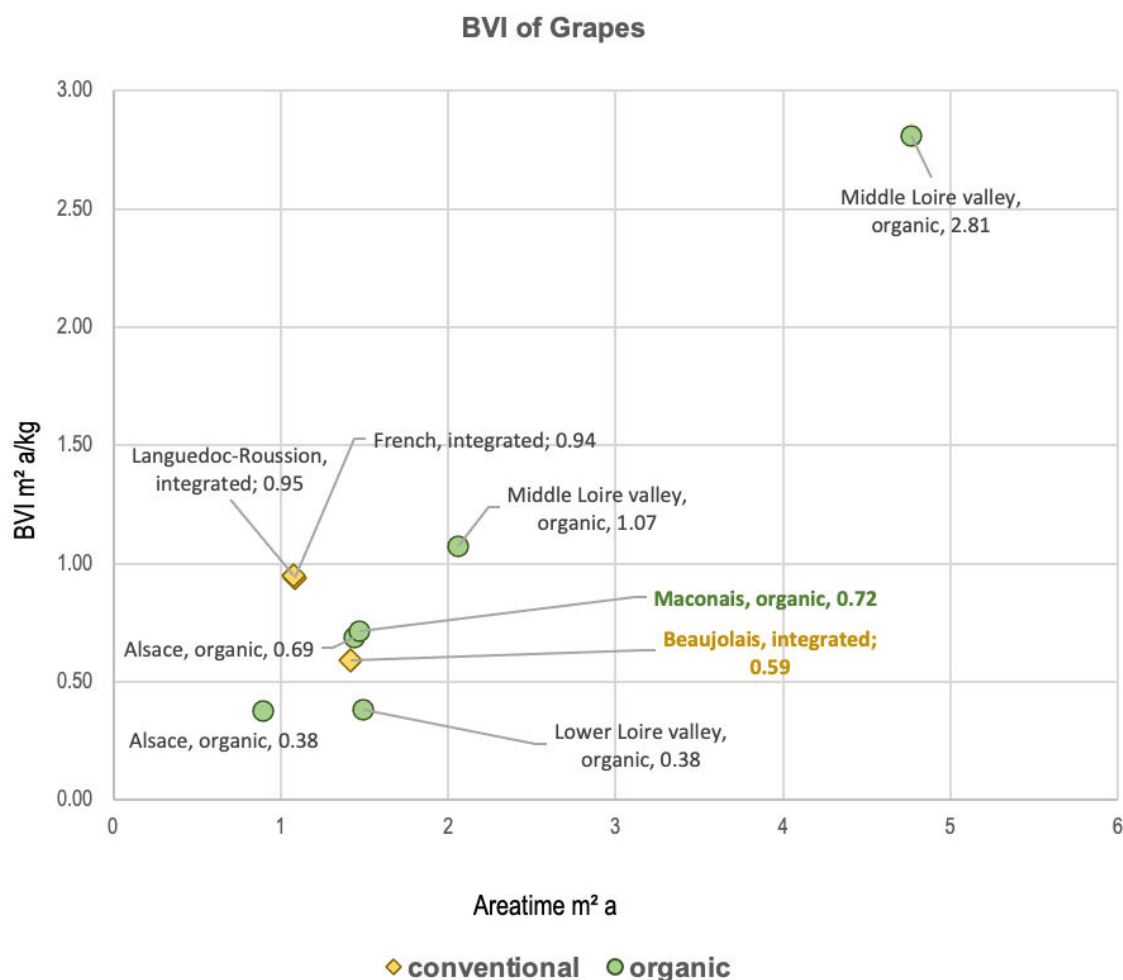


Figure 27 : Occupation et impact sur la biodiversité des raisins biologiques et conventionnels sélectionnés

Dans le cas des produits animaux (Figure 28), la méthode de production biologique a un impact plus faible sur la biodiversité (-27 %) que la méthode conventionnelle pour la viande de bœuf et le lait. Pour la production d'œufs ainsi que pour la viande de porc, les différences se situent dans la plage d'incertitude et peuvent donc être considérées comme inexistantes. L'impact sur la biodiversité de l'agneau et de la volaille produits de manière biologique est en moyenne 33 % plus élevé que celui de leurs homologues produits de manière conventionnelle.

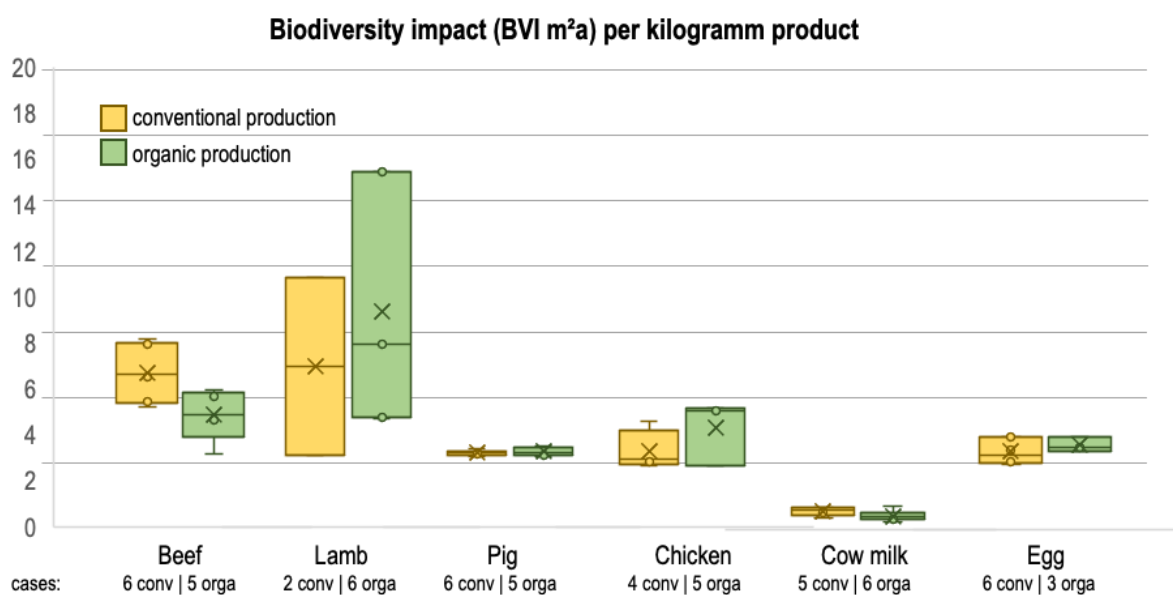


Figure 28 : Impact sur la biodiversité par unité fonctionnelle pour les produits animaux sélectionnés

4. Discussion

4.1. Avantages de la méthode BVI par rapport aux autres méthodes d'évaluation des impacts sur la biodiversité

L'approche BVI (« Biodiversity Value Increment ») présente certains avantages distincts par rapport à d'autres méthodes d'évaluation de l'ICV sur la biodiversité. Son nom comporte le mot « value », indiquant que la normativité n'est pas évitée, mais qu'elle est activement adoptée. En réalité, l'approche BVI comprend plusieurs composantes normatives fortes. La majorité de la communauté de l'ACV tente d'éviter les jugements de valeur, mais les auteurs estiment que la biodiversité au sens de la conservation ne peut être évaluée que sur la base de la valeur. Par conséquent, rendre le jugement de valeur explicite est une question de transparence et de capacité de mise à jour.

Tout d'abord, la naturalité comme objectif. La méthode BVI est une approche de la distance à la cible en ce sens qu'il existe un indicateur de biodiversité maximal réalisable et que l'impact d'un processus d'utilisation des terres est proportionnel à la distance du niveau de qualité par rapport au maximum. D'autres approches utilisent des quantités biologiques ou biophysiques pour définir l'axe de qualité dans le cadre de l'affectation des sols. L'approche PDF est relativement bien connue. Elle utilise essentiellement la richesse en espèces, impliquant que le maximum d'espèces est le mieux. Cependant, il n'est pas toujours préférable, du point de vue de la conservation, d'avoir plus d'espèces dans une même zone. Certains écosystèmes sont naturellement pauvres en espèces. En général, la conservation signifie avoir les bonnes espèces au bon endroit, et pas seulement un plus grand nombre. En revanche, l'indicateur de biodiversité est exactement cela, un indicateur de valeur. Il n'est pas nécessaire de sous-entendre qu'une quantité supérieure correspond à une meilleure biodiversité, car la valeur supérieure est la définition d'une meilleure biodiversité.

La méthode BVI, telle qu'elle est appliquée à Agribalyse dans ce projet, assimile la valeur à la naturalité. Plus un écosystème est vierge, plus ses interactions et processus ressemblent à des interactions et processus naturels, plus il est naturel et plus sa valeur est élevée. Cette approximation peut être discutable. Certains écosystèmes artificiels et entretenus par l'homme sont évalués assez favorablement dans les politiques de conservation (voir par exemple le concept de terres agricoles à haute valeur naturelle). Mais en lieu et place d'une déclaration de valeur explicite et sophistiquée, simplement non disponible partout, la naturalité est une approximation acceptable dans toutes les régions du monde (et entre les cultures). Les auteurs reconnaissent que les futures versions de la méthode BVI pourraient comprendre une définition plus perfectionnée de l'objectif. Cela renforcerait dès lors la force d'avoir une méthode d'évaluation de l'impact du cycle de vie ouvertement normative.

Deuxièmement, la valorisation inégale des niveaux de naturalité. La naturalité est entendue comme un gradient dans l'approche BVI, mais il existe des niveaux distincts faisant référence au concept d'hémérobie sur lequel elle est basée. Chaque niveau de naturalité correspond à une différence de qualité (distance par rapport au niveau de référence, proportionnelle à l'impact d'un processus d'utilisation des terres). La différence entre les niveaux de naturalité n'est pas égale sur l'axe de la qualité. Ils sont disposés de telle sorte que la différence de qualité (et donc l'impact) double approximativement d'un niveau à l'autre (pas exactement d'un facteur 2, mais presque). Il en résulte que la différence entre un écosystème très naturel et un écosystème légèrement moins naturel est beaucoup plus faible que la différence entre un écosystème très artificiel et un écosystème encore plus artificiel. À nouveau, il s'agit de l'expression mathématique explicite d'un jugement de valeur (le passage de BV_{norm} à BV_{loc}). De la même manière que pour la définition de l'objectif, l'opérationnalisation de l'évaluation des niveaux de naturalité les uns par rapport aux autres peut être ajustée à l'avenir, si nécessaire.

La normativité explicite de l'approche BVI permet de compenser certaines subtilités du cadre d'affectation des sols de la « Life Cycle Initiative ». Selon Koellner et al. (2013), Milà i Canals et al. (2007) et des itérations antérieures remontant aux années 1990, la différence de qualité est multipliée par la superficie.durée afin d'obtenir l'impact de l'occupation d'un processus d'utilisation des terres. Si, par exemple, la richesse des espèces est utilisée pour l'axe de la qualité, alors 30 % d'espèces en plus signifie un niveau de qualité 1,3 fois supérieur à celui d'un processus conventionnel comparable. Si le processus conventionnel présente un rendement plus de 1,3 fois supérieur (superficie.durée inférieure d'un facteur 1,3), alors l'impact par unité fonctionnelle est identique entre les deux. L'évaluation inégale des niveaux de naturalité introduit effectivement un jugement de valeur opérationnalisé dans une opération numérique allant à l'encontre de cette compensation linéaire de la qualité et de la superficie.durée. Cette caractéristique rend l'approche BVI plus apte à pondérer explicitement les avantages en termes de qualité

(typiques de l'agriculture biologique) par rapport aux avantages en termes de superficie.durée (typiques de l'agriculture conventionnelle). Cela ne signifie pas que l'agriculture biologique doit toujours être évaluée plus positivement que l'agriculture conventionnelle, mais l'approche BVI offre la possibilité d'avoir cette discussion et de mettre en œuvre tout résultat dans une opération numérique.

L'élément de valeur est un atout plus fondamental, mais aussi quelque peu théorique. Une force plus pratique de l'approche BVI est qu'elle assez flexible en ce qui concerne la disponibilité des données. Elle permet à la fois des évaluations à l'échelle d'une parcelle et globales, et même des études avec un mélange de ces deux niveaux. En revanche, l'approche PDF est applicable aussi largement parce qu'elle ne permet essentiellement que des évaluations globales : un type d'affectation des sols spécifique combiné à un niveau d'intensité spécifique donne un PDF spécifique. Il est théoriquement possible d'évaluer une parcelle singulière dans le cadre d'une étude par ailleurs globale, mais cela nécessiterait un travail de terrain important pour compter réellement les espèces présentes sur la parcelle. Ce type de combinaison est beaucoup plus facile avec l'approche BVI.

L'un des points forts de l'approche BVI, révélé seulement par le projet BVI appliquée à Agribalyse, réside dans le fait que l'approche BVI peut être adaptée pour travailler avec moins de données que prévu. La version publiée par Lindner et al. (2019b) utilise beaucoup plus de paramètres que la version appliquée à la base de données Agribalyse. En effet, le projet BVI to AGV est limité à seulement trois paramètres : la fertilisation, les pesticides et le travail du sol. Les résultats sont moins fins, mais toujours significatifs.

4.2. Inconvénients de la méthode BVI par rapport aux autres méthodes d'évaluation de l'ICV sur la biodiversité

La dimension normative explicite de l'approche BVI peut donner l'impression que ses résultats sont quelque peu arbitraires. Il n'existe aucune raison objective pour que la transformation de BV_{norm} en BV_{loc} soit calculée exactement de cette manière. Les courbes de contribution à l'indicateur de biodiversité ne représentent pas des corrélations entre des pratiques et des propriétés biologiques ou biophysiques, mais des relevés de valeur explicites (même si ces relevés reposent indirectement sur les connaissances relatives aux relations écologiques).

L'approche PDF (fraction d'espèces potentiellement disparues), la principale alternative à l'approche BVI, bénéficie d'une base empirique beaucoup plus solide. La définition de l'axe de qualité de l'approche PDF dans le cadre d'affectation des sols est, essentiellement, la richesse en espèces. La richesse en espèces en tant qu'objectif et indicateur présente plusieurs avantages.

Tout d'abord, la richesse en espèces est facile à comprendre, tant par les experts que par les non-initiés. Même si les gens sous-estiment, par exemple, la prédominance des insectes en termes de richesse en espèces, ils parviennent à évaluer la différence entre « beaucoup d'espèces » et « peu d'espèces ».

Deuxièmement, il existe de nombreuses données de base disponibles pour les estimations de la richesse en espèces. La base statistique pour établir une étude PDF médiane ou moyenne pour une combinaison donnée d'utilisation des terres et d'intensité est bonne, dans la plupart des cas. Il est également plus facile de combler les lacunes en matière de données grâce à la disponibilité relativement bonne des données pour les situations ressemblant à une situation pour laquelle des données spécifiques ne sont pas disponibles.

Troisièmement, un calcul de PDF donne une estimation de la richesse en espèces. Il est possible de se rendre sur le terrain et de vérifier l'estimation. Il est peu probable qu'une vérification soit demandée dans le cadre d'une étude d'ACV, mais cela est possible.

Tous ces points forts font que l'approche PDF n'est pas nécessairement plus « objective », mais font qu'elle est davantage acceptable dans la communauté de l'ACV (menée par les sciences naturelles presque exclusivement). L'approche BVI peut être moins acceptée précisément parce qu'elle fait si fortement et ouvertement référence aux jugements de valeur.

Un autre défi pour l'intégration de l'approche BVI est sa position dans le cadre global de l'ACV. Il existe un consensus clair dans le monde de l'ACV (inscrit dans les normes ISO 14040 et ISO 14044) sur le fait que la compilation de l'inventaire doit produire des flux élémentaires, que ces flux élémentaires doivent être caractérisés par des facteurs de caractérisation intermédiaires, et, éventuellement, que les impacts intermédiaires soient caractérisés par des facteurs de caractérisation finaux. La biodiversité est souvent intégrée au niveau final (mais pas toujours, ce débat semble en grande partie réglé, mais pas définitivement).

La méthode BVI passe de l'inventaire au niveau final, ou du moins plus loin que le niveau intermédiaire. Dans une certaine mesure, elle utilise même certaines informations intermédiaires en entrée (par exemple, les valeurs d'écotoxicité caractérisées). Ce manque de clarté dans le positionnement de la méthode BVI par rapport aux informations d'inventaire, de niveau intermédiaire et de niveau final est une faiblesse pouvant réduire l'acceptation de la méthode dans la communauté de l'ACV. Cela induit également des difficultés pratiques concernant les logiciels d'ACV (voir les points suivants). Les auteurs sont convaincus qu'il est possible de définir plus clairement ce positionnement, afin que la méthode BVI s'intègre mieux aux méthodes existantes, mais cela nécessiterait un travail supplémentaire et n'est pas fourni à ce stade du développement de la méthode.

D'un point de vue pratique, la méthode BVI n'est pas encore intégrée dans les logiciels professionnels d'ACV (par exemple SimaPro, GaBi) et les bases de données d'ACV correspondantes (par exemple Ecoinvent, GaBi). La facilité d'accès et d'utilisation pour les acteurs quotidiens de l'ACV est une nécessité pour toute méthode d'évaluation de l'ICV. Il est généralement possible d'intégrer la méthode BVI dans les logiciels/bases de données d'ACV, mais avec des limitations et des réserves.

Il est possible de définir une liste de facteurs de caractérisation pouvant être intégrés dans les logiciels/bases de données d'ACV. Fehrenbach et al. (2019) ont réalisé cela pour les niveaux d'hémérobie par défaut de leur étude par classe d'affectation des sols CORINE (les mêmes classes d'affectation des sols utilisées par le Centre commun de recherche de la Commission européenne). Chaque niveau d'hémérobie correspond à un indicateur BV_{100} . Fournir une liste d'indicateurs BV_{100} nécessite la localisation des flux d'inventaire (pour attribuer le facteur d'écorégion), donc chacun des flux d'occupation doit porter cette information. D'autres méthodes d'évaluation de l'ICV dépendantes de l'espace sont confrontées au même problème et certaines bases de données d'ACV l'ont résolu en multipliant le nombre de flux d'inventaire. Un exemplaire pour chaque lieu couvert par la méthode d'évaluation de l'impact du cycle de vie. Une telle procédure est généralement possible pour la méthode BVI également, mais le facteur d'écorégion serait très probablement la moyenne du pays (c'est-à-dire la moyenne pondérée de la superficie des écorégions recoupant la surface du pays).

Les facteurs de caractérisation ne comporteraient aucune référence aux statistiques commerciales (par exemple, le chocolat « Suisse » se verrait attribuer le facteur d'écorégion de la Suisse). C'est un problème pour les fournisseurs de bases de données. Certains facteurs d'écorégion dépendants du commerce ont été calculés pour le projet BVI appliquée à Agribalyse, mais normalement, la tâche de représenter correctement les inventaires des chaînes logistiques mixtes (et de les maintenir représentatifs à travers de multiples étapes d'agrégation) incombe au fournisseur de la base de données. Cependant, cette procédure diminuerait en pratique la précision du facteur d'écorégion et de l'indicateur BV_{100} . Les utilisateurs de l'ACV pourraient s'en tenir à des facteurs par défaut pour la plupart des processus et demander à des consultants des résultats spécifiques pour un processus particulier si le besoin s'en fait sentir (comme pour d'autres méthodes assez complexes et difficiles à prendre en main pour les personnes qui ne les utilisent pas souvent, par exemple LANCA de Bos et al. 2016).

La meilleure façon de mettre en œuvre la méthode BVI dans un logiciel d'ACV est probablement d'utiliser des processus flexibles avec des paramètres libres. Un processus flexible utilisé couramment dans l'ACV est, par exemple, un processus unitaire de combustion dans lequel l'émission de SO_2 n'est pas fixe, mais fonction de la teneur en soufre du combustible. Une quantité d'inventaire pourrait être définie, se traduisant directement par une valeur d'impact correspondante. Le calcul de l'indicateur de biodiversité par processus s'effectuerait dans le jeu de données du processus, sous la forme d'une série de valeurs de paramètres reliées par des fonctions mathématiques. Les logiciels d'ACV avancés disposent de cette fonctionnalité, mais nécessitent une grande attention de la part de l'utilisateur.

Il convient de noter qu'il ne s'agit pas d'un problème spécifique à la méthode BVI. Chaque méthode, appliquée dans le cadre de l'ICV ou de l'évaluation de l'ICV franchissant un certain seuil de complexité peut être appliquée de manière simplifiée ou sophistiquée. La simplification entraîne toujours une précision limitée (ou diminue d'une manière ou d'une autre les autres qualités souhaitables de la méthode). La sophistication est plus flexible, plus précise, plus puissante, mais exige des utilisateurs plus compétents.

Une autre question concrète est l'évaluation comparative des paramètres de pratiques agricoles au sein de la base de données Agribalyse. Lorsque l'approche BVI a été adaptée pour Agribalyse, ce ne sont pas les paramètres de pratiques agricoles exacts de Lindner et al. (2019b) qui ont été utilisés, mais les données de pratiques agricoles disponibles à ce moment-là. Les émissions de pesticides sont mesurées en nombre d'applications de différents ingrédients actifs dans l'étude de Lindner et al. (2019b) (faisant référence aux

travaux antérieurs de Fehrenbach), mais elles sont mesurées en CTUe²⁶ dans le cadre de l'adaptation à Agribalyse. Il s'agit d'une mesure de l'apport écotoxique encore meilleure que dans l'original (elle a en réalité été utilisée dans l'étude de Lindner et al. 2019a), mais la fonction de contribution à l'indicateur de biodiversité pour ce paramètre d'entrée n'avait pas été définie selon l'échelle de l'unité de toxicité comparée pour les écosystèmes (CTUe).

Afin de rester fidèle à la méthodologie de Lindner et al. (2019b), la forme de la courbe est inchangée, mais la courbe est définie sur une échelle CTUe dont l'extrémité se situe au 95^e percentile (les 5 % plus haut de cut-off). Ce percentile se réfère à une répartition formée par les processus unitaires au sein du projet Agribalyse (en réalité seulement le jeu utilisé pour ce projet). Avec ce type d'adaptation, les données facilement disponibles dans Agribalyse ont pu être utilisées, mais l'inconvénient fut que l'échelle est autoréférentielle entre les processus unitaires. Le même principe a été appliqué pour le paramètre du travail du sol. Lindner et al. (2019b) utilisent la consommation de diesel comme proxy pour l'intensité du travail du sol (là encore, en se référant aux travaux antérieurs de Fehrenbach). Dans l'adaptation d'Agribalyse de la méthode BVI, cela a été remplacé par des heures de travail avec des engins de travail du sol.

Idéalement, chaque paramètre d'entrée devrait être évalué sur une échelle fixe, définie indépendamment des processus unitaires auxquels l'évaluation est appliquée. Là encore, la liste des processus unitaires est assez complète et couvre un large éventail de processus possibles et plausibles. La méthodologie BVI est basée en partie sur le concept d'hémérobie, établissant un gradient de naturalité entre les états naturels et artificiels des terres. La définition d'un tel gradient est de toute façon essentiellement un processus d'évaluation comparative. Ainsi, tant que l'éventail des processus unitaires utilisés pour l'évaluation comparative est suffisamment large et couvre une gamme suffisamment étendue de niveaux d'intensité (surtout à l'extrémité), la référence à une base de données spécifique semble satisfaisante, même si ce n'est pas parfait.

4.3.Recommandations pour la recherche et le développement futurs

L'un des éléments normatifs clés de l'approche BVI est l'asymétrisation de l'échelle de l'indicateur de biodiversité lors du passage de l'indicateur normalisé à l'indicateur local de biodiversité (voir chapitre 2.2). Cette étape devrait être étayée à l'avenir. Il a été très difficile d'obtenir des relevés normatifs de la part des parties prenantes concernées au cours du développement de la méthode dans les projets précédents ayant abouti à des publications comme Lindner et al. (2019a), Lindner et al. (2019b) et également Lindner, et al. (2020). La discussion était, à ce stade, trop abstraite pour être menée, par exemple, dans le cadre d'un atelier avec les parties prenantes concernées. Le passage de BV_{no-m} à BV_{loc-m} pondère essentiellement la naturalité supérieure de la pratique extensive/organique vis-à-vis de la perte de rendement par rapport à une pratique plus intensive/conventionnelle. Maintenant que la méthode est appliquée à grande échelle, les implications de cette étape explicitement normative sont plus visibles et plus faciles à comprendre. Il est possible d'avoir un débat sur le degré d'asymétrie que l'échelle devrait présenter.

La composante écotoxicité de la méthode BVI dépend des facteurs de caractérisation de l'écotoxicité (et, par conséquent, des modèles de caractérisation de l'écotoxicité). Il s'agit probablement du plus faible des trois paramètres utilisés dans le projet BVI appliquée à Agribalyse, car la toxicité (humaine et écosystémique) est généralement difficile à caractériser dans l'ACV. Les effets des substances toxiques peuvent varier sur plusieurs ordres de grandeur en fonction de nombreux facteurs environnementaux liés au transport, au devenir des produits chimiques, et à la concentration sur le site d'immission. Étant donné que ces facteurs sont généralement inconnus pour une émission spécifique, toute évaluation doit s'appuyer sur des valeurs médianes ou moyennes et sera donc toujours intrinsèquement incertaine. La méthodologie EF3.1 recommandée par la Commission européenne inclut les facteurs de caractérisation de l'écotoxicité les plus récents. Les itérations futures de l'approche VBI devraient également utiliser la méthode de caractérisation de l'écotoxicité la plus récente et la plus largement acceptée disponible à ce moment-là.

La méthodologie devrait être étendue pour couvrir également la biodiversité marine. Des activités telles que la pêche, l'extraction de ressources, le transport par navires, et les installations telles que les éoliennes en mer ont évidemment des effets sur la biodiversité. Jusqu'à présent, il n'existe guère de méthodologie permettant de prendre en compte ces effets dans l'ACV, et encore moins une méthodologie compatible avec l'évaluation de l'ICV pour la biodiversité terrestre. La communauté scientifique de l'ACV s'est largement concentrée sur la biodiversité terrestre par le passé, mais la biodiversité marine a récemment

²⁶ Unité de toxicité comparée pour les écosystèmes

reçu plus d'attention. Pour l'approche BVI, un projet de recherche en cours²⁷ devrait faire progresser la méthodologie dans les années à venir.

Sur le plan plus pratique de la conception de l'ICV, trois recommandations ressortent de la discussion des résultats.

Premièrement, les proxys sont généralement sélectionnés sur la base de critères technologiques. Plus les méthodes de caractérisation (par exemple, de l'eau, de l'occupation des terres, et simplement de l'indicateur de biodiversité) sont différenciées géographiquement, plus il devient important de prendre en compte les effets des flux entrants par région. Ces méthodes doivent être ajustées avec des flux de correction pour refléter les conditions géographiques réelles. Un exemple : pour l'ICV de la cannelle du Sri Lanka, le flux d'occupation des terres de Madagascar devrait être négatif et un flux d'occupation des terres analogue Sri Lanka devrait être ajouté au proxy vanille de Madagascar. En outre, les ICV reposant en grande partie sur des proxys doivent être indiqués, dans le nom ou dans les métadonnées.

Deuxièmement, les flux d'occupation des terres sont traités différemment dans les différentes bases de données (WFLDB, Ecoinvent, Agribalyse). Presque tous les flux d'occupation ont des variantes de flux avec « extensif » ou « intensif », et également pour les cultures annuelles « non irrigué » et « irrigué ». Il conviendrait d'élaborer une recommandation permettant de déterminer à quel moment un besoin en surface appartient à la catégorie « agriculture intensive » et, si possible de l'harmoniser entre les bases de données.

Troisièmement, les flux d'occupation doivent recevoir des informations relatives aux régions le plus tôt possible. Pour l'instant (voir la méthode PEF), les informations sur les pays sont au premier plan. Du point de vue de la biodiversité, des informations axées sur les écorégions seraient préférables.

5. Remarques finales

Agribalyse est une base de données contenant des profils environnementaux de produits alimentaires, mais elle ne comportait pas de dimension explicite de biodiversité, jusqu'à présent. L'approche BVI est une méthode d'évaluation de l'impact du cycle de vie sur la biodiversité fonctionnant bien au niveau des parcelles avec de nombreuses données primaires, mais qui devait encore prouver son applicabilité à plus grande échelle, jusqu'à présent.

Dans le projet BVI appliquée à Agribalyse, l'approche BVI a été simplifiée avec succès pour travailler avec les données disponibles dans les processus unitaires constituant les jeux de données Agribalyse. Les résultats de l'impact sur la biodiversité ont été calculés pour plus de 2 600 jeux de données Agribalyse (produits alimentaires) et analysés pour détecter les différences et les tendances pertinentes.

Il fut passionnant de mettre en pratique l'approche BVI dans le contexte d'une base de données. Les auteurs tiennent à remercier l'ADEME et le ministère français de l'Environnement pour leur soutien. Quelles que soient les méthodes qui seront appliquées à l'avenir, nous espérons voir bientôt des indicateurs de biodiversité dans les études d'ACV traditionnelles.

²⁷ Évaluation et valorisation de la biodiversité (BioVal) : <https://bio-val.de/en/>

REFERENCES

- Bos, U.; Horn, R.; Beck, T.; et al. (2016): LANCA® - Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. Version 2.0. Fraunhofer Verlag, Stuttgart.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., & Kuhlmann, H. (2002). Life cycle impact assessment of land use based on the hemeroby concept. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(6), 339-348.
- 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 & technology*, 49(16), 9987-9995.
- Chaudhary, A., & Brooks, T. M. (2018). Land use intensity-specific global characterization factors to assess product biodiversity footprints. *Environmental Science & Technology*, 52(9), 5094-5104.
- De Baan, L., Alkemade, R., & Koellner, T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1216-1230.
- de Souza, D. M., Flynn, D. F., DeClerck, F., Rosenbaum, R. K., de Melo Lisboa, H., & Koellner, T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1231-1242.
- FAO (2020). Detailed trade matrix. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Available at: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/TM> (accessed on 4 November 2020)
- Fehrenbach, H. (2000): Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung unter besonderer Berücksichtigung landwirtschaftlich genutzter Flächen. ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg. p. 24. Available at: <https://www.ifeu.de/landwirtschaft/pdf/IFEU%20Naturraum-Bewertung%20LW%20Arbeitspapier%202000.pdf> (accessed on 29 July 2022)
- Fehrenbach, H., Grahl, B., Giegrich, J., & Busch, M. (2015). Hemeroby as an impact category indicator for the integration of land use into life cycle (impact) assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(11), 1511-1527.
- Fehrenbach, H., Rettenmaier, N., Reinhardt, G., & Busch, M. Festlegung des Indikators für die Bilanzierung der Ressource Fläche bzw. von Naturraum in Ökobilanzen. ifeu Paper 02/2019. ifeu Institute for Energy and Environmental Research, Heidelberg.
- Fehrenbach, H.; Busch, M.; Bürck, S.; Bischoff, M.; Theis, S.; Reinhardt, J.; Blömer, J.; Grahl, B. (2021): Flächenrucksäcke von Gütern und Dienstleistungen – Teil I Methode. Texte Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

- Giegrich, J.; Sturm, K. (1996): Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung. ifeu – Institut für Energie – und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg.
- Jalas, J. (1955). Hemerobe and hemerochore Pflanzenarten. *Acta Soc Pro Fauna Flora Fenn*, 72, 1-15.
- Klöpffer, W.; Renner, I. (1995): Methodik der Wirkungsbilanz von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorie. In: *Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung*; Umweltbundesamt. UBA-Texte Berlin.
- Koellner, T., & Scholz, R. W. (2008). Assessment of land use impacts on the natural environment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 32-48.
- Koellner, T., De Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., ... & Müller-Wenk, R. (2013). UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1188-1202.
- Kowarik, I. (2004): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. ecomed Verlag, Landsberg. S. 1–18.
- Lindner, J. P. (2016). Quantitative Darstellung der Wirkungen landnutzender Prozesse auf die Biodiversität in Ökobilanzen. Fraunhofer Verlag, Stuttgart. Dissertation, Universität Stuttgart.
- Lindner, J. P.; Eberle, U.; Schmincke, E.; Luick, R.; Niblick, B.; Brethauer, L.; Knuepfer, E.; Beck, T.; Schwendt, P.; Schestak, I.; Arana, D. (2019a): Biodiversität in Ökobilanzen. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Lindner, J. P., Fehrenbach, H., Winter, L., Bloemer, J., & Knuepfer, E. (2019b). Valuing biodiversity in life cycle impact assessment. *Sustainability*, 11(20), 5628.
- Lindner, J. P., Fehrenbach, H., Winter, L., Bischoff, M., Blömer, J., & Knuepfer, E. (2020). Biodiversität in Ökobilanzen: Weiterentwicklung und vergleichende Studien. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Lindner, J. P., & Knuepfer, E. (2020). LC.biodiv.IA Guideline. Fraunhofer IBP, Stuttgart.
- Michelsen, O. (2008). Assessment of land use impact on biodiversity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 22-31.
- Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Freiermuth Knuchel, R., Gaillard, G., ... & Rydgren, B. (2007). Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), 5-15.
- Mumm, N., & Eberle, U. (submitted). Environmental impacts of food in Germany with a focus on biodiversity impacts and water scarcity. 13th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2022. Lima, Peru.

- Schmitz, S.; Paulini, I. (1999): Bewertung in Ökobilanzen: Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. Available at: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3619.pdf> (accessed on 15 April 2020)
- Sukopp, H. (1972). Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. Berichte Landwirtschaft, 50, 112-139.
- WWF (2020). Living Planet Report 2020 – Bending the curve of biodiversity loss. Almond, R.E.A.; Grooten, M.; & Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- Yu, Q., You, L., Wood-Sichra, U., Ru, Y., Joglekar, A. K., Fritz, S., ... & Yang, P. (2020). A cultivated planet in 2010–Part 2: The global gridded agricultural-production maps. Earth System Science Data, 12(4), 3545-3572.

INDEX DES TABLEAUX ET DES FIGURES

TABLEAUX

Table 1: Criteria and metrics of the arable land evaluation system (source: Fehrenbach et al. 2021).....	8
Table 2: Parameters and biodiversity value for rice production in China and India.....	22
Table 3: Parameters and biodiversity value for maize production in France and Argentina.....	23
Table 4: Parameters and biodiversity value for oats production in France and Canada.....	24
Table 5: Biodiversity value, local and global quality difference for bananas and apples.....	26
Table 6: Impact comparison for sugar beets from France, the United States, and Russia.....	28
Table 7: Areatime [$m^2 a / kg$], by food group: number of LCI per group (No.), mean value, minimum, first quartile (Q1), median, third quartile (Q3), maximum and number of outliers.....	32
Table 8: BVI results for different raw meat types [$BVI \cdot m^2 a / kg$]: number of LCI per group (No.), minimum, mean value and maximum.....	35
Table 9: BVI results for different flours and potato products [$BVI \cdot m^2 a / kg$]: number of LCI per group (No.), minimum, mean value and maximum.....	36
Table 10: Conventional and organic production processes for hay.....	38
Table 11: Conventional and organic production processes for rapeseed.....	39
Table 12: Conventional and organic production processes for maize.....	40
Table 13: Conventional and organic production processes for soybean.....	40
Table 14: Conventional and organic production processes for pear.....	41

FIGURES

Figure 1 : Cadre d'utilisation des terres de la « Life Cycle Initiative » (Milà i Canals et al. 2007, Koellner et al. 2013), fortement simplifié, réduit à l'impact de l'occupation des terres, le plus pertinent pour l'agriculture.....	6
Figure 2 : fonction de contribution à l'indicateur de biodiversité de l'apport total d'azote.....	10
Figure 3 : fonction de contribution à l'indicateur de biodiversité des émissions de pesticides.....	11
Figure 4 : fonction de contribution à l'indicateur de biodiversité du travail du sol.....	11
Figure 5 : Projection de l'indicateur de biodiversité spécifique à l'affectation des sols dans la plus grande échelle de l'indicateur de biodiversité normalisé BV_{ns-m} (modifiée par Lindner & Knuepffer 2020).....	12
Figure 6 : Échelle asymétrique de l'indicateur de biodiversité local BV_{loc} (modifiée à partir de Lindner & Knuepffer 2020).....	12
Figure 7 : Flux d'informations à travers les étapes du calcul. Compilé avec des graphiques modifiés des études Lindner (2016), Lindner et al. (2019b), et Lindner & Knuepffer (2020).....	14
Figure 8 : Écorégions de France (source : Resolve).....	16
Figure 9 : Capture d'écran du tableur BVI.....	17
Figure 10 : Répartition des impacts sur la biodiversité de tous les produits alimentaires du projet BVI appliquée à Agribalyse.....	18
Figure 11 : Répartition des impacts sur la biodiversité de 90 % des produits alimentaires au centre du projet BVI appliquée à Agribalyse.....	19
Figure 12 : Répartition des impacts sur la biodiversité de tous les processus unitaires du projet BVI appliquée à Agribalyse.....	20
Figure 13 : Répartition des impacts sur la biodiversité des processus unitaires dotés de paramètres d'entrée détaillés du projet BVI appliquée à Agribalyse.....	20
Figure 14 : Répartition des impacts sur la biodiversité de 90 % des processus unitaires au centre de la répartition dotés de paramètres d'entrée détaillés du projet BVI appliquée à Agribalyse.....	21
Figure 15 : Relation entre la différence de qualité locale et l'apport d'azote total au niveau des processus unitaires.....	21
Figure 16 : Relation entre le delta de qualité local et les émissions de pesticides au niveau des processus unitaires.....	23
Figure 17 : Relation entre le delta de qualité local et le travail du sol au niveau des processus unitaires.....	24
Figure 18 : Delta de qualité global par rapport au delta de qualité local au niveau du processus unitaire.....	25
Figure 19 : Relation entre le rendement et l'impact sur la biodiversité par kilogramme au niveau du processus unitaire.....	26
Figure 20 : Relation entre le rendement et l'impact sur la biodiversité par kilogramme au niveau du processus unitaire, jusqu'à 20000 kg/ha.....	27
Figure 21 : Impact sur la biodiversité par kilogramme par groupe d'aliments (première moitié des 58 groupes), triés par valeur moyenne : pour les données exactes, veuillez vous reporter à l'annexe Tableau 15. Les valeurs aberrantes extrêmes par groupe sont indiquées par leur nom et la valeur de l'indicateur de biodiversité. L'axe a été tronqué à 40, car seules quelques valeurs d'indicateurs de	

biodiversité sont supérieures à 40 (et, hormis les épices, elles sont toutes aberrantes). Limite pour les valeurs aberrantes = $2 \times$ écart interquartile, soit une définition moyenne-forte (1,5 = faible, 3 = forte). Aide à la lecture : chaque barre colorée couvre les 50 % au centre du groupe respectif (c'est-à-dire les valeurs entre le premier et le troisième quartile). La médiane est représentée par une ligne à l'intérieur de la barre colorée, la moyenne (qui peut également se trouver à l'extérieur de la barre) est indiquée par un x. Les points qui se trouvent en dehors des antennes ou moustaches sont considérés comme des valeurs aberrantes.....	33
Figure 22 : Impact sur la biodiversité par kilogramme par groupe d'aliments (deuxième moitié des 58 groupes), triés par valeur moyenne : pour les données exactes, veuillez vous reporter à l'annexe Tableau 15. Les valeurs aberrantes les plus extrêmes par groupe sont indiquées. L'axe a été tronqué à 20, c'est-à-dire que la résolution est presque deux fois plus élevée que sur la figure 19. Limite pour les valeurs aberrantes = $2 \times$ écart interquartile, soit une définition moyenne-forte (1,5 = faible, 3 = forte).....	34
Figure 23 : Positionnement des différents membres des groupes d'aliments en termes d'indicateur de biodiversité et de superficie.durée par kilogramme de produit. Aide à la lecture : Le carré bleu en bas à droite - ICV biologique du projet ACV Bio (Brebis de réforme, biologique, système n° 3, à la sortie de la ferme/FR U) - nécessite $172 \text{ m}^2/\text{a/kg}$ de produit et donne un indicateur de biodiversité de 13,3. Tandis que le cercle vert en haut à gauche - une épice (Cannelle, poudre, transformée en FR Ambiant (long) Verre Sans préparation chez le consommateur/FR [Code Ciqua : 11025]) - présente un indicateur de biodiversité par kilogramme de produit de 71,0 mais ne nécessite que $13,7 \text{ m}^2/\text{a/kg}$	37
Figure 24 : Surface occupée par unité fonctionnelle pour les cultures sélectionnées.....	42
Figure 25 : Surface occupée par unité fonctionnelle pour les produits animaux.....	43
Figure 26 : Impact sur la biodiversité par unité fonctionnelle pour les cultures sélectionnées.....	43
Figure 27 : Occupation et impact sur la biodiversité des raisins biologiques et conventionnels sélectionnés	44
Figure 28 : Impact sur la biodiversité par unité fonctionnelle pour les produits animaux sélectionnés....	45

ABREVIATIONS ET ACRONYMES

ACTA	Association de coordination technique agricole
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
BVI	Indicateur de biodiversité (Biodiversity value increment)
CTUe	Unité de toxicité comparée pour les écosystèmes
GIS REVALIM	Groupeement d'Intérêt Scientifique – Réseau pour l'Évaluation environnementale des produits agricoles et alimentaires
INRAE	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
MTECT	Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires

ANNEXES

Groupe alimentaire	BVI $\pm$ m ² a/kg							
	Moyenne	N°	Min	Q1	Médiane	Q3	Max	Aucune valeur aberrante
épices	34,772	24	0,459	0,522	23,818	70,954	71,045	0
chocolats et produits chocolatés	18,992	30	7,378	9,784	18,801	27,917	31,863	0
viandes cuites	16,945	105	1,744	7,670	16,143	23,986	34,043	0
huiles et graisses végétales	12,027	18	3,491	4,986	7,074	9,515	45,118	4
viandes crues	11,793	137	1,266	5,785	11,795	15,973	26,948	0
autres produits carnés	10,965	14	5,131	6,484	7,890	12,764	34,044	1
huiles de noix et d'oléagineux	10,626	49	1,922	5,602	9,106	14,800	32,801	2
charcuterie	8,487	145	1,279	5,777	6,453	9,831	21,813	9
beurres	8,266	10	8,265	8,265	8,265	8,266	8,266	0
mollusques et crustacés crus	7,174	14	0,415	1,165	5,629	15,313	15,410	0
boissons sans alcool	5,124	83	0,073	0,295	0,529	1,250	57,230	10
mollusques et crustacés cuits	4,852	5	0,189	0,269	0,311	4,794	18,699	1
céréales et biscuits pour le petit-déjeuner	4,453	125	1,562	2,849	3,749	4,535	10,365	19
laits	4,198	17	0,875	0,875	0,938	1,622	19,019	3
gâteaux et pâtes	4,188	76	0,567	1,827	2,678	4,886	14,790	9
margarines	4,180	18	2,640	3,358	4,195	4,878	6,340	0

Groupe alimentaire	BVI * m²a/kg							
	Moyenne	N°	Min	Q1	Médiane	Q3	Max	Aucune valeur aberrante
plats mixtes	4,179	122	0,264	1,280	2,447	5,033	18,575	12
œufs	3,986	21	2,514	3,727	3,933	4,350	5,235	1
laits et boissons pour nourrissons	3,967	12	0,831	0,876	1,040	1,040	18,952	2
feuilletés et autres hors-d'œuvre	3,886	22	1,026	3,230	3,355	3,662	11,292	4
fromages	3,711	118	2,982	3,371	3,922	3,943	5,365	2
sandwichs	3,592	38	2,230	2,680	3,642	4,359	8,547	4
sauces	3,218	58	2,217	2,511	4,637	6,677	10,133	0
pains et pâtes	3,188	73	2,580	2,953	3,890	4,821	14,317	5
confiserie non chocolatée	3,141	9	0,838	1,609	4,163	4,163	4,163	0
pizzas, tartes et crêpes salées	2,832	45	2,066	2,630	3,038	3,307	9,499	3
condiments	2,753	7	0,530	1,367	1,675	4,501	5,331	0
farines et pâtes	2,673	41	1,625	2,540	3,402	3,453	5,139	1
produits laitiers frais et similaires	2,583	80	1,817	2,140	2,480	5,046	20,432	4
ingrédients divers	2,473	17	0,399	0,757	1,970	4,345	5,137	0
légumineuses	2,191	36	0,330	0,599	1,567	2,853	6,659	0
pâtes, riz et céréales	2,146	60	0,445	0,994	1,764	2,266	28,857	1
sucres, miels et produits similaires	2,145	7	1,266	1,686	2,052	2,263	3,802	1

Groupe alimentaire	Moyenne	N°	Min	Q1	BVI * m²a/kg			Aucune valeur aberrante
					Médiane	Q3	Max	
crèmes et spécialités à base de crème	2,142	6	2,140	2,140	2,140	2,140	2,149	1
aides culinaires	2,121	3	1,276	1,620	1,963	2,543	3,122	0
denrées alimentaires destinées à des régimes spéciaux	2,099	4	2,099	2,099	2,099	2,099	2,099	0
poissons et produits de la mer	2,067	46	0,212	0,701	1,402	1,706	19,258	2
céréales et biscuits pour enfants	2,032	3	1,772	1,772	1,772	2,162	2,552	0
desserts glacés	1,991	12	1,568	1,568	1,568	2,141	4,925	1
salades composées et crudités	1,893	13	1,217	1,403	1,637	2,145	3,652	1
crème glacée	1,568	10	1,568	1,568	1,568	1,568	1,568	0
confitures et produits similaires	1,562	7	0,956	1,310	1,320	1,350	3,341	1
poisson cuit	1,380	55	0,137	0,403	0,522	2,875	8,817	1
pommes de terre et autres tubercules	1,324	46	0,413	0,679	1,006	1,524	3,722	4
autres graisses	1,240	6	1,232	1,232	1,232	1,250	1,256	0
boissons alcoolisées	1,008	46	0,457	0,534	0,673	1,675	1,806	0
desserts pour enfants	0,973	5	0,512	0,512	1,280	1,280	1,280	0
fruits	0,949	96	0,154	0,447	0,668	1,009	6,416	8
herbes	0,907	24	0,275	0,914	1,042	1,095	1,095	0
légumes	0,891	196	0,136	0,312	0,452	0,901	10,580	22

Groupe alimentaire	BVI ± m²a/kg							
	Moyenne	N°	Min	Q1	Médiane	Q3	Max	Aucune valeur aberrante
poisson cru	0,817	94	0,417	0,417	2,872	3,017	3,017	0
snacks salés et aliments pour bébés	0,801	13	0,246	0,597	0,894	1,029	1,029	0
sorbets	0,754	3	0,702	0,718	0,734	0,780	0,825	0
soupes	0,736	41	0,317	0,449	0,724	1,059	2,706	4
algues marines	0,673	16	0,673	0,673	0,673	0,673	0,675	2
huiles de poisson	0,186	4	0,186	0,186	0,186	0,186	0,186	0
sels	0,123	5	0,123	0,123	0,123	0,123	0,123	1
eaux	0,065	90	0,065	0,065	0,065	0,065	0,082	1

Tableau 15 : Impact sur la biodiversité par unité fonctionnelle, triés par groupes d'aliments

Prod.	ICV Biologique	ICV Conventionnel
Boeuf	Veau, 14 jours, biologique, système laitier n°1, à la sortie de la ferme/FR U	Bovin viande, moyenne nationale, à la sortie de la ferme/FR U
	Veau, 14 jours, biologique, système laitier n°2, à la sortie de la ferme/FR U	Système conventionnel de vaches allaitantes, moins de 1,2 UGB par ha, taureau reproducteur, à la sortie de la ferme/FR U
	Veau, 14 jours, biologique, système laitier n°3, à la sortie de la ferme/FR U	Système conventionnel de vaches allaitantes, plus de 1,2 UGB par ha, taureau reproducteur, à la sortie de la ferme/FR U
	Veau, 14 jours, biologique, système laitier n°4, à la sortie de la ferme/FR U	Jeune taureau laitier, conventionnel, système d'engraissement, à la sortie de la ferme/FR U
	Veau, 14 jours, biologique, système laitier n°5, à la sortie de la ferme/FR U	Jeune taureau laitier, conventionnel, système d'engraissement, moins de 1,2 UGB par ha, à la sortie de la ferme/FR U
		Jeune taureau laitier, conventionnel, système d'engraissement, plus de 1,2 UGB par ha, à la sortie de la ferme/FR U

Prod.	ICV Biologique	ICV Conventionnel
Poulet	Poulet de chair, agriculture biologique, système n°1, à la sortie de la ferme/FR U	Poulet de chair, Bleu Blanc Cœur, à la sortie de la ferme/FR U
	Poulet de chair, agriculture biologique, système n°2, à la sortie de la ferme/FR U	Poulet à cuire, conventionnel, à la sortie de la ferme/FR U
	Poulet de chair, Bleu Blanc Cœur, à la sortie de la ferme/FR U	Poulet de chair, Label Rouge, à la sortie de la ferme/FR U
		Poulet de chair, moyenne nationale, à la sortie de la ferme/FR U
Lait de vache	Lait de vache, biologique, système laitier de plaine, maïs d'ensilage 5 à 10 %, à la sortie de la ferme/FR U	Système conventionnel de production de lait de montagne, alimentation en herbe, lait, à la sortie de la ferme/FR U
	Lait de vache, agriculture biologique, système n°1, à la sortie de la ferme/FR U	Système conventionnel de production de lait en plaine, maïs d'ensilage 10 à 30 %, lait, à la sortie de la ferme/FR U
	Lait de vache, agriculture biologique, système n°2, à la sortie de la ferme/FR U	Système conventionnel de production de lait en plaine, maïs d'ensilage moins de 10 %, lait, à la sortie de la ferme/FR U
	Lait de vache, biologique, système n°3, à la sortie de la ferme/FR U	Système conventionnel de production de lait en plaine, maïs d'ensilage plus de 30 %, lait, à la sortie de la ferme/FR U
	Lait de vache, biologique, système n°4, à la sortie de la ferme/FR U	Lait de vache, moyenne nationale, à la sortie de la ferme/FR U
	Lait de vache, biologique, système n°5, à la sortie de la ferme/FR U	
Œufs	Œufs, biologique, système n°1, à la sortie de la ferme/FR U	Œufs, Bleu Blanc Cœur, plein air, à la sortie de la ferme/FR U
	Œufs, biologique, système n°2, à la sortie de la ferme/FR U	Œufs, conventionnel, en batterie, règles de cages de 2012, à la sortie de la ferme/FR U
	Œufs, Bleu Blanc Cœur, plein air, à la sortie de la ferme/FR U	Œufs, conventionnel, en batterie, cage, à la sortie de la ferme/FR U
		Œufs, conventionnel, en batterie, sans cage, à la sortie de la ferme/FR U
		Œufs, conventionnel, plein air, à la sortie de la ferme/FR U
		Œufs, moyenne nationale, à la sortie de la ferme/FR U
Raisin	Raisin, biologique, AOP, vin blanc sec, système n°1, au vignoble/FR U	Raisin, intégré, AOC, Beaujolais, au vignoble/FR U
	Raisin, biologique, AOP, vin blanc sec, système n°2, au vignoble/FR U	Raisin, intégré, mélange français/FR U

Prod.	ICV Biologique	ICV Conventionnel
	Raisin, biologique, AOP, vin blanc sec, système n°3, au vignoble/FR U	Raisin, intégré, mélange de cépages, Languedoc-Roussillon, au vignoble/FR U
	Raisin, biologique, AOP, vin blanc sec, système n°4, au vignoble/FR U	
	Raisin, biologique, AOP, vin blanc sec, système n°5, au vignoble/FR U	
Agneau	Agneau, biologique, système n°1, à la sortie de la ferme/FR U	Agneau, conventionnel, système de production en intérieur, à la sortie de la ferme/FR U
	Agneau, biologique, système n°2, à la sortie de la ferme/FR U	Agneau, conventionnel, système Roquefort, à la sortie de la ferme/FR U
	Agneau, biologique, système n°3, à la sortie de la ferme/FR U	
	Agneau, biologique, système n°1, à la sortie de la ferme/FR U	
	Agneau, biologique, système n°2, à la sortie de la ferme/FR U	
	Agneau, biologique, système n°3, à la sortie de la ferme/FR U	
Maïs	Maïs grain, biologique, système n°1, à la sortie de la ferme/FR U	Maïs grain, moyenne de 6 études de cas optimisées, scénario de base, à la sortie de la ferme/FR U
	Maïs grain, biologique, système n°2, à la sortie de la ferme/FR U	Maïs grain, moyenne de 6 études de cas optimisées, scénario protéagineux, à la sortie de la ferme/FR U
	Maïs grain, biologique, système n°3, à la sortie de la ferme/FR U	Maïs grain, moyenne de 6 études de cas optimisées, scénario de culture de couverture systématique, à la sortie de la ferme/FR U
		Maïs grain, mélange de consommation/FR U
		Maïs grain, conventionnel, humidité 28 %, moyenne nationale, alimentation animale, à la sortie de la ferme/FR U
		Maïs grain, conventionnel, humidité 28 %, moyenne nationale, avec empreinte eau, alimentation animale, à la sortie de la ferme/FR U
Porc	Porc, biologique, système n°1, à la sortie de la ferme/FR U	Porc mixte, conventionnel, moyenne nationale, à la sortie de la ferme/FR U
	Porc, biologique, système n°2, à la sortie de la ferme/FR U	Porc, conventionnel, traitement de l'excès de lisier, à la sortie de la ferme/FR U
	Porc, biologique, système n°3, à la sortie de la ferme/FR U	Porc, conventionnel, nourri au tourteau de colza, à la sortie de la ferme/FR U
	Porc, biologique, système n°4, à la sortie de la ferme/FR U	Porc, conventionnel, moyenne nationale, à la sortie de la ferme/FR U

Prod.	ICV Biologique	ICV Conventionnel
	Porc, conventionnel, Bleu Blanc Cœur, à la sortie de la ferme/FR U	Porc, conventionnel, nourri au tourteau de colza, aliments de la ferme, à la sortie de la ferme/FR U
		Porc, conventionnel, Bleu Blanc Cœur, à la sortie de la ferme/FR U
Tournesol	Tournesol grain, biologique, système n°1, à la sortie de la ferme/FR U	Tournesol grain, moyenne de 2 études de cas optimisées, scénario de base, à la sortie de la ferme/FR U
	Tournesol grain, biologique, système n°2, à la sortie de la ferme/FR U	Tournesol grain, moyenne de 2 études de cas optimisées, scénario de protéagineux, à la sortie de la ferme/FR U
	Tournesol grain, biologique, système n°3, à la sortie de la ferme/FR U	Tournesol grain, moyenne de 2 études de cas optimisées, scénario de culture de couverture systématique, à la sortie de la ferme/FR U
	Tournesol grain, biologique, système n°4, à la sortie de la ferme/FR U	Tournesol grain, mélange de consommation/FR U
	Tournesol grain, biologique, système n°5, à la sortie de la ferme/FR U	Tournesol grain, conventionnel, humidité 9 %, moyenne nationale, alimentation animale, à la sortie de la ferme, production/FR U

Tableau 16 : Liste des inventaires biologiques et conventionnels pour le chapitre 3.5.2

À PROPOSE DE L'ADEME

À l'ADEME (l'Agence de la transition écologique) nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources. Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse. Dans tous les domaines (énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols...) nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions. À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de la Transition écologique et du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

La librairie ADEME



Faits et chiffres

L'ADEME référent : elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



Clés pour Agir

L'ADEME facilitateur : elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



Ils l'ont fait

L'ADEME catalyseur : les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



Expertises

L'ADEME expert : elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



Horizons

L'ADEME tournée vers l'avenir : elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



Introduire la méthode BVI dans Agribalyse

La biodiversité est depuis longtemps à l'ordre du jour de la communauté scientifique de l'ACV, en particulier dans l'analyse de l'impact du cycle de vie. Le projet «BVI appliquée à Agribalyse» fait progresser l'état de l'art.

La base de données Agribalyse (parfois abrégée par AGB) est la base de données française d'ACV faisant autorité pour les produits alimentaires. Afin de progresser dans l'évaluation de la biodiversité, l'ADEME a soutenu les partenaires du projet pour explorer la mise en œuvre de la méthode de l'indicateur de biodiversité (BVI) et pour calculer des indicateurs de biodiversité pour près de 2700 produits alimentaires.

Le calcul largement automatisé des impacts sur la biodiversité pour des milliers de produits est une nouveauté pour la méthode BVI. Ce projet contribue de manière significative à la discussion sur les méthodes d'évaluation de la biodiversité dans le contexte de l'analyse du cycle de vie. Il fournit des indicateurs utiles et utilisables dès à présent pour les utilisateurs d'Agribalyse.

