
RAPPORT

DU CONSEIL SCIENTIFIQUE DE L’AFFICHAGE ENVIRONNEMENTAL

Louis-Georges Soler (INRAE) (coordinateur), Sophie Dubuisson-Quellier (CNRS), Florence Garcia-Launay (INRAE), Arnaud Hélias (INRAE), Chantal Julia (Université Sorbonne Paris Nord), Lydiane Nabec (Université Paris-Saclay), Sylvain Pellerin (INRAE), Bernard Ruffieux (Grenoble INP), Gilles Trystram (AgroParisTech), Hayo van der Werf (INRAE)

Decembre 2023

Auteurs du rapport :

Louis-Georges Soler (INRAE) (coordinateur),

Sophie Dubuisson-Quellier (CNRS),

Florence Garcia-Launay (INRAE),

Arnaud Hélias (INRAE),

Chantal Julia (Université Sorbonne Paris Nord),

Lydiane Nabec (Université Paris-Saclay),

Sylvain Pellerin (INRAE),

Bernard Ruffieux (Grenoble INP),

Gilles Trystram (AgroParisTech),

Hayo van der Werf (INRAE)

Avant-propos

En application de l'article 15 de la loi relative à la lutte contre le gaspillage alimentaire et à l'économie circulaire (loi AGECE de 2020), remplacé par l'article 2 de la loi Climat et résilience (2021), le Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires (MTECT) a lancé en 2021, avec l'Ademe, une expérimentation en vue de concevoir et mettre en place un système d'affichage environnemental des produits alimentaires. Dans ce cadre, le MTECT a sollicité, auprès d'INRAE, la mise en place d'un conseil scientifique (CS) indépendant pour accompagner les réflexions sur le sujet. Ce conseil, fortement pluridisciplinaire, regroupe dix membres de domaines d'expertise et d'institutions variés : agronomie et évaluation environnementale des systèmes agricoles (Sylvain Pellerin, Hayo van der Werf), zootechnie et évaluation environnementale des systèmes d'élevage (Florence Garcia-Launay), analyse de cycle de vie et méthodes d'évaluation environnementale (Arnaud Hélias), transformations des aliments et systèmes alimentaires (Gilles Trystram), nutrition et santé publique (Chantal Julia), sociologie (Sophie Dubuisson-Quellier), marketing social (Lydiane Nabec), économie comportementale de la consommation (Bernard Ruffieux), économie de l'alimentation et politiques publiques (Louis-Georges Soler).

Le CS a été saisi par le MTECT pour accompagner les réflexions conduites dans une première phase de l'Expérimentation de l'affichage environnemental à la fois sur les indicateurs et la constitution des scores environnementaux, et sur le choix de format d'affichage. À l'issue de cette phase, le CS (2021) a fait plusieurs propositions sur ces deux plans.

Certaines de ces recommandations concernaient des évolutions méthodologiques et l'amélioration des bases de données, en particulier d'Agribalyse (AGB), qui joue un rôle important comme support du développement de l'affichage environnemental. Celles-ci visaient à accroître la fiabilité des données d'impacts par une meilleure caractérisation de certains systèmes de production et l'intégration d'éléments non encore bien considérés, comme le stockage de carbone dans les sols, ou des éléments relatifs aux critères de toxicité. Ces améliorations ont été conduites au sein du Groupe de travail (GT) Algorithmes, mis en place par l'Ademe, et du Groupement d'Intérêt Scientifique (GIS) Revalim, porté par l'Ademe, INRAE, l'ACTA et l'ACTIA, et cela en tirant parti des remontées des filières et des instituts techniques sur les corrections à apporter à la base AGB. D'autres améliorations sont aujourd'hui envisagées, et sont portées par le GIS Revalim et les instituts techniques, plaçant la mise en place de l'affichage dans une perspective d'amélioration continue des méthodes et des bases de données.

À l'issue de la phase d'Expérimentation de l'affichage, les pouvoirs publics ont lancé une seconde phase de travaux, visant de façon opérationnelle, à finaliser un dispositif d'affichage environnemental à mettre en place en 2024. Le CS a été de nouveau saisi par le MTECT pour prolonger ses travaux sur les deux dimensions : le calcul du score environnemental et les formats d'affichage. En parallèle, l'Ademe et le MTECT ont mis en place un GT « Ecologues » dédié aux indicateurs à mobiliser pour évaluer les impacts en biodiversité locale et services écosystémiques. Ils ont par ailleurs élaboré une base de données de 560 aliments, pour lesquels les évaluations d'impacts ont été faites à partir de certaines hypothèses de calcul des scores environnementaux.

Ce sont ces éléments et données qui ont été communiqués au CS courant de l'été 2023 et utilisés dans ce rapport. Les évaluations des impacts des 560 produits reposent sur des principes de calcul du score environnemental tels qu'ils étaient envisagés par l'Ademe et le MTECT à cette date. Ils ne sont pas nécessairement ceux qui seront finalement retenus par les décideurs publics. C'est donc sur une version provisoire du calcul du score environnemental que ce rapport s'est appuyé. En particulier, l'affichage envisagé par ADEME/MTECT est un dispositif « ACV + compléments » : c'est ce dispositif, dans la version formulée en 2023, qui a été évalué. Si les choix finaux de ces principes venaient à être par trop différents de ceux qui ont été examinés ici, il conviendrait de refaire tout ou partie des analyses.

La question de l'affichage du bien-être animal et des modes d'élevage n'a pas été intégrée dans ce rapport. Comme le montrent les études, il existe une réelle demande d'information d'une large fraction des

consommateurs sur ces sujets. L'affichage de ces éléments, en complément de l'affichage environnemental répondrait, comme cela a déjà été souligné par divers acteurs, à ces attentes et permettrait de mettre en avant les avantages des systèmes extensifs sur ce plan. On renvoie cependant aux travaux et expériences conduits par ailleurs pour la discussion des modalités concrètes de ce type d'affichage.

Le CS s'exprime au nom du collectif qui le constitue, non au titre des institutions auxquelles ses membres appartiennent. Les membres du CS n'ont aucun conflit d'intérêt à déclarer dans le cadre des travaux présentés dans ce rapport.

Table des matières

Avant-propos	3
Synthèse	7
RAPPORT	14
Introduction	15
1. L’affichage environnemental face à l’enjeu de l’évolution des comportements et pratiques alimentaires	16
2. Tenir compte de l’hétérogénéité des consommateurs et des enjeux liés aux inégalités.....	19
3. L’affichage environnemental : un cadre évolutif pour pouvoir tenir compte des progrès méthodologiques et de l’évolution des systèmes de production.....	20
4. L’affichage face à l’enjeu d’accompagnement de l’évolution de l’offre alimentaire	21
4.1. Un affichage transversal ou par familles de produits ?.....	22
4.2. Un affichage par classes de niveaux ou sur la base d’une valeur numérique ?.....	23
5. La construction du score environnemental, à l’intersection de choix méthodologiques et politiques.....	25
5.1. Quelques rappels sur l’ACV	25
5.2. L’ACV, avec ou sans compléments ?	26
5.3. Dimensionnement des compléments	30
5.4. Quelques règles	35
6. Formats graphiques d’affichage : des arbitrages au regard du contexte et des objectifs de politique publique	36
6.1. Les consommateurs et l’affichage environnemental.....	37
6.2. Principaux arbitrages relatifs au format graphique.....	38
7. Conclusion générale	40
ANNEXE I. Indicateur biodiversité et compléments	44
1. Les options possibles.....	44
2. Le BVI : avantages et limites.....	46
2.1. Le calcul du BVI	46
2.2. Le BVI est-il redondant avec les autres indicateurs ACV ?.....	47
2.3. Le BVI doit-il être inclus dans le calcul du score environnemental ?.....	48
3. Compléments externes à l’ACV : avantages et limites.....	49
3.1. Le calcul basé sur les compléments/bonus.....	49
3.2. Quel est le rôle des compléments/bonus ?.....	49
4. Comment les effets des variables considérés doivent-ils être intégrés dans le calcul du score final ?	50
4.1. Effets des compléments sur le classement des produits.....	51
4.2. Des pondérations implicites	54
5. Synthèse.....	54

ANNEXE II. Indicateurs, compléments et classement des produits	57
1. Descriptif des effets du score MTE (juillet 2023) sur le classement des produits.....	58
1.1. Effet de l'algorithme sur les catégories de produit	60
1.2. Retour sur l'unité fonctionnelle en agriculture.....	60
1.3. Comparaison des modes productions selon l'affichage	62
2. Rôle et impacts des compléments.....	63
ANNEXE III. Format graphique de l'affichage environnemental.....	71
1. Les objectifs du format d'affichage environnemental.....	71
2. Rappel des enseignements issus des précédentes études.....	72
2.1. Un format synthétique plutôt qu'analytique	73
2.2. Un format exhaustif plutôt que ciblant les 'meilleurs' ou les 'moins bons' produits	74
2.3. Un affichage simple, compréhensible par tous et coloriel.....	74
2.4. Un format transversal portant sur l'ensemble de l'alimentation	74
2.5. Un contexte d'implémentation assurant la saillance de l'affichage	75
3. Des points de discussion au regard du contexte et des objectifs annoncés pour l'affichage environnemental	75
3.1. Un système en quelques classes ou un chiffre ?.....	75
3.2. Un système transversal ou par catégories ?	78
3.3. Un système au kilo ou à l'unité de vente ?.....	79
4. Résultats des expérimentations	79
4.1. Objectifs	80
4.2. Design expérimental.....	80
4.3. Formats testés.....	80
4.4. Résultats	82
4.5. Contribution de l'étude ADAE2 aux réflexions sur l'affichage environnemental.....	83
5. Contexte d'implémentation	84
5.1. Légitimité des formats.....	84
5.2. Éviter la présence de formats concurrents.....	84
5.3. Éviter une proximité trop grande au Nutri-Score et autres logos en face avant des emballages.....	84
6. Synthèse.....	85
6.1. Un compromis entre descriptif et interprétatif simple au vu des objectifs recherchés....	85
6.2. Une valeur par unité au kilo	87
6.3. La place des indicateurs complémentaires	87
6.4. Un spectre coloriel affiché dans son ensemble.....	88
6.5. Une échelle colorielle calculée sur l'ensemble de l'alimentation.....	88

Synthèse

L'affichage environnemental pour accompagner une évolution concomitante de la demande et de l'offre alimentaires

- Comme le montrent de nombreuses recherches et études prospectives, **des évolutions seront nécessaires, tant du côté de l'offre que de la demande, pour répondre aux enjeux environnementaux** auxquels les systèmes alimentaires sont confrontés. Pour ce qui concerne la demande, ces évolutions devront passer par un changement des comportements de consommation, en privilégiant des produits issus de modes de production, de transformation et de distribution plus respectueux de l'environnement, dans le cadre de régimes alimentaires incluant une part accrue de produits d'origine végétale (fruits et légumes, céréales complètes, légumineuses...) et une réduction de la part de produits d'origine animale. Ces changements nécessiteront aussi une profonde transformation de l'offre, via l'évolution des volumes et des manières de produire, aux niveaux des systèmes agricoles (agroécologie, bio, réduction des pesticides) et de la transformation (procédés alimentaires, circularité, ressources utilisées...), des circuits de distribution (chaînes logistiques) et de la conception des produits (innovations-produits, nouvelles recettes, origine des ingrédients...).
- **L'affichage environnemental est un outil pertinent pour accompagner cette évolution concomitante de l'offre et de la demande alimentaire.** Ses effets directs seront probablement réduits à court terme, butant sur les **limites des politiques basées sur la responsabilité individuelle des consommateurs**. Les changements de comportements sont en effet difficiles, et peuvent être coûteux (en termes monétaires et non monétaires), le poids de l'environnement alimentaire (les produits disponibles, les prix, les pratiques commerciales...) et des normes sociales étant important. Les réponses seront aussi probablement différenciées selon les catégories de consommateurs, ce qui impose de porter attention aux possibles effets en lien avec les inégalités sociales, et au risque que les informations transmises par l'affichage soient perçues comme des injonctions imposées, et insuffisamment justifiées, de nouvelles normes de comportement. Par ailleurs, l'affichage peut inciter les entreprises et les filières à s'adapter aux changements de la demande, ou pour répondre à des objectifs de Responsabilité Sociétale des Entreprises (RSE), mais il **ne suffira pas à enclencher des changements importants s'il n'est pas accompagné d'actions directes sur l'offre**, qui peuvent être plus efficaces (redéploiement des productions, soutiens à l'adoption de pratiques agroécologiques et à la réduction de l'usage de pesticides et des engrais de synthèse, soutiens aux innovations dans les filières, normes de production...).
- Ceci ne minimise pas le rôle de l'affichage mais conduit à insister sur l'importance de : (i) prioriser les objectifs qui lui sont assignés ; (ii) spécifier les complémentarités entre l'affichage et les autres instruments publics. De ce point de vue, un des rôles importants de l'affichage est de **rendre visible par tous une métrique d'évaluation des impacts environnementaux des produits alimentaires**, sur la base de laquelle pourront se déployer des actions sur l'offre et la demande, qu'elles passent par l'affichage environnemental ou par d'autres outils publics et privés.

Le calcul des scores environnementaux : compléter le cadre actuel d'Analyse de Cycle de Vie pour mieux représenter les impacts des systèmes extensifs

- La construction de la métrique et de l'échelle d'impact des produits alimentaires, sur lesquelles fonder l'affichage environnemental, soulève des débats qui tiennent à la complexité des questions environnementales, aux incertitudes liées à des connaissances partielles dans certains domaines, et au fait que cette métrique ne peut être définie uniquement sur la base de fondements scientifiques. Elle repose aussi sur des valeurs, et donc des choix politiques relatifs, en particulier, à l'importance que la collectivité donne aux différents types d'impacts environnementaux (changement climatique, biodiversité, pollutions diverses, exploitation des ressources...) et aux types de leviers d'action privilégiés pour réduire ces impacts, et à leurs effets anticipés sur les intérêts particuliers.

- On peut illustrer un de ces points de tension en rappelant **la différence entre l’affichage environnemental et les démarches basées sur des labels**. Ceux-ci reposent sur des cahiers des charges, reflétant, en général, des systèmes de pratiques agricoles et des manières de produire, définis au regard des effets positifs que ces pratiques laissent espérer, par exemple, sur les caractéristiques des produits ou l’environnement. L’affichage environnemental repose sur une logique différente, puisqu’il concerne potentiellement toute l’offre et inclut toutes les activités qui impactent l’environnement, depuis l’agriculture jusqu’au produit rendu au consommateur, en passant par les modes de transformation et de distribution. Il ne vise pas à créer ou stimuler des marchés spécifiques, mais vise une amélioration générale et incrémentale sur l’ensemble de l’offre. Alors que le label place les producteurs face à un choix « adopter ou non le label », et pour lequel la « marche » à franchir est généralement haute, l’affichage vise à créer des incitations plus continues à l’amélioration, quel que soit le point de départ en termes d’impact environnemental, et basée sur des leviers d’action choisis par les entreprises et les filières, aux différentes étapes des chaînes alimentaires. **Si labels et affichage environnemental ont ainsi des objectifs différents, en tant qu’instruments de politique publique, ils doivent être complémentaires et cohérents**. En particulier, si les labels ont des effets positifs sur l’environnement, la métrique sur laquelle repose l’affichage doit pouvoir en tenir compte dans l’évaluation des produits qui en sont issus.

- **Si l’on accepte l’idée que l’affichage environnemental est plutôt porteur de cette vision « verticale »** (comme support de représentation des activités et de leurs impacts de l’amont jusqu’au produit final mis à disposition du consommateur), **alors l’Analyse de cycle de vie (ACV) constitue un socle méthodologique pertinent**, dans la mesure où il fournit précisément un cadre de représentation des activités qui concourent à la production, transformation et distribution des produits et de leurs impacts. Évidemment, comme tout cadre méthodologique, il présente des avantages et des limites. Au titre des avantages, on notera qu’il **permet d’estimer les émissions de polluants et les utilisations de ressources associées au produit tout au long de son cycle de vie**. Les conséquences environnementales de ces émissions de polluants et utilisations de ressources sont ensuite modélisées et exprimées à travers des indicateurs d’impacts environnementaux, comme le changement climatique, l’usage des terres, la pollution aux particules ou encore l’écotoxicité, permettant une **évaluation environnementale multicritère des produits**.

- Au titre des limites du cadre méthodologique de l’ACV, on notera **la difficulté à rendre compte, en l’état actuel, de certains impacts associés à la biodiversité et aux services écosystémiques**. En matière de biodiversité, il est utile de rappeler que des causes importantes de son érosion sont déjà intégrées dans l’ACV. En particulier, le climat et les usages des sols à l’origine du changement des habitats d’espèces animales et végétales, principale cause de perte de biodiversité, sont bien pris en compte dans l’ACV.

Mais il est aussi reconnu que certains facteurs sont mal pris en compte, qu’il s’agisse, par exemple, des effets de certaines pratiques agricoles, de la présence d’infrastructures écologiques ou de l’organisation territoriale de la production. Ce sont ces facteurs que, par commodité de langage, nous avons dénommés, dans le premier rapport du CS, facteurs d’impact relevant de la biodiversité « locale »¹. On fait référence ainsi aux facteurs en lien avec les pratiques agricoles et l’organisation spatiale de la production, à intégrer en complément des facteurs plus « globaux » affectant la biodiversité, déjà représentés par d’autres impacts ACV (climat, pollution, occupation des terres).

Dans la mesure où la non-prise en compte de ces facteurs relatifs à la biodiversité « locale » peut affecter le calcul des impacts environnementaux et, de ce fait, pénaliser certains systèmes de production

¹ Sont regroupés ici l’ensemble des choix et pratiques observables directement au niveau des systèmes de productions agricoles : dans la parcelle (travail du sol, rotation culturale, etc…), en dehors des parcelles (haies, infrastructures agroécologiques, zone refuges, etc…) et dans la structuration du parcellaire (taille des parcelles, diversité des cultures, présence de prairies, fragmentation et corridor écologique, etc…). Le périmètre de la biodiversité « locale » ne se limite pas uniquement à la parcelle mais se place bien au niveau du paysage agricole.

(extensifs, bio, agroécologiques...), **il est légitime et nécessaire de les intégrer dans la démarche à mettre en place pour l'affichage, et pour cela de chercher à ajuster ou compléter le cadre actuel de l'ACV** (en particulier tel qu'il est formalisé à ce jour au niveau européen dans la méthode *Environmental FootPrint*).

- Un autre point de débat concerne la question des rendements agricoles, généralement plus faibles dans les systèmes de production extensifs, que l'ACV pénaliserait dès lors que les impacts environnementaux seraient rapportés au kg de produit plutôt qu'à l'unité de surface utilisée (hectare). Si l'on se place dans la vision « verticale » de l'affichage mentionnée plus haut, intégrant les étapes post-farmes de transformation, distribution et consommation, la référence à la quantité s'impose. Rapporter à des hectares des impacts liés à du transport en camion, à des emballages ou à des procédés de transformation alimentaire n'aurait pas de sens. Cette contrainte pénalise-t-elle les systèmes extensifs, qui présentent des avantages sur le plan environnemental, mais avec des rendements plus faibles ? Pas nécessairement. En fait l'ACV valorise l'efficacité environnementale : si un système extensif se traduit par une baisse modérée des rendements, pour des gains environnementaux importants, il sera valorisé ; s'il se traduit par des baisses de rendements élevées, pour des gains environnementaux faibles, il sera pénalisé. D'ailleurs, la littérature ACV tend à montrer que, dans de nombreux cas, les cahiers des charges de l'agriculture biologique sont plus intéressants en raisonnant à l'hectare et au kg de produit, les gains environnementaux pouvant compenser les baisses de rendement. Reste qu'il faut être vigilant sur ce sujet. **Le choix de la méthodologie d'évaluation des impacts des produits : (i) ne doit pas pénaliser a priori les systèmes de production à rendements plus faibles, dès lors qu'ils génèrent des avantages environnementaux significatifs, (ii) mais ne doit pas non plus occulter la question des rendements et des volumes de production.** Sur ce dernier point, de nombreuses études montrent en effet qu'une dynamique basée sur l'extensification des systèmes de production, pourrait induire, à demande alimentaire finale inchangée, un accroissement des besoins en terres agricoles (défavorable à la biodiversité) et/ou une augmentation des importations, et donc des impacts environnementaux importés.

- Afin de tenir compte des limites mentionnées, deux grandes options sont envisageables. **La première option consiste à réaliser des ajustements dans le cadre de l'ACV.** L'idée ici est que tout impact environnemental, dès lors qu'il peut être associé à un produit, peut être intégré dans le calcul du score environnemental des produits en utilisant le formalisme de l'ACV. Ce formalisme est en effet un cadre générique dont on peut étendre la portée, soit par l'ajout d'indicateurs d'impact supplémentaires, soit en corrigeant certains indicateurs existants. Un certain nombre de propositions ont été faites dans la littérature, mais elles ne sont pas à ce jour pleinement opérationnelles. Le CS avait proposé, dans le premier rapport, une piste provisoire qui consistait à créer un nouvel indicateur ACV portant sur la biodiversité locale en utilisant les labels comme proxy.

- **La deuxième option consiste à évaluer, par le biais de « compléments » posés en dehors du cadre ACV, les impacts associés à des facteurs additionnels, puis à agréger ces impacts avec tout ou partie du score basé sur l'ACV.** L'avantage de cette option est de fournir une solution opérationnelle pour l'affichage, mais elle doit être construite avec rigueur, ce qui impose de bien distinguer deux sujets : d'une part, la caractérisation des facteurs d'impacts additionnels qui manquent dans l'ACV ; d'autre part, le choix de la méthode pour agréger ces éléments établis dans des cadres hétérogènes (dans et hors cadre de ACV) afin d'obtenir un score d'impact environnemental des produits. Bon nombre de controverses portent sur le premier point (les facteurs d'impacts qui manquent dans l'ACV) et laissent dans l'ombre le second point (le mode de calcul du score). Or, pour le CS, l'enjeu réside autant dans les facteurs additionnels à prendre en compte (et l'amplitude de leurs impacts), sur lesquels un consensus paraît possible (en tous cas, il doit s'appuyer, autant que possible, sur l'expertise scientifique), que dans la façon d'introduire ces facteurs additionnels dans le calcul du score environnemental. C'est dans ce processus d'agrégation, qui pèse fortement sur les résultats, que les compléments s'éloignent véritablement du cadre de l'ACV.

En effet, l'importance qui est accordée aux compléments dans le score d'affichage n'est pas déterminée de la même façon que pour les autres impacts environnementaux. **De facto, on peut ainsi obtenir, par les compléments, des amplitudes d'effets plus importantes que ce que l'on pourrait obtenir en restant dans le cadre ACV standard.** Les modalités d'agrégation pouvant ainsi jouer de façon déterminante sur les résultats, il faut s'imposer une certaine rigueur dans ce processus d'agrégation et se doter de règles claires, en particulier pour rendre transparents les choix politiques sous-jacents.

- Une première règle serait que **le classement des produits résulte du calcul du score environnemental, et non l'inverse.** Il faut éviter que l'usage des compléments ne soit qu'une façon d'obtenir des résultats souhaités a priori, avant même le déroulement des calculs. Au-delà de cette règle de base, il nous paraît nécessaire de : (i) **éviter les redondances**, en particulier avec des éléments déjà pris en compte dans les indicateurs de base de l'ACV, et ne pas utiliser les compléments pour répondre à des manques de données ; (ii) **privilégier une approche additive**, en particulier si l'on souhaite retenir pour le format d'affichage une unité fonctionnelle par kg de produit ; (iii) **apporter une justification étayée**, fondée sur des collectifs d'experts, aux variables ajoutées via les compléments et à l'amplitude des effets qu'on leur associe sur le plan environnemental ; (iv) **rendre explicite la façon dont le mode de calcul du score (l'agrégation des indicateurs) affecte l'importance (la pondération) attribuée à chaque impact environnemental** ; (v) s'assurer que l'importance donnée aux compléments **ne conduise pas à donner des signaux aux consommateurs susceptibles d'induire des effets contraires aux objectifs visés.** Par exemple, l'importance donnée aux compléments, au titre de la biodiversité locale, ne doit pas inciter les consommateurs à des déplacements d'achats se traduisant, in fine, par une dégradation sur d'autres impacts comme, par exemple le climat ou d'autres *drivers* de l'érosion de la biodiversité.

- C'est une telle démarche basée sur l'usage de compléments, en sus d'un score basé sur l'ACV, qui a été retenue par le MTECT. Concernant les données qui nous ont été communiquées à l'été 2023, trois variables étaient présentes dans ces compléments : diversité agricole, infrastructures agroécologiques et conditions d'élevage. A terme et après les interactions avec le Groupe de Travail (GT) « Ecologues », les variables prises en compte par les pouvoirs publics devraient porter sur la surface de prairies permanentes, les linéaires de haies, la taille des parcelles, la mosaïque parcellaire, la pression territoriale (l'équilibre élevage-culture) et le chargement animal local. Ces variables sont associées à des « bénéfiques » en matière de biodiversité, et traduites en une valeur chiffrée, qui est retranchée de la somme de tous les autres impacts ACV. Cette valeur chiffrée est d'autant plus élevée que la surface requise pour la production du produit en question est importante. Dans la version provisoire qui nous a été communiquée par le MTECT, l'importance donnée aux compléments dans le calcul du score final ne modifie pas de plus de 20 à 30% le score environnemental calculé sur la base de l'ACV.

- L'évaluation de la première version de calcul du score environnemental, intégrant des compléments et données d'ACV, montre que globalement la distribution des impacts sur l'ensemble des catégories de produits, est peu modifiée par rapport aux résultats des calculs sans compléments. En revanche **les effets sont nets sur la variabilité des impacts intra-catégories d'aliments, en faveur des produits bio, et particulièrement des produits bio animaux. L'écart entre produits conventionnels et bio est amplifié, en particulier sur les sous-scores relatifs aux pesticides et à la biodiversité. Concernant les produits végétaux, l'effet en faveur des produits céréaliers bio est significatif ; par contre, il est faible pour les fruits et légumes bio.**

- En matière d'effets sur les pondérations des différents indicateurs d'impacts, l'utilisation des compléments amplifie (par rapport à l'ACV sans compléments) les écarts entre certains produits : **les produits qui bénéficient des compléments, au titre des avantages qu'ils induisent en matière de biodiversité locale, sont de facto moins « pénalisés » que les autres produits sur les autres indicateurs d'impacts, comme par exemple le changement climatique. Ce**

faisant, les compléments expriment, non seulement des impacts environnementaux, mais aussi des priorités dans les leviers d'action pour les réduire.

- Au total, la proposition préliminaire envisagée par les pouvoirs publics fournit une solution opérationnelle qui vise à capter un certain nombre d'effets associés à la biodiversité locale, en lien avec certaines pratiques agricoles et l'organisation spatiale de la production. Dans sa version définitive, la liste de variables additionnelles et l'amplitude de leurs impacts devraient faire l'objet d'un consensus au sein du GT Ecologues et parmi les experts scientifiques du domaine. Mais le choix stratégique réside dans le dimensionnement des compléments : ceux-ci dans la version analysée par le CS ne modifient pas de plus de 20 à 30% le score calculé sur la base de l'ACV. Mais on pourrait décider de limiter leurs effets à 10% ou à 50% du score calculé sur la base de l'ACV : les résultats seraient alors sensiblement différents. **Ce choix, qui n'a pas en tant que tel de base théorique, exprime l'équilibre visé par les pouvoirs publics entre les impacts captés par l'ACV et ceux inclus via les compléments, et, ce faisant, l'importance relative accordée aux différents impacts (climat, ressources, biodiversité locale...).** Cet effet sur les pondérations doit être clairement explicité de façon à rendre transparents les choix politiques sous-jacents. Il faudrait aussi s'assurer, sur la base de la proposition finale, que l'importance donnée aux compléments, au titre de la biodiversité locale, ne risque pas d'induire une dégradation sur d'autres impacts comme, par exemple, le climat ou d'autres *drivers* d'érosion de la biodiversité. A priori, au vu des modifications identifiées sur la proposition provisoire, ceci ne devrait pas être le cas, mais cela supposerait des investigations plus approfondies.

Le choix du format d'affichage : une mesure plutôt qu'un classement des impacts

- Du côté des consommateurs, l'affichage peut avoir différents objectifs : **les aider à identifier, entre deux produits, lequel est le moins impactant pour l'environnement ; les aider à identifier les réductions d'impact permises par une modification de leurs choix alimentaires, afin de les mettre en balance avec les coûts que représente pour eux cette modification (sur les plans monétaire, hédonique, du changement d'habitudes...)** ; **les aider à raisonner de façon plus large leurs pratiques de consommation alimentaire, intégrant les impacts environnementaux des produits et des quantités consommées.**

- Au regard du premier objectif, un format d'affichage basé sur des classes de niveaux, associant lettres et couleurs (type Nutri-Score), présente l'avantage d'être déjà connu et facilement interprétable par les consommateurs. C'est d'ailleurs plutôt vers ce type de format qu'ils s'orientent spontanément quand on les interroge sur leurs formats préférés. Mais ce format soulève aussi un certain nombre de difficultés : proximité du Nutri-Score, avec risques de confusion entre les deux logos ; vision faussée des distances et des écarts d'impacts entre produits, et donc impossibilité pour les consommateurs de mettre en balance les réductions d'impacts et les coûts des changements ; absence d'informations associées aux quantités.

- Du côté de l'offre, un tel format est *a priori* peu incitatif, car de nombreux leviers d'actions, qui peuvent s'avérer accessibles aux entreprises, ont des effets qui ne peuvent pas être rendus visibles aux consommateurs sur une échelle en quelques classes de niveaux. Il n'est pas donc sûr qu'un tel format crée de réelles incitations à explorer ces leviers d'action susceptibles de réduire les impacts tout au long des filières. Cette difficulté peut être réduite avec un format dans lequel l'échelle des classes de niveau est différenciée par familles de produits. Mais un tel format par famille, outre qu'il soulève de réelles difficultés pratiques (comment découper toute l'alimentation en familles de façon simple ?), impose au consommateur un cadre de comparaison des produits privilégiant des substitutions à l'intérieur de ces familles, avec deux conséquences : on l'oriente vers des changements entre produits différenciés qui le conduisent à dépenser plus pour son alimentation ; on ne lui donne aucune indication pour faire évoluer son régime alimentaire vers des produits moins chers, lui permettant, à la fois, de réduire ses impacts environnementaux, et de compenser l'impact sur ses dépenses alimentaires de

substitutions vers des produits différenciés au sein des familles, plus vertueux, mais aussi plus chers. C'est la condition pour aller vers du « moins mais mieux ».

- Un format basé sur une valeur numérique soulève une difficulté importante pour les consommateurs, non seulement en termes d'acceptabilité et de compréhension, mais aussi dans la capacité à traiter l'information numérique pour éclairer les choix. De ce point de vue, une note (sur 20 ou sur 100) paraît facile à utiliser et est spontanément préférée par les consommateurs, plutôt qu'une valeur absolue. D'un autre côté, en situation informée (c'est-à-dire après avoir expliqué aux consommateurs ce que veut dire le chiffre), la valeur absolue permet une meilleure appréciation des écarts d'impacts entre produits, aidant à mettre en balance le coût d'un changement de consommation et l'efficacité de ce changement en matière d'impact environnemental. **Une condition de réussite est d'adosser la valeur numérique à une échelle colorielle, couvrant toute l'alimentation, afin de permettre au consommateur d'interpréter cette valeur numérique, de lui donner de la saillance, et par là-même d'orienter les choix.** Une autre condition est la mise en place d'actions d'accompagnement et de communication importantes, en direction de toutes les catégories de consommateurs, pour expliquer ce que cette valeur signifie. **Du côté de l'offre, le grain plus fin de l'échelle numérique permet de rendre visibles des modifications de moindre ampleur qu'avec un affichage en quelques classes de niveaux, démultipliant la recherche de leviers d'action par les entreprises et les filières.**

- Enfin, l'hypothèse d'un format basé sur une valeur numérique soulève la question de l'unité fonctionnelle utilisée, au kg de produit ou/et à l'unité de vente. Derrière ce sujet, c'est celui de la prise en compte des quantités par le consommateur qui est posée. En théorie, les deux pourraient être envisagées, donnant des éléments, à la fois, pour comparer des produits entre eux (par Kg) et tenir compte des quantités dans l'évaluation des impacts environnementaux des choix alimentaires (par unité de vente). De notre point de vue, il s'agit là d'une question majeure et qui renvoie aux objectifs de l'affichage. Dès lors que la métrique des impacts environnementaux serait en mesure de tenir compte des quantités, l'affichage pourrait être utilisé pour, non seulement aider les consommateurs à comparer les produits entre eux (impact par Kg), mais à terme aussi les **aider à raisonner, à l'échelle du panier, du caddie ou du régime alimentaire, leurs pratiques de consommation en intégrant la dimension des quantités achetées et consommées.** La métrique utilisée pour l'affichage pourrait contribuer ainsi à une prise en compte accrue des impacts environnementaux dans les pratiques de consommation, en particulier dans une perspective de plus grande sobriété. On ne dispose pas cependant d'études et de travaux de recherche permettant de savoir comment les consommateurs pourraient en pratique utiliser conjointement les deux informations d'impacts au kg et à l'unité de vente, et avec quelles conséquences sur leurs choix. Des travaux devraient être conduits sur ce sujet si l'affichage s'orientait dans ce sens.

L'affichage, un outil au sein d'une politique environnementale

L'affichage environnemental a un premier objectif qui est d'informer les consommateurs sur l'impact environnemental des produits qui leur sont proposés, afin d'éclairer leurs choix. Mais en tant que levier d'une politique publique environnementale, il vise aussi à orienter ces choix, et donc à agir sur les comportements et pratiques de consommation, dans une perspective de réduction de l'impact environnemental du système alimentaire. L'affichage environnemental vise aussi des changements du côté de l'offre alimentaire, pour favoriser l'adoption de modes de production, de transformation et de de distribution des aliments plus respectueux de l'environnement.

Dans cette optique, le premier enjeu d'une politique publique basée sur l'affichage est de mettre en place une métrique et une échelle d'impacts environnementaux des produits alimentaires, susceptible d'orienter, de façon liée, les dynamiques à conduire tant du côté de l'offre que de la demande alimentaire.

En matière de calcul des scores environnementaux, la piste retenue par le MTECT (le CS n'a pas travaillé sur la version définitive de la proposition), basée sur l'intégration d'éléments issus de l'ACV et de compléments visant à capter des effets en lien avec la biodiversité locale, **constitue une solution opérationnelle permettant la mise en place d'un affichage environnemental, qui en tout état de cause devra faire l'objet d'améliorations**, au fur et à mesure des progrès méthodologiques et de l'enrichissement des bases de données. La contribution relative des impacts mesurés dans le cadre ACV (climat, usage des ressources, écotoxicité, biodiversité « globale »...) et ceux portés par les compléments (biodiversité locale, services écosystémiques) au calcul du score environnemental **est un choix politique dans la mesure où il affecte les pondérations des divers impacts environnementaux, et ce faisant les priorités retenues dans les leviers d'action**. Pour cette raison, on a insisté sur **l'importance de bien cerner, et d'explicitier, les conséquences du choix des méthodes d'agrégation sur les pondérations des différents facteurs d'impacts**. C'est, nous semble-t-il, la condition d'un réel débat public sur les choix politiques sous-jacents.

En matière de format d'affichage, les objectifs visés, tant du côté des consommateurs que des entreprises et des filières, conduisent à **plaider pour un affichage basé sur une mesure des impacts environnementaux, plutôt que sur un classement des produits**, sous condition que la valeur numérique soit adossée à une échelle colorielle, aidant à situer chaque produit par rapport à l'ensemble de l'alimentation, et facilitant son interprétation par les consommateurs. Fonder l'affichage sur une valeur chiffrée est probablement plus exigeant *a priori*, tant pour les consommateurs (compréhension moins immédiate qu'un classement basé sur un petit nombre de classes de niveaux exprimées par quelques lettres ou couleurs), que pour les pouvoirs publics (qui vont devoir expliquer ce que le chiffre signifie). Mais une valeur chiffrée permet des arbitrages plus éclairés, mettant en balance les coûts (monétaires et non monétaires) des changements pour les consommateurs, et les réductions d'impacts environnementaux associés à ces changements (qu'ils soient basés sur des substitutions de produits au sein ou entre catégories de produits). Du côté de l'offre, un affichage basé sur une valeur numérique peut rendre visibles des réductions d'impacts incrémentales, à tous les niveaux des filières, et pas seulement au niveau agricole.

Une telle option, basée sur une valeur numérique, serait compatible avec l'approche envisagée par les pouvoirs publics en termes de « coût environnemental ». On ne dispose pas cependant, à ce jour, d'études et de travaux de recherche permettant d'évaluer la compréhension et les impacts d'une démarche basée sur cette notion de coût environnemental sur les comportements des consommateurs et des entreprises.

En rendant visible, auprès des consommateurs et des filières, une échelle d'impacts environnementaux des produits alimentaires, l'intervention publique peut rendre possibles des « apprentissages » à ces deux niveaux :

- Étant donné la complexité, mais aussi l'acuité, des enjeux environnementaux, l'affichage devrait être, pour les consommateurs, le support **d'une meilleure compréhension des leviers sur lesquels ils peuvent agir, et cela loin de ce qui pourrait apparaître comme l'injonction de normes « imposées » de comportements**.
- Pour les entreprises également, dès lors qu'une métrique d'impact environnemental serait proposée, celle-ci pourrait être un support pour **explorer les leviers d'action, qui tout au long des chaînes de production-transformation-distribution, peuvent de façon incrémentale réduire progressivement (et de façon coût-efficace) les impacts du système alimentaire**.

Posé en ces termes, l'affichage a sa place dans une politique environnementale, en complément d'autres instruments visant à faire évoluer le système agri-alimentaire dans un sens moins impactant pour l'environnement. Il suppose une action publique ambitieuse qui cherche à engager dans une **dynamique conjointe l'offre et la demande alimentaires, sur la base d'objectifs explicites et de justifications argumentées de ces changements**.

RAPPORT

Introduction

Comme le montrent de nombreux travaux de recherche et études prospectives, des évolutions seront nécessaires, tant du côté de l'offre que de la demande, pour répondre aux enjeux environnementaux auxquels les systèmes alimentaires sont confrontés.

Pour ce qui concerne la demande, ces évolutions devront passer par **un changement des comportements et pratiques alimentaires** des consommateurs, en privilégiant des produits issus de modes de production, de transformation et de distribution plus respectueux de l'environnement, dans le cadre de régimes alimentaires incluant une part accrue de produits d'origine végétale, avec une substitution partielle des protéines animales par des protéines d'origine végétale, et une réduction des pertes et gaspillages.

Mais ces changements nécessiteront aussi que l'offre de produits s'adapte, via notamment le **déploiement de certaines filières, la re-conception des produits et des gammes** proposées aux consommateurs (innovations-produits, nouvelles recettes, changements des approvisionnements), l'évolution **des procédés et méthodes de production** (pratiques agricoles, modes de transformation, nouveaux emballages...) et **des circuits de distribution** (chaînes logistiques, origines des produits...).

Ces changements attendus vont générer des coûts, tant pour les consommateurs côté demande (produits plus chers, perte de bien-être, changements d'habitudes) que pour les filières côté offre (coûts de production, réduction des volumes de vente, innovations). Du fait de ces coûts, les changements attendus auront du mal à se développer, dans l'ampleur et les délais requis, par le seul jeu du marché. Ils requièrent des interventions publiques visant à accompagner, susciter et faciliter ces changements. **L'affichage environnemental est un instrument qui peut contribuer à accompagner cette évolution concomitante de la demande et de l'offre alimentaire².**

L'affichage environnemental ne pourra évidemment pas porter, seul avec les ajustements de marché, ces changements. D'autant que les effets directs de l'affichage seront probablement faibles à court terme, butant sur les limites des politiques basées sur la responsabilité individuelle des consommateurs, ou encore sur la profusion des informations données aux consommateurs. Le poids de l'environnement alimentaire (les produits disponibles, les prix, les pratiques commerciales...) et des normes sociales est considérable. L'affichage environnemental ne devra donc pas chercher à faire porter par la demande une part trop importante de l'effort collectif requis. Par ailleurs, l'affichage peut inciter l'offre à s'adapter aux changements de la demande, ou pour répondre à des objectifs de Responsabilité Sociétale des Entreprises (RSE). Mais des actions directes sur l'offre sont généralement plus efficaces : soutiens aux innovations, normes de production, tarification. **L'affichage doit donc être mis en place de concert avec d'autres politiques publiques** visant à faire évoluer le système agri-alimentaire dans un sens moins impactant pour l'environnement, et favorisant, par exemple au niveau agricole, une sortie efficace des pesticides, motivée par de multiples enjeux (dont la santé des consommateurs), et de réduction de la dépendance aux engrais de synthèse, et, dans les filières, l'adoption de modes de transformation et de distribution moins consommateurs de ressources, d'eau ou d'énergie.

Ceci ne minimise pas le rôle de l'affichage mais conduit à insister sur l'importance, en amont de sa mise en place, (i) de **prioriser les objectifs** qui lui sont assignés, et (ii) de **spécifier les complémentarités** entre l'affichage et les autres instruments publics. Ce cadre posé, le dispositif

² La question de l'affichage du bien-être animal et des modes d'élevage n'a pas été intégrée dans ce rapport. Comme le montrent les études, il existe une réelle demande d'information d'une large fraction des consommateurs sur ces sujets. L'affichage de ces éléments, en complément de l'affichage environnemental pourrait, comme cela a déjà été souligné par divers acteurs, répondre à ces attentes et permettre de mettre en avant les avantages des systèmes extensifs sur ce plan. On renvoie cependant aux travaux et expériences conduits par ailleurs pour la discussion des modalités concrètes de ce type d'affichage.

d'affichage environnemental a toute sa place pour proposer **une métrique d'impact environnemental** des produits alimentaires, sur la base de laquelle pourront se développer l'ensemble des actions sur l'offre et la demande alimentaires, et **sensibiliser les consommateurs/citoyens** aux enjeux environnementaux associés à leurs choix alimentaires.

La conception et la mise en place d'un dispositif d'affichage environnemental mêle ainsi des considérations méthodologiques et politiques. Si le CS peut s'exprimer sur les choix méthodologiques, il n'a évidemment pas à privilégier tel ou tel choix politique. Il peut néanmoins chercher à identifier sur quels points les choix méthodologiques expriment des choix politiques, et discuter de ces choix au regard des effets possibles des différentes options envisageables. C'est l'objectif de ce rapport qui traite principalement des modalités du calcul des scores environnementaux et des formats d'affichage.

I. L'affichage environnemental face à l'enjeu de l'évolution des comportements et pratiques alimentaires

Côté demande, l'affichage environnemental a un premier objectif qui est d'informer les consommateurs sur l'impact environnemental des produits afin d'**éclairer leurs choix**. Mais en tant que levier d'une politique publique environnementale, il vise aussi à **orienter ces choix, et donc à agir sur les comportements et pratiques de consommation, dans une perspective de réduction de l'impact environnemental du système alimentaire.**

Des changements difficiles de comportements et de pratiques de consommation

L'abondante littérature qui caractérise les évolutions alimentaires à mettre en œuvre pour répondre aux enjeux climatiques et environnementaux converge sur la nécessité de favoriser, au niveau des consommateurs :

- (i) Des substitutions entre catégories de produits – avec une hausse de la consommation de fruits et légumes, de céréales complètes, de légumineuses, et une réduction de la consommation de produits animaux.
- (ii) Des substitutions au sein des catégories de produits, en privilégiant des modes de production, de transformation et de distribution plus respectueux de l'environnement (agroécologie, bio).

Au regard de ces évolutions nécessaires, certaines études notent des inflexions récentes des comportements de consommation allant dans un sens favorable à la santé et l'environnement, mais les changements restent néanmoins limités et concernent seulement certaines fractions de la population, sans réelle traduction au niveau agrégé des volumes totaux consommés. Les changements de comportements et de pratiques alimentaires sont en effet difficiles pour les consommateurs et peuvent être coûteux :

- En termes **de dépenses alimentaires**, si l'affichage incite à des achats de produits dont les prix unitaires sont plus élevés. Ces dépenses additionnelles résulteraient, en particulier, de substitutions intra-catégories vers des produits différenciés par des modes de production plus vertueux, en général plus chers.
- En termes de **baisse de valeur attribuée aux produits par les consommateurs** (distance aux pratiques habituelles, produits moins appréciés sur le plan hédonique ou moins valorisés socialement) qui adviennent avec les substitutions inter-catégories, et de façon générale avec les changements de régimes alimentaires.
- En termes **de sobriété**, si celle-ci est perçue comme une restriction des choix et un renoncement imposé à des achats.

Des enjeux importants en matière de compréhension et d'adhésion de la part des consommateurs

Dans ce contexte, si l'intervention publique via l'affichage est perçue comme une injonction à modifier, de façon coûteuse, les pratiques alimentaires quotidiennes, voire est simplement perçue comme une restriction de la liberté des choix, elle est susceptible d'être rejetée. Pour légitimer leur politique, les pouvoirs publics doivent énoncer de façon explicite, claire et transparente **les raisons des évolutions des modes de consommation à conduire**, et privilégier les démarches visant à construire compréhension et adhésion par les consommateurs, de sorte que **ces démarches ne soient pas perçues comme des injonctions visant à imposer, sans motif suffisant et partagé, de nouvelles normes de comportement.**

L'enjeu environnemental rend nécessaires des évolutions importantes de pratiques alimentaires qui ne pourront se dérouler que sur **les moyen et long termes**. L'affichage peut accompagner les consommateurs dans ces changements :

- En les informant sur les impacts environnementaux des produits qui leur sont proposés, de manière à les aider à mettre en balance les réductions d'impacts environnementaux induits par une évolution de leurs choix de produits et les coûts associés à cette évolution pour eux.
- En privilégiant une logique d'adhésion par le renforcement de leurs connaissances environnementales.
- En étant basé sur des méthodes transparentes considérées comme légitimes et appelant à des efforts considérés comme équitablement répartis.

Par ailleurs, les questions environnementales sont complexes et si les consommateurs ont quelques connaissances justes sur le classement des catégories de produits selon leurs impacts environnementaux, **ils ont de faibles connaissances sur l'amplitude des écarts d'impacts entre produits**, tant au sein des catégories de produits qu'entre catégories. **La nécessaire assimilation des ordres de grandeurs des impacts environnementaux implique de favoriser une logique d'apprentissage qui s'inscrira dans le long terme.** Elle nécessitera aussi une meilleure compréhension des variables d'impact et de leurs réalités empiriques en termes d'impacts sur leur environnement.

Ce besoin de meilleure compréhension conduit, à la différence des démarches souvent mises en avant ces dernières années en matière d'actions visant à influencer sur les décisions des consommateurs, **à ne pas retenir à des démarches de type « nudges »**. Les nudges sont des instruments de changement de comportement dans des contextes de décision rapide et spontanée. Utilisant des heuristiques et des biais cognitifs connus, ils orientent les comportements dans une perspective paternaliste. L'objectif d'un nudge est d'avoir des effets immédiats sur les comportements, lorsqu'il est appliqué à des situations où les personnes qui y sont exposées n'ont pas de convictions profondes ou vis-à-vis desquelles elles sont indifférentes. En revanche, il est peu adapté à des objectifs d'apprentissage comme ceux qui nous semblent devoir être privilégiés dans le domaine environnemental, du fait de la complexité des questions environnementales, mais aussi des enjeux qu'elles représentent pour le futur. **Il semble donc important de ne pas s'en tenir à une vision de l'affichage qui reposerait sur ce type de réponses « automatiques », mais de l'inscrire dans une démarche plus large, partant sur les capacités et la nécessité de compréhension des enjeux et des impacts environnementaux par les consommateurs.**

Des enjeux liés aussi bien aux impacts environnementaux des produits, qu'aux quantités achetées et consommées

Les impacts environnementaux des consommations dépendent, à la fois, des caractéristiques des produits choisis et des quantités achetées et consommées de ces produits.

Si l'on s'inscrit dans une perspective qui vise, non pas seulement à aider les consommateurs à choisir entre deux produits A et B celui qui est le moins impactant pour l'environnement, mais aussi à les accompagner dans une évolution plus large de leurs pratiques alimentaires, incluant celle des régimes alimentaires, on ne peut pas éviter de poser la question des quantités achetées et consommées.

Prendre en compte cette question des quantités a une conséquence directe sur la métrique à retenir pour caractériser les impacts environnementaux des produits, qui doit être additive, et sur l'unité fonctionnelle à utiliser pour l'information des consommateurs, via l'affichage : le Kg de produit ou l'unité de vente (et donc en tenant compte du poids). L'unité par Kg de produit dissimule cette dimension des quantités, que l'unité de vente ou la portion met au contraire en avant. *A contrario*, elle met en avant une comparaison immédiate entre les produits, importante dans un contexte de connaissances limitées des consommateurs.

Dès lors que la métrique des impacts environnementaux serait en mesure de tenir compte des quantités, l'affichage pourrait être utilisé pour, non seulement **aider les consommateurs à comparer les produits entre eux (impact par kg), mais à terme aussi les aider à raisonner, à l'échelle du panier, du caddie ou du régime alimentaire, leurs pratiques de consommation en intégrant la dimension des quantités achetées et consommées** (et donc porter aussi attention au gaspillage). Si les développeurs d'applis (outils pour l'évaluation des impacts de la consommation), la restauration collective ou les distributeurs s'en saisissaient (par exemple, présence des impacts environnementaux sur les tickets de caisse), la métrique utilisée pour l'affichage pourrait se diffuser, contribuant ainsi à une prise en compte accrue des impacts environnementaux dans les pratiques de consommation, en particulier dans une perspective de plus grande sobriété.

Du côté de l'offre, un affichage tenant compte des quantités pourrait guider les démarches d'écoconception, permettre d'évaluer les portefeuilles de produits des entreprises, donner un support comptabilisable sur une longue période d'engagements de Responsabilité Sociétale des Entreprises (RSE). Ceci pourrait faciliter les stratégies de type "moins mais mieux", en calculant la mise en équivalence des impacts et des prix selon les choix de produits et les quantités consommées, en jouant par exemple sur la taille des portions comme levier d'action pour réduire les impacts environnementaux, ou en mettant en évidence les impacts environnementaux des pratiques promotionnelles jouant surtout sur le levier quantité (et prix), là encore dans une perspective de plus grande sobriété.

Dès lors que l'affichage environnemental serait le vecteur d'une métrique d'évaluation des impacts environnementaux des produits, utiliser ce **vecteur pour accompagner une évolution des pratiques de consommation (et donc aussi d'offre) intégrant, non seulement les dimensions d'impacts environnementaux, mais aussi la quantité, constituerait un défi et une opportunité importants.**

2. Tenir compte de l'hétérogénéité des consommateurs et des enjeux liés aux inégalités

L'hétérogénéité des situations des individus et des ménages (niveaux d'éducation, de revenus...), des pratiques alimentaires (répertoire alimentaire, régime habituel) et des représentations sociales de l'alimentation (statut des fruits et légumes, de la viande...) laisse présager des **effets, induits par l'affichage, très contrastés selon les catégories de consommateurs.**

On sait en effet que les pratiques alimentaires sont différenciées socialement, moins par les quantités consommées que par les types d'aliments consommés qui montrent clairement des clivages entre catégories sociales (Régnier et Masullo, 2009). Ainsi la viande est un marqueur social des consommations ouvrières tandis que ce sont les fruits et légumes qui distinguent la consommation des cadres (Cardon et al., 2023). En outre, les catégories aisées associent plus fortement alimentation et santé que les catégories plus modestes. Ces dernières se distinguent en outre par une plus grande distance vis-à-vis des préoccupations environnementales associées à l'alimentation telles qu'elles sont aujourd'hui formulées dans le débat public (Brocard et al., 2022).

Le risque est alors que les changements promus par l'affichage soient plus difficiles d'accès pour les catégories défavorisées (i) le prix des aliments bien évalués dans chaque famille de produits par l'affichage peut être élevé et peser sur le budget des ménages, (ii) l'écart entre la valeur attribuée aux produits par les consommateurs (sur le plan hédonique, par exemple), d'une part, et leur impact environnemental, d'autre part, peut être élevé pour certaines catégories de consommateurs (cas de la viande par exemple).

Il y a ainsi un risque de renforcement des inégalités si, en étant plus efficace sur une partie de la population, l'affichage maintient à distance les catégories populaires, ou ne leur proposait comme leviers d'action pour réduire leurs impacts environnementaux que des solutions qui les obligeraient à dépenser plus pour leur alimentation.

Dans un contexte dans lequel la fraction de la population confrontée à des difficultés d'approvisionnement alimentaire augmente, cette question des inégalités sociales face à une alimentation saine et durable ne peut pas être évacuée. Elle pose bien sûr la question des politiques sociales de l'alimentation, qu'on ne discutera pas ici, mais elle nous semble devoir aussi être prise en compte dans les réflexions sur l'affichage environnemental. Cette question ne doit évidemment pas jouer sur le choix des méthodes pour le calcul du score environnemental des produits, mais elle doit être prise en compte dans le choix d'un affichage transversal versus par familles de produits.

En effet, un système d'affichage par familles de produits, et qui serait tel que dans chaque famille de produits, les produits les mieux classés seraient systématiquement les plus chers, pourrait avoir des effets négatifs sur ce plan social, en mettant en avant un modèle de consommation difficilement accessible à une fraction de la population.

Ainsi, un système d'affichage dans lequel, dans toutes les catégories de produits (fruits et légumes, produits laitiers, viande...), les produits signalés comme les plus favorables pour l'environnement seraient systématiquement plus chers que les produits signalés comme moins favorables, enverrait un signal suggérant aux consommateurs de déplacer leurs achats, au sein de chaque famille de produits, vers des produits plus vertueux mais plus coûteux, sans leur donner de solutions pour compenser les impacts sur les dépenses par des déplacements d'achats entre catégories de produits (et donc une modification du régime alimentaire). Or c'est surtout l'ajustement par le régime alimentaire (les substitutions inter-catégories) qui permet de rendre possible l'achat de produits meilleurs pour l'environnement, et donc plus chers, dans chaque catégorie de produits, sans entraîner de trop fortes augmentations des dépenses (Boizot et al., 2017).

3. L'affichage environnemental : un cadre évolutif pour pouvoir tenir compte des progrès méthodologiques et de l'évolution des systèmes de production

La plupart des prospectives qui s'intéressent aux états souhaitables et possibles du système alimentaire concluent sur une nécessaire réduction de la part des produits animaux dans les régimes alimentaires (Willett et al., 2019 ; Poux et Aubert, 2018 ; van Zanten et al., 2023) pour réduire les émissions de Gaz à effet de serre (GES) associées au système alimentaire, mais plus généralement aussi au regard d'enjeux en matière d'usage des sols, et donc de biodiversité. Elles s'accordent aussi sur le fait qu'une transition vers des systèmes agroécologiques passe par un changement de régime alimentaire avec une réduction de la part des produits animaux dans les régimes alimentaires pour compenser les plus faibles rendements des systèmes agroécologiques et donc l'augmentation de l'usage des terres associées à ces pertes de rendement. Les analyses économiques (Guyomard et al., 2023) complètent ce constat, en montrant que, en l'absence d'évolutions concomitantes des régimes alimentaires, la transition agroécologique aurait comme effets une réduction des volumes produits et une augmentation des imports, ce qui amoindrirait les bénéfices environnementaux associés au modèle agroécologique, par l'accroissement des impacts environnementaux importés.

L'amplitude souhaitable de la végétalisation des régimes alimentaires, ou encore l'orientation à privilégier entre produits animaux issus de ruminants ou de monogastriques (porcs, volailles), varie néanmoins selon les études prospectives (Frehner et al., 2022). Certaines prospectives privilégient les productions de viandes de volailles au détriment des viandes rouges (porc, bovin), essentiellement pour des raisons nutritionnelles (e.g. Willett et al., 2019). D'autres prospectives privilégient les systèmes ruminants herbagers, supports de biodiversité, et assurant un transfert de fertilité des prairies permanentes et temporaires aux cultures annuelles (Poux et Aubert, 2018 ; Barbier et al., 2022). Dans ce dernier cas, l'option de développer des systèmes d'élevages agroécologiques de monogastriques n'est pas toujours considérée, et les systèmes existants, peu efficaces, sont des variables d'ajustement importantes. D'autres études, enfin, portent sur des systèmes alimentaires circulaires dans lesquels les productions animales reposent sur des ressources alimentaires à faible coût d'opportunité, avec un niveau de compétition alimentation humaine / alimentation animale très réduit (van Hal et al., 2019 ; van Zanten et al., 2019 ; van Zanten et al., 2023). La réflexion couvre aussi bien les systèmes ruminants que monogastriques et conclut plutôt à une complémentarité de ces systèmes dans l'utilisation de ces ressources, mais avec une réduction drastique des productions d'œufs et de poulets de chair.

Sur ce sujet, les débats sur les évolutions à venir restent donc marqués par des incertitudes :

- Les innovations et les changements de pratiques pourraient réduire les impacts environnementaux des systèmes d'élevage. Si les systèmes bovins deviennent moins émetteurs en GES, la réduction de consommation bovine au titre du climat pourra être moindre. Si les systèmes de monogastriques sont nourris majoritairement de déchets et de sous-produits, la réduction de consommation au titre de la biodiversité pourra être moins importante.
- La complexité du débat « ruminants versus monogastriques » et la diversité des résultats obtenus dans la littérature suggère que le chemin à suivre est sans doute plus nuancé qu'une simple opposition entre ruminants et/ou des monogastriques. A ce jour, les prospectives disponibles ne permettent pas de statuer complètement car la plupart ne propose pas de scénario d'élevage de monogastriques (porcs et/ou volailles) utilisant des ressources à faible coût d'opportunité (excepté van Hal et al., 2019 et dans une moindre mesure Schader et al. 2015).
- L'opposition productions biologiques versus conventionnelles ne peut pas être systématisée. Ainsi, les systèmes de production monogastriques biologiques actuels sont caractérisés par une efficacité moindre de la production (en lien avec un poids d'abattage plus élevé, une génétique moins efficace et/ou des aliments plus riches en protéines) qui n'est actuellement

pas compensée par une modification importante des ressources alimentaires, encore largement dominées par les céréales, tourteaux et graines protéagineuses.

L'intérêt de mettre en regard la question de l'affichage avec ces prospectives et modélisations de scénarios d'évolutions futures, est tout d'abord de s'assurer que les signaux portés par l'affichage sont cohérents avec les stratégies envisagées sur le long terme en matière d'évolution du système agri-alimentaire (Saujot et Aubert, 2023). Il est également de soulever la **question de savoir dans quelle mesure l'évaluation doit être ancrée dans une approche « attributionnelle », basée sur les impacts des produits tels qu'ils sont aujourd'hui, ou « conséquentielle », intégrant les possibles conséquences induites, par l'affichage, sur l'évolution des impacts environnementaux des produits eux-mêmes** (Weidema et al., 2020). Par exemple, si l'affichage favorise les produits basés sur des élevages intensifs, il peut renforcer, en conséquence, des phénomènes de concentration sur des territoires et donc les impacts environnementaux locaux (e.g. eutrophisation, perte de biodiversité) de ces mêmes produits seront plus importants demain. Si l'affichage favorise des élevages extensifs, leur développement sur des territoires pourra favoriser la mise en place de régulations écosystémiques favorables par exemple à la biodiversité locale. Mais, d'un autre côté, si par ailleurs le développement de systèmes extensifs s'accompagnait d'une baisse des volumes de production sans réduction équivalente de la consommation, ceci pourrait contribuer à une croissance des imports et affecter par-là les impacts environnementaux des produits consommés.

Si l'approche conséquentielle peut paraître préférable au regard de la complexité des mécanismes en jeu, il nous paraît difficile aujourd'hui d'en tenir compte, de manière opérationnelle, pour fonder une métrique d'évaluation des impacts des produits. Il faudrait en effet intégrer des causalités multiples et incertaines relatives, non seulement liées aux innovations souhaitées dans les pratiques et aux interactions entre systèmes de production, mais aussi aux effets liés, par exemple, aux capacités de production, à l'import et aux prix, qui jouent nécessairement en retour sur les impacts des produits. Il faudrait aussi intégrer, par avance, les possibles effets de l'affichage sur les choix alimentaires futurs des consommateurs, ce qui, l'on en conviendra, est assez délicat.

De façon pragmatique, il nous semble qu'un **enjeu prioritaire est ici de considérer la mise en place de l'affichage dans un cadre évolutif, révisable périodiquement**, et permettant de tenir compte tout autant des innovations et des évolutions à venir des systèmes de production, que des éventuels effets induits par l'affichage (et d'autres instruments) sur les impacts environnementaux des produits. **Un enjeu important est aussi, dès lors que l'affichage environnemental sera mis en place, de progresser rapidement vers l'affichage de niveau 2** (voir le premier rapport du CS), intégrant de façon plus fine la variabilité des impacts selon les modes de production et de transformation, ainsi que selon les contextes de production et l'origine des produits (données spatialisées, en particulier).

Ceci implique de **fonder l'affichage sur un dispositif de bases de données en mesure de suivre, de façon fiable, l'évolution les impacts des différents systèmes et modes de production**. Cette révision périodique pourrait d'ailleurs tenir compte de l'évolution des comportements des consommateurs et ses impacts sur les choix environnementaux. La question de la gouvernance et des modalités d'évolution du dispositif d'affichage, sur laquelle insistent Saujot et Aubert (2023), est importante à considérer.

4. L'affichage face à l'enjeu d'accompagnement de l'évolution de l'offre alimentaire

L'affichage environnemental vise à qualifier l'ensemble des produits alimentaires mis en marché de façon à créer des incitations à une amélioration des modes de production, de transformation et de distribution de ces produits.

De ce point de vue, **il est important de rappeler que l’affichage environnemental se distingue clairement d’une démarche basée sur des labels.** Ceux-ci reposent, le plus souvent, sur des cahiers des charges, reflétant des systèmes de pratiques agricoles et des manières de produire, définis au regard des impacts positifs que ces pratiques laissent espérer, par exemple, sur les caractéristiques des produits ou l’environnement. Les labels sont volontaires et s’inscrivent dans des démarches de différenciation des produits vis-à-vis des modes de production conventionnels.

L’affichage environnemental repose sur une logique différente (Deconinck et al., 2023), puisqu’il concerne potentiellement toute l’offre et inclut toutes les activités qui impactent l’environnement, depuis l’agriculture jusqu’au consommateur, en passant par les modes de transformation et de distribution. Il ne vise pas à créer ou stimuler des marchés spécifiques, mais vise une amélioration générale et incrémentale sur l’ensemble de l’offre. Alors que le label place les producteurs face à un choix « adopter ou non le label », et pour lequel la « marche » à franchir est généralement haute, l’affichage vise à créer des incitations plus continues à l’amélioration, quel que soit le point de départ en termes d’impact environnemental, et basée sur des leviers d’action choisis par les entreprises et les filières, aux différentes étapes des chaînes alimentaires. Le rôle de l’affichage n’est donc pas de dupliquer les labels. Ceux-ci sont plutôt porteurs d’une vision « horizontale »³, celle d’un ensemble de pratiques au niveau agricole, dans leurs dimensions spatialisées ; l’affichage est plutôt porteur d’une vision « verticale », associée au produit alimentaire, depuis la production agricole jusqu’au marché final.

Si labels et affichage environnemental ont ainsi des objectifs différents, en tant qu’instruments de politique publique, ils doivent être complémentaires et cohérents. En particulier, si les labels ont des effets positifs sur l’environnement, l’évaluation des produits qui en sont issus doit permettre leur prise en compte dans l’affichage environnemental. C’est un des points centraux du débat public, qui met en jeu le mode de calcul des scores environnementaux, sur lequel nous revenons plus loin.

L’affichage environnemental, en faisant apparaître des différences selon les produits, peut pour sa part influencer sur les dynamiques concurrentielles et créer des incitations à la réduction des impacts environnementaux des produits et procédés, par des leviers d’action à toutes les étapes de la production jusqu’au consommateur. La condition requise est que les efforts réalisés du côté de l’offre soient visibles par le consommateur. Ceci soulève deux questions en matière de choix de format d’affichage.

4.1. Un affichage transversal ou par familles de produits ?

A travers ce choix, c’est le périmètre de mise en comparaison des produits que l’on différencie. Dans un affichage transversal, appliqué de façon homogène à toutes les familles de produits, tous les produits sont possiblement comparables entre eux, puisque qu’ils sont positionnés sur une échelle unique

³ On simplifie la discussion ici en disant que les labels sont centrés sur la partie agricole. C’est souvent vrai, mais des labels peuvent aussi inclure les phases en aval de l’agriculture. On utilise cette distinction pour insister sur ce qui différencie les deux approches : l’affichage doit chercher à « tirer » des évolutions incrémentales de l’offre, sur tous les leviers d’action possibles depuis l’agriculture jusqu’au produit rendu consommateur ; les labels mettent en avant des systèmes de pratiques cohérents, qui visent une claire différenciation par rapport aux systèmes conventionnels. Une autre distinction généralement soulignée repose sur la question des impacts (Deconinck et al., 2023) : les labels sont des engagements sur des pratiques ; l’affichage rend compte des impacts. Cette distinction doit être considérée avec précaution quand même : on peut supposer que les systèmes de pratiques sur lesquels reposent les labels sont construits sur la base d’impacts attendus (caractéristiques des produits, effets sur l’environnement...). L’affichage basé sur l’ACV repose sur des impacts estimés (basés sur des modélisations) pas sur des impacts mesurés pour chaque produit mis en marché (avec des capteurs, par exemple). Ces différences entre labels et affichage peuvent aussi être regardées à l’aune des unités fonctionnelles : l’évaluation d’un ensemble de pratiques, spatialisées, sur lesquels reposent les labels justifie une référence à l’hectare. L’évaluation des impacts des produits et des activités depuis l’amont jusqu’à l’aval des filières, requiert une référence par kg de produit. On comprend que rapporter à l’hectare l’impact d’un emballage en verre ou en plastique, d’une étape de stockage, ou d’un transport en camion ou en avion (éléments qui doivent être inclus dans l’évaluation des impacts attachés aux produits) n’aurait pas vraiment de sens.

d'impact environnemental. Dans un affichage par familles de produits, les comparaisons s'opèrent à l'intérieur de chaque famille, sur la base d'échelles d'impacts adaptées, différentes selon les familles de produits.

Un affichage par familles de produits soulève une première difficulté, qui est que des produits bien classés dans une famille de produits pourront avoir des impacts environnementaux plus importants que des produits mal classés dans d'autres catégories. Ceci viendrait en contradiction avec l'objectif d'apprentissage et de meilleure compréhension des impacts environnementaux par les consommateurs. Par ailleurs cette option soulève la **question de la définition des familles de produits**, sujet qui ouvre la porte à des débats compliqués dans lesquels les intérêts des acteurs sont nécessairement divergents. Les boissons lactées sont-elles dans la famille des boissons ou des produits laitiers ? Les produits à base de protéines végétales sont-ils dans la même famille que les viandes ou que d'autres produits végétaux ? On voit bien que, selon la façon dont on répond à ces questions, les positions des produits les uns par rapport aux autres vont être différentes.

Au-delà de ce problème de définition des familles de produits, le choix entre ces deux systèmes d'affichage pose la question des signaux envoyés tant aux consommateurs qu'aux entreprises.

Concernant les consommateurs, l'affichage par familles crée des incitations à des substitutions entre produits proches, dont les différences d'impact environnemental sont associées aux manières de produire, de transformer ou de distribuer. Ce faisant, on ne donne **pas d'informations aux consommateurs pour les aider, s'ils le souhaitent, à réaliser des substitutions entre catégories de produits** (et donc agir sur le régime alimentaire). En outre, les modes de production et de transformation plus vertueux pouvant être plus coûteux, l'affichage par familles de produits **peut induire une augmentation des dépenses alimentaires des consommateurs**. Mais du côté de l'offre, les incitations à des modifications des manières de produire ou de transformer sont plus fortes avec un affichage par familles.

A l'inverse, **un affichage transversal basé sur une échelle unique favorise des substitutions entre catégories de produits, et donc peut venir en appui d'une évolution des régimes alimentaires**. Les écarts d'impacts au sein des catégories, liées aux manières de produire, sont moins visibles que quand chaque famille a sa propre échelle d'impacts, mais un affichage transversal peut aussi créer des incitations du côté de l'offre en contribuant à développer ou renforcer des filières (par exemple, fruits et légumes, légumineuses...). En outre, il peut créer des incitations à des évolutions de recettes des produits, par exemple sur la part des produits carnés dans les plats composés.

4.2. Un affichage par classes de niveaux ou sur la base d'une valeur numérique ?

L'exemple du Nutri-Score a orienté la réflexion sur les formats d'affichage vers des formats basés sur un classement de produits en cinq niveaux, de type ABCDE. Cette option se justifie particulièrement dans le cas nutritionnel. Sans que l'on puisse encore mesurer précisément l'impact du Nutri-Score sur l'offre, divers exemples attestent de son effet sur la reformulation des produits par un certain nombre d'entreprises.

Cet exemple du Nutri-Score a inspiré plusieurs propositions dans le domaine environnemental, qui reprennent l'idée d'un format en cinq niveaux. C'est également ce type de format qui avait été testé dans le premier rapport du CS.

Cependant, comme déjà souligné dans ce rapport, ce format qui présente l'intérêt d'être simple à interpréter et déjà connu par les consommateurs, soulève une difficulté dans le cas environnemental. **Compte tenu de la dispersion des impacts environnementaux sur l'ensemble de l'alimentation, une échelle à cinq niveaux ne permet pas de discriminer facilement des produits au sein d'une même famille de produits** et de rendre facilement visibles aux

consommateurs les écarts associés aux manières de produire et de transformer au sein des familles de produits.

De nombreux leviers d'action accessibles aux acteurs des filières, peuvent générer des réductions d'impacts allant dans un sens favorable à l'environnement. Par exemple⁴, des études de cas suggèrent qu'une réduction de 20 % du poste électricité chez un producteur de yaourts, entraînerait une réduction de 2 % du score environnemental du produit final. Une réduction de 20% du poste emballage, dans une industrie de boissons, entraînerait une réduction de 11 % du score environnemental du produit. Le développement de l'affichage peut ainsi conduire les entreprises et les filières à explorer chacun des leviers d'action, permettant des réductions d'impacts « coûts-efficaces ». **Mais si de telles actions peuvent réduire les impacts environnementaux, l'amplitude des effets induits par chaque levier n'est pas nécessairement suffisante pour toujours permettre au produit de changer d'un niveau dans une échelle à cinq niveaux, et d'être visibles par les consommateurs.** Ceci réduit la force de l'affichage du point de vue des incitations à des changements du côté de l'offre en matière de modes de production, de transformation ou distribution. Or ce doit être un des objectifs de l'affichage que d'amener les entreprises et les filières à explorer les leviers d'action permettant de réduire de façon incrémentale ces impacts environnementaux.

Plusieurs solutions sont envisageables face à cette difficulté :

- Mettre en place un affichage par familles de produits, ce qui met en exergue les différences liées aux modes de production. Mais dans ce cas, on retrouve les difficultés mentionnées plus haut.
- Augmenter le nombre de classes de niveaux (cf. la proposition à huit niveaux de *Foundation Earth*⁵).
- Ne pas utiliser de classes de niveaux et privilégier l'affichage d'une valeur numérique.

Ces différentes options seront discutées sur la base des études consommateurs dans la section 7, mais, à ce stade, la troisième option paraît plus à même de rendre compte de différences associées aux leviers d'action de l'offre, et ce faisant de rendre visibles les efforts des entreprises et des filières.

Un affichage basé sur une valeur numérique présenterait alors plusieurs avantages :

- **En proposant un « grain » plus fin qu'un affichage basé sur des classes de niveaux, il serait plus à même de rendre compte de différences associées aux leviers d'action du côté de l'offre.**
- **Il permettrait de rendre compte de façon plus précise des distances entre produits, aidant le consommateur à mettre en balance, d'un côté les réductions d'impacts associées à des modifications de ses choix de produits, et d'un autre côté les coûts que représentent pour lui (prix, changements d'habitudes, préférences gustatives...) ces modifications.**
- **Il permettrait, dans une certaine mesure, de dépasser l'opposition entre un affichage transversal et un affichage par familles de produits, dans la mesure où la valeur numérique rend compte de tous les écarts entre produits, qu'ils soient ou non de la même catégorie.**

⁴ Ces données nous ont été communiquées par FoodPilot (www.foodpilot.fr/fr/), à partir d'évaluation conduites sur des cas réels d'entreprises et de filières.

⁵ <https://www.foundation-earth.org/>

5. La construction du score environnemental, à l'intersection de choix méthodologiques et politiques

5.1. Quelques rappels sur l'ACV

De nombreuses initiatives conduites sur le plan international pour évaluer les impacts environnementaux des produits agricoles et alimentaires reposent sur les méthodes d'ACV. Celles-ci permettent d'estimer l'impact environnemental d'un produit en considérant toutes les étapes de son cycle de vie, du début (extraction des matières premières), via sa production et son utilisation jusqu'à sa mise en déchet ou recyclage. L'ACV est une méthode systémique et structurée qui permet une évaluation des impacts environnementaux des systèmes étudiés, en deux étapes de modélisation.

La méthode définit d'abord le système étudié et le périmètre qui correspond et les moyens mobilisés, c'est-à-dire l'ensemble des étapes du cycle de vie. Ceci permet d'estimer les émissions de polluants et les utilisations de ressources associées au produit. Ce cycle de vie se compose de l'obtention et de la fabrication de toutes les commodités et de tous les produits intermédiaires nécessaires, avec un objectif d'exhaustivité et dans certains cas lorsque c'est possible, des dimensions spatiales et temporelles. Pour cela, des bases de données comme Agribalyse sont indispensables afin de représenter la complexité des systèmes étudiés.

Les conséquences environnementales de ces émissions de polluants et utilisations de ressources sont ensuite modélisées et exprimées à travers des indicateurs d'impacts environnementaux, comme le changement climatique, l'usage des terres, la pollution aux particules ou encore l'écotoxicité. L'utilisation d'un ensemble d'indicateurs permet une évaluation environnementale multicritère des produits. L'ACV permet de mettre en évidence d'éventuels transferts de pollution, de tenir compte des pollutions diffuses et d'avoir une vision plus large que les approches mono-sites ou monocritères.

La démarche ACV est basée sur un état des connaissances à date permettant (i) de choisir ou créer les modèles d'émissions de polluants et d'utilisations de ressources, et (ii) de générer les facteurs de caractérisation permettant le calcul des impacts. Une importante communauté scientifique internationale travaille sur l'ACV en interdisciplinarité (climatologie, écologie, toxicologie...), ce qui permet une amélioration continue des méthodes. Les choix méthodologiques se basent souvent sur des consensus élaborés à l'échelle internationale, tels que le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, GIEC ; ou la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques, IPBES. En prenant le système dans son ensemble et en étant structurée, quantitative et additive, l'approche ACV permet d'avoir des évaluations globales et opérationnelles.

À la suite du premier rapport du CS, plusieurs améliorations de la démarche ACV, à la fois sur le plan des données et des méthodes, ont été investiguées et réalisées au sein du GIS Revalim et du groupe de travail (GT) Algorithme mis en place par l'Ademe. De nouveaux jeux de données sont en cours de création par les instituts techniques agricoles et les produits bio sont mieux décrits. Les données Agribalyse ont été mises à jour en intégrant des retours utilisateurs et les recommandations du CS. Cela a ainsi permis d'ajouter dans les jeux de données Agribalyse, des stockages de carbone en lien avec les types de couverts végétaux (prairie, culture) et les pratiques agricoles, selon l'étude 4/1000. Un travail d'investigation important a aussi été fait pour la prise en compte de la biodiversité à la parcelle à travers l'opérationnalisation du BVI (qui ne serait pas retenu à ce stade par les pouvoirs publics, voir Annexe I) et la comparaison des méthodes disponibles pilotée par le GIS Revalim. Les enjeux des produits de la mer ont aussi été abordés à travers un groupe de travail dédié. Toutes ces initiatives permettent de répondre à certaines limites qui avaient été précédemment soulevées et doivent se poursuivre, avec des attentes fortes sur les données.

5.2. L'ACV, avec ou sans compléments ?

Malgré les améliorations apportées, il reste à ce jour des points de débats et des aspects insuffisamment ou encore mal pris en compte par le cadre ACV.

Un premier point de controverse concerne la référence à retenir pour l'affichage et le choix d'exprimer les impacts par unité de masse de produit (kg) ou unité de surface utilisée (ha). Ces débats sont bien connus en ACV, qui permet sans difficulté d'utiliser ces deux unités. Elles permettent de s'intéresser à ce qui est produit (avec le kg) ou au mode de production (avec l'ha). Si l'on se place dans la vision « verticale » de l'affichage mentionnée plus haut, intégrant les étapes post-fermes de transformation (recette, cuisson), distribution (transport, conservation) et consommation (cuisson, gestion des déchets), la référence à la quantité s'impose. Ceci n'est pas possible avec une unité surfacique : rapporter à des hectares des impacts liés à du transport en camion, à des emballages ou à des procédés de transformation alimentaire n'aurait pas de sens. Cette contrainte pénalise-elle les systèmes extensifs, qui présentent des avantages sur le plan environnemental, mais avec des rendements parfois plus faibles ? Pas nécessairement. En fait l'ACV valorise l'efficacité environnementale : si un système extensif se traduit par une baisse modérée des rendements, pour des gains environnementaux importants, il sera valorisé par l'ACV ; s'il se traduit par des baisses de rendements élevées, pour des gains environnementaux faibles, il sera pénalisé. D'ailleurs, la littérature ACV tend à montrer que, dans de nombreux cas, les cahiers des charges de l'agriculture biologique sont plus intéressants en raisonnant à ha et au kg, les gains environnementaux compensant souvent les baisses de rendement (Hayashi, 2023 ; Mondière et al., 2024). Reste qu'il faut être vigilant sur ce sujet. **Le choix de la méthodologie d'évaluation des impacts des produits : (i) ne doit pas pénaliser a priori les systèmes de production à rendements plus faibles, dès lors qu'ils génèrent des avantages environnementaux significatifs, (ii) mais ne doit pas non plus occulter la question des rendements et des volumes de production.** Sur ce dernier point, de nombreuses études montrent en effet qu'une dynamique basée sur l'extensification des systèmes de production, pourrait induire, à demande alimentaire finale inchangée, un accroissement des besoins en terres agricoles (défavorable à la biodiversité) et/ou une augmentation des importations, et donc des impacts environnementaux importés.

Deux sujets font particulièrement débat.

Le premier concerne la question des pesticides et des composés toxiques de manière générale. En matière de toxicité, des modifications à la base AGB ont été apportées, conduisant à des mises à jour des quantités et substances émises et des réductions substantielles des valeurs de métaux lourds présents dans les produits résiduels organiques. Ces améliorations ont été permises par l'utilisation de références bibliographiques plus récentes. Les impacts toxicologiques ont ainsi évolué grâce à ces meilleures données. Par ailleurs, en matière de pesticides, un poids plus conséquent a été donné aux effets des composés issus de la chimie organique (tels que les matières actives des pesticides) sur l'environnement (représenté par l'écotoxicité eau-douce), en soulignant donc l'importance de ce driver de l'érosion de la biodiversité. Reste que certains impacts en matière d'écotoxicité terrestre, mais aussi de toxicité/écotoxicité liée aux métaux lourds, aux adjuvants, aux effets cocktails multiplicatifs, etc. ne sont pas encore bien appréhendés, ceci en raison de données incomplètes et d'une connaissance partielle des mécanismes sous-jacents. L'affichage doit donc intégrer les avancés scientifiques sur ces sujets.

Un deuxième point de controverse concerne le sujet de la biodiversité et des services écosystémiques, pour lesquels les systèmes de production non conventionnels (extensifs, bio, agroécologiques...) présentent des avantages par rapport aux systèmes conventionnels.

En matière de biodiversité, il est utile de rappeler que des causes importantes de son érosion sont déjà intégrées dans l'ACV. En particulier, le climat et les usages des sols à l'origine du changement des

habitats d'espèces animales et végétales, principale cause de perte de biodiversité, sont bien pris en compte dans l'ACV. Cependant, il est reconnu (van der Werf, Knudsen, and Cederberg 2020 ; Boschiero et al. 2023) que certains facteurs affectant la biodiversité ne sont pas encore bien pris en compte dans les méthodes standards de l'ACV. Ce sont ces facteurs que, par commodité de langage, nous avons dénommés, dans le premier rapport du CS, facteurs d'impact relevant de la biodiversité « locale »⁶. On fait référence ainsi aux facteurs en lien avec les pratiques agricoles et l'organisation spatiale de la production, à intégrer en complément des facteurs plus « globaux » affectant la biodiversité, déjà représentés par d'autres impacts ACV (climat, pollution, occupation des terres).

La non-prise en compte de cette biodiversité « locale », tout autant qu'une évaluation incomplète des impacts associés à l'usage des pesticides, pouvant affecter le calcul des impacts environnementaux et, de ce fait, la hiérarchisation des produits et des modes de production, il est légitime et nécessaire de mieux les intégrer dans la démarche à mettre en place pour l'affichage.

Si le cadre ACV paraît pertinent dès lors qu'on accepte de considérer l'affichage dans sa dimension « verticale » (comme support de représentation des activités et de leurs impacts de l'amont jusqu'au produit final), ces limites interrogent sur la façon dont, **dans son état actuel de développement, ce cadre méthodologique doit être mis en œuvre, ajusté ou complété, pour fournir une base opérationnelle pour l'affichage environnemental.** Ceci peut éloigner de la méthode standard définie au niveau européen telle qu'elle est validée à ce jour, mais on peut faire l'hypothèse que cette méthode devra évoluer elle-même pour intégrer ces dimensions. Ce sujet est, entre autres, instruit dans le cadre d'un groupe de travail coordonné par l'Union européenne et abordé dans la *Life Cycle Initiative* portée par le programme environnement des Nations Unies. Cette position est aussi cohérente avec les éléments proposés par la Commission Européenne.⁷

Il est alors important de distinguer deux sujets :

- **Tout d'abord, celui de l'identification des impacts environnementaux qui « manquent » dans l'état actuel du cadre ACV, et doivent donc être mieux pris en compte.** Sur ce plan, ce sont les connaissances et l'expertise disponibles qui doivent être mobilisées. Même s'il existe des controverses scientifiques, on peut penser qu'il est possible d'obtenir un certain consensus sur ce point. Les facteurs qui affectent la biodiversité locale évalués, par exemple, dans le GT Ecologues constituent une base de discussion entre experts du sujet.
- **Ensuite, celui de la façon d'inclure ces impacts additionnels dans le calcul du score environnemental.** Ce mode de calcul du score environnemental joue un rôle clé dans l'affichage. Il doit être établi de façon rigoureuse car il peut affecter de façon implicite et non transparente les résultats.

Bon nombre de controverses portent sur le premier point et laissent dans l'ombre le second point. Or, l'idée générale qui se dégage de l'analyse du CS est que l'enjeu pour la prise en compte de la biodiversité locale et des services écosystémiques dans l'affichage (et de tout autre facteur qui serait

⁶ Sont regroupés ici l'ensemble des choix et pratiques observables directement au niveau des systèmes de productions agricoles : dans la parcelle (travail du sol, rotation culturale, etc...), en dehors des parcelles (haies, infrastructures agroécologiques, zone refuges, etc...) et dans la structuration du parcellaire (taille des parcelles, diversité des cultures, présence de prairies, fragmentation et corridor écologique, etc...). Le périmètre de la biodiversité « locale » ne se limite pas uniquement à la parcelle mais se place bien au niveau du paysage agricole.

⁷ Ceci rejoint la position de la Commission Européenne qui recommande la mise en place de démarches flexibles, précisément pour tenir compte d'impacts non encore inclus à ce jour dans le cadre ACV tel que formalisé au niveau européen.

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52023PC0166>

considéré comme nécessaire d'inclure), réside, autant dans les facteurs additionnels à prendre en compte et l'amplitude de leurs effets, sur lesquels un consensus nous paraît possible (en tous cas, il relève du débat scientifique), que dans la façon d'introduire ces facteurs additionnels dans le calcul du score environnemental. Celle-ci joue en effet de façon déterminante sur les résultats, et peut, si on ne s'impose pas un certain nombre de règles, rendre non transparents les choix politiques sous-jacents.

Deux options peuvent, sur ce plan, être distinguées : l'une consiste à intégrer, autant que possible, les impacts environnementaux additionnels dans le cadre de l'ACV ; l'autre consiste à inclure dans le calcul du score environnemental des compléments posés en dehors du cadre ACV afin de « corriger » le score ACV.

Première option : intégrer les modifications dans le formalisme ACV

Cette première option repose sur l'idée que tout impact environnemental, dès lors qu'il peut être associé à un produit, peut être intégré dans le calcul du score environnemental des produits en utilisant le formalisme de l'ACV. Ce formalisme est en effet un cadre générique dont on peut étendre la portée, soit par l'ajout d'indicateurs supplémentaires (par exemple, un indicateur de biodiversité « locale »), soit en corrigeant certains indicateurs existants, pour intégrer les facteurs d'impacts non inclus à ce jour (par exemple corriger l'indicateur de toxicité d'un certain coefficient exprimant un effet « pesticides » non encore inclus, ou recalculer les impacts correspondants à certaines molécules).

Dans cette perspective, deux paramètres doivent être définis :

- (i) **Les ajustements à apporter aux indicateurs d'impact (existants ou additionnels) pour tenir compte de l'amplitude des effets associés aux variables qui semblent nécessaires d'inclure.** Par exemple, la présence d'infrastructures agroécologiques réduit de X% la perte de biodiversité par rapport à un contexte de production qui n'en a pas.

La liste des variables à inclure et cet avantage (le X%) doivent s'appuyer, autant que possible, sur les connaissances disponibles. C'est à la communauté scientifique de définir, sur la base de la littérature, l'amplitude de l'avantage associé à telle pratique ou à telle organisation spatiale de la production (présence de haies, d'un paysage diversifié, diversité des cultures...).

Différentes approches sont envisagées dans la littérature pour intégrer dans l'ACV ces dimensions. La possibilité d'utiliser par exemple l'indicateur dénommé « BVI » (Linder, 2019) est discutée dans l'Annexe I. D'une façon générale, aucune proposition n'est à ce stade totalement satisfaisante et opérationnelle. Le CS avait suggéré dans le premier rapport, pour rendre opérationnelle cette approche, de considérer les labels comme proxy de caractérisation des pratiques. Par exemple, l'avantage peut exprimer que, par rapport aux pratiques conventionnelles, le bio est 30%, ou 50%, ou 150%... mieux sur ce plan. Pour calibrer sur des bases scientifiques cet avantage, le premier rapport du CS avait proposé la réalisation d'une expertise scientifique collective (qui est en cours et pilotée par INRAE et l'Ifremer).

- (ii) **L'importance⁸ donnée à chaque indicateur d'impact, par rapport à tous les autres, et qui renvoie en particulier à la façon dont on les pondère.**

Les poids donnés aux différents impacts dans le calcul du score ACV, tel que formalisé au niveau européen, résultent de conventions basées sur des consultations conduites auprès d'experts et de

⁸ En langage commun, l'importance est vu comme le « poids » que l'on accorde à l'indicateur, qui résulte à la fois donc de la contribution et de la gravité. Le même mot « poids » se réfère lui en ACV à la seule gravité.

parties prenantes. Ces poids reflètent la « gravité » accordée à chaque indicateur d'impact, qui pour partie, au moins, renvoie aux priorités de la collectivité. Ils peuvent être discutés et doivent être validés collectivement.

Au regard par exemple, de l'érosion de la biodiversité qui est actuellement observée, l'importance donnée aux indicateurs d'écotoxicité, largement liés à l'usage des pesticides, pourrait sans problème être augmentée, compte tenu de l'acuité du sujet pesticides sur le plan environnemental.

Les poids des différents impacts étant définis, l'agrégation se fait par le calcul de la moyenne pondérée de ces différents impacts environnementaux (Voir Encadré I). Ce faisant, la démarche est transparente en distinguant clairement deux débats, l'un sur les variables additionnelles à intégrer et l'amplitude des effets qu'elles induisent (débat d'expertise), l'autre sur les poids à attribuer aux différents indicateurs d'impacts (débat public), le tout s'inscrivant dans un cadre méthodologique homogène, mais qui peut être adapté pour intégrer des facteurs d'impacts encore insuffisamment pris en compte.

Deuxième option : des compléments constitués en dehors du cadre ACV

L'argument généralement utilisé, pour justifier l'usage de compléments, en dehors du cadre ACV, concerne la distinction entre des approches qui considèreraient les impacts en termes de dommages environnementaux (c'est le cas de l'ACV) et des approches qui mettraient en avant les bénéfices et services environnementaux associés à telle ou telle manière de produire (c'est le cas par exemple des démarches d'évaluation des services écosystémiques). Mais, formellement, des services peuvent être inclus dans le formalisme ACV, dès qu'il est possible de les affecter aux produits, par exemple en les considérant comme une réduction des dommages permise par des pratiques plus vertueuses⁹.

Si des services environnementaux peuvent donc être inclus dans le formalisme ACV, l'avantage de procéder par le biais de compléments hors ACV peut être de fournir une solution opérationnelle, permettant une mise en œuvre rapide de l'affichage. Par ailleurs, faire apparaître, en tant que tels ces bénéfices à travers les compléments, peut faciliter la communication nécessaire au déploiement de l'affichage.

L'introduction de compléments posés en dehors du cadre ACV peut donc présenter des avantages en matière d'opérationnalisation de l'affichage, sous réserve de disponibilité des données pour quantifier les indicateurs d'impacts additionnels (cf. la question des labels comme proxy mentionnée plus haut). Mais elle soulève la question du mode d'agrégation des indicateurs ACV et des compléments. Plusieurs modalités sont possibles. Celle retenue par les pouvoirs publics (la soustraction pondérée) est décrite dans l'Encadré I.

Le point important ici est que **la méthode d'agrégation affecte les pondérations des indicateurs d'impacts.** Ceci doit être clairement explicité, afin de rendre transparents les choix politiques sous-jacents. Mais, avec la soustraction pondérée, c'est difficile de le faire : les cadres méthodologiques, ACV et compléments, étant hétérogènes, la manière dont ils sont combinés dans le calcul du score environnemental ne permet pas de déduire simplement les pondérations attribuées à chaque indicateur d'impact. L'importance accordée au climat, à la biodiversité, et aux différents impacts de pollution ou d'usage des ressources, est clairement modifiée par l'usage des compléments. Il faut l'exprimer de façon transparente, condition d'un réel débat public.

⁹ Un autre exemple concerne les effets territoriaux liés aux phénomènes de concentration. Par exemple, l'impact d'un élevage dans une zone à faible versus forte densité en élevages est différent. Ceci peut être pris en compte dans l'ACV via des données spatialisées, en tenant compte de l'origine des productions. Ceci sera possible en passant à l'affichage de niveau 2 qui pourra reposer, non pas sur des données génériques, mais des données élaborées sur un grain plus fin.

5.3. Dimensionnement des compléments

On peut s'appuyer sur les données d'impact environnemental d'un échantillon de produits alimentaires, fournies par le MTECT et l'Ademe, pour préciser ces effets liés à l'introduction de compléments dans le calcul du score environnemental.

Une base de données portant sur 560 « vrais » aliments du marché a été constituée courant 2023. Pour chacun de ces produits, les impacts environnementaux ont été calculés par l'Ademe et le MTECT, en combinant les valeurs issues du cadre ACV et des compléments visant à intégrer une dimension de biodiversité « locale » (appelée biodiversité territoriale et résilience territoriale).

Dans la base de données utilisée, le calcul envisagé à cette date par le MTECT et l'Ademe, en dehors du cadre ACV, visait à quantifier une valeur exprimant des « bénéfices » associés à différents systèmes de pratiques agricoles et à l'organisation spatiale de la production. A l'été 2023, trois variables étaient présentes dans ces compléments : diversité agricole, infrastructure agroécologique et condition d'élevage. A terme et après les interactions avec le Groupe de Travail (GT) « Ecologues », les variables prises en compte devraient porter sur la surface de prairies permanentes, les linéaires de haies, la taille des parcelles, la mosaïque parcellaire, la pressions territoriale (l'équilibre élevage-culture) et le chargement animal local. Ces variables sont associées à des « bénéfices » en matière de biodiversité, et traduites en une valeur chiffrée, qui est retranchée de la somme de tous les autres impacts ACV. Cette valeur chiffrée est d'autant plus élevée que la surface requise pour la production du produit en question est importante. Dans la version provisoire qui nous a été communiquée par le MTECT, l'importance donnée aux compléments dans le calcul du score final ne modifie pas de plus de 20 à 30% le score environnemental calculé sur la base de l'ACV.

C'est dans ce processus d'agrégation que les compléments s'éloignent véritablement du cadre de l'ACV. L'importance qui leur est accordée dans le score d'affichage n'est pas déterminée de la même façon que pour les autres impacts environnementaux. On peut ainsi obtenir plus facilement par les compléments des amplitudes d'effets importantes, en comparaison de ce qu'on pourrait obtenir dans le cadre ACV standard (voir Encadré I).

Pour les valeurs de paramètres retenues à l'été 2023 pour les compléments par le MTECT et l'Ademe, l'intégration de ceux-ci a les effets suivants¹⁰ (voir Annexe II pour plus de détails):

- Les compléments se traduisent par une amélioration du classement des produits bio, avec un gain dans les classements dans la base de données de 560 aliments, compris entre 10 et 30 places.
- L'effet de réduction du score des produits bio est surtout net pour les produits animaux et les produits céréaliers ou avec céréales ; il est faible pour les fruits et légumes.
- L'amélioration du score environnemental des produits bio par rapport aux scores des produits conventionnels varie de 0 à 25%. On donne ci-dessous quelques exemples d'écart entre les produits bio et conventionnel, avec et sans compléments (un delta négatif est à l'avantage du bio) :

¹⁰ Ces estimations ont été faites alors que la base de données n'était pas totalement stabilisée. Les résultats sont donc à prendre avec précaution et devront être ré-estimés avec les valeurs correspondant à la proposition finale du MTECT.

Produit	Delta entre le produit bio et le produit conventionnel	
	Sans compléments hors ACV	Avec compléments hors ACV
Farine de blé	- 14%	- 34%
Steak de bœuf	- 14%	- 27%
Côte de porc	3%	- 14%
Filet de poulet	+ 18%	+ 3%

- Les produits bio ont tendance à avoir des impacts similaires aux produits conventionnels pour les sous-scores¹¹ ACV climat et ressources. Les produits bio ont tendance à avoir moins d'impact que les conventionnels pour le sous-score ACV biodiversité (-37%), pesticides (-62%, estimé par l'écotoxicité-eau douce) et bien évidemment les compléments (-581%).

On souhaite rester prudents sur ces évaluations compte tenu du caractère non stabilisé de la base de données que l'on a exploitée. En outre, de nombreux paramètres jouent dans la comparaison bio / non bio. Par exemple, la recette du produit joue souvent un rôle important : les biscuits bretons bio peuvent être plus impactants sur l'environnement que les conventionnels, non pas parce qu'ils sont bio, mais parce qu'ils contiennent plus d'œuf et de beurre !

Au total, l'inclusion des compléments tels qu'envisagés à ce stade, ne modifie pas globalement la distribution des impacts sur l'ensemble des catégories de produits, par rapport aux résultats des calculs sans compléments : la position relative des diverses catégories, entre elles, est assez peu affectée. Les facteurs de variabilité majeurs des impacts environnementaux des produits alimentaires restent en effet la proportion animal/végétal et la teneur en eau. En revanche, les effets sont nets sur la variabilité des impacts intra-catégories d'aliments, en faveur des produits bio, et particulièrement des produits bio animaux. L'écart entre produits conventionnels et bio est nettement amplifié sur les sous-scores pesticides et biodiversité. Concernant les produits végétaux, l'effet en faveur des produits céréaliers bio est significatif ; par contre, il est très faible pour les fruits et légumes bio¹².

Qu'est-ce que l'usage des compléments, tels que formalisés dans la base de données utilisée, signifie en termes de pondération des divers indicateurs d'impacts ?

Si on prend l'exemple de la farine bio, les compléments utilisés à l'été 2023 donne un avantage de 80% du bio par rapport au conventionnel sur les impacts environnementaux captés par ces compléments (le bio est cinq fois mieux que le conventionnel). Sachant que les compléments se traduisent par une réduction de score final de 34% (tableau ci-dessus), on peut alors calculer l'importance donnée à ces

¹¹ Ces sous-scores correspondent à la proposition d'agrégation des impacts faite dans le premier 1^{er} rapport du CS, avec chaque impact qui ne contribue qu'à un seul sous-score.

¹² On notera que, dans le tableau ci-dessus, les compléments amènent à une équivalence entre le filet de poulet bio et le filet conventionnel. Sans compléments, l'impact du filet de poulet bio est supérieur à celui du filet de poulet conventionnel, parce que la production d'1 kg de filet nécessite une quantité d'aliment pour poulet de chair environ deux fois supérieure en bio vs. conventionnel, en lien avec une souche génétique à croissance lente et un âge d'abattage plus élevé en élevage bio. En revanche, la génétique à croissance lente et l'âge à l'abattage plus élevé sont favorables à la qualité gustative du filet bio vs. conventionnel, et l'élevage biologique est plus favorable à l'expression des comportements naturels. Cette dernière dimension pourrait être incluse dans un étiquetage relatif au bien-être animal ou aux modes d'élevage, qui doit être complémentaire de l'affichage environnemental. L'écart d'impact entre les deux produits est aussi conditionné par le poids donné aux compléments (20 à 30% dans la base utilisée) qui relève d'une décision.

compléments, par rapport à tous les autres indicateurs environnementaux. Elle est de l'ordre d'un peu moins de 30% (voir annexe II.2 pour plus de détails).

L'introduction des compléments réduit *de facto* l'importance des autres impacts. Toujours dans le cas de la farine, l'impact changement climatique a une importance de 25% dans la comparaison bio-conventionnel avant l'introduction des compléments. Avec les compléments, l'importance du climat devient $25\% \times (100\% - 30\%) = 17,5\%$.

Imaginons que l'on cherche à donner encore plus d'importance aux impacts environnementaux captés par les compléments (liés à la biodiversité locale), et que pour la farine bio, ceci se traduise par un score bio inférieur maintenant de 45% par rapport à celui de la farine conventionnelle. Si l'on suppose toujours un avantage de 80% du bio par rapport au conventionnel sur cette dimension de biodiversité locale, cela équivaldrait à donner une importance de près de 50% aux compléments (la biodiversité locale) dans le calcul du score, et un poids au climat de 12,5%. La question à débattre serait alors la suivante : est-ce que donner une importance de 50% aux impacts en biodiversité locale et de 12,5% au climat est conforme aux attentes de la collectivité ?

Cet exemple n'est fourni ici que pour illustrer les questions soulevées par l'usage des compléments. Les effets varient en effet selon les produits (Voir Annexe II dans laquelle on propose une méthode pour évaluer ces effets induits par le dimensionnement des compléments sur l'importance relative des différents impacts) et l'analyse serait à faire sur un grand nombre de produits, pour savoir en moyenne comment l'importance des différents impacts est affectée par le choix de la méthode d'agrégation et le dimensionnement des compléments. C'est sur la base de ces valeurs moyennes qu'il faudrait s'assurer de la cohérence entre l'importance donnée aux divers indicateurs considérés et les préférences de la collectivité.

Dans la proposition provisoire des pouvoirs publics analysée par le CS, l'impact des compléments sur le score final ne modifie pas de plus de 20 à 30% le score calculé sur la base de l'ACV. **Ce choix exprime l'équilibre visé par les pouvoirs publics entre les impacts captés par l'ACV et ceux inclus via les compléments. Il détermine, ce faisant, l'importance relative accordée aux différents impacts (climat, biodiversité locale...).** Cet effet sur les pondérations doit être clairement explicité de façon à rendre transparents les choix sous-jacents, au regard des préférences de la collectivité. Il faudra aussi s'assurer que l'importance donnée aux compléments, au titre de la biodiversité locale, ne risque pas d'induire une dégradation sur d'autres impacts comme, par exemple, le climat ou d'autres *drivers* d'érosion de la biodiversité. A priori, au vu des modifications identifiées sur la proposition provisoire, ceci ne devrait pas être le cas, mais cela supposera des investigations plus approfondies.

Les produits qui bénéficient des compléments, au titre des bénéfices qu'ils apportent en matière de biodiversité locale et de services écosystémiques, sont *de facto* moins « pénalisés » que les autres produits sur les autres indicateurs d'impacts, comme par exemple le changement climatique. Et cela, même si leurs impacts sur le climat sont les mêmes que ceux des produits qui ne bénéficient pas des compléments. Ce faisant, les compléments expriment, non seulement des impacts environnementaux, mais aussi des priorités dans les leviers d'action pour les réduire. **De notre point de vue, c'est sur ce point, l'importance de cet avantage, que portent fondamentalement les choix politiques associés à l'usage des compléments et que doit être conduit le débat public.**

Encadré I. Processus d'agrégation des indicateurs environnementaux

Dès lors que l'on souhaite inclure, dans le score environnemental des produits, des éléments non pris en compte à ce jour dans le cadre standard ACV, il faut répondre à deux questions : (i) quels éléments additionnels inclure ? (ii) comment agréger ces éléments additionnels avec le score calculé sur la base de l'ACV pour obtenir le score final à utiliser pour l'affichage ? Les débats publics portent beaucoup sur la première question, et peu sur la seconde, alors que du point de vue du CS, celle-ci est déterminante dans les résultats des évaluations d'impacts

des produits à retenir pour l'affichage. Trois méthodes d'agrégation sont utilisées dans les différentes propositions de scores environnementaux qui existent.

De façon simple, le résultat final s^* , c'est-à-dire le score utilisé pour l'affichage, est déterminé par trois éléments : (i) le score initial s issu du calcul basé sur l'ACV, (ii) la valeur du critère additionnel x que l'on souhaite inclure en complément, (iii) le poids que l'on souhaite donner à ce critère additionnel, par rapport à celui donné au score initial, et que l'on exprime par le coefficient¹³ c . Pour agréger le score initial ACV et le critère additionnel, on peut utiliser :

1. **La moyenne pondérée** entre le score initial et le critère additionnel. C'est l'approche utilisée dans le cadre ACV, le score initial étant déjà lui-même le résultat d'une moyenne pondérée (de plusieurs indicateurs environnementaux). Dans ce cas :

$$s^* = \frac{1}{1+c} (s + c \cdot x)$$

2. **La soustraction pondérée** : le critère additionnel, vu comme une externalité positive, est alors retranché au score initial. C'est l'approche proposée par le MTECT. Dans ce cas :

$$s^* = s - c \cdot x$$

3. **La division pondérée** : le critère additionnel (vu, ici aussi, comme une externalité positive) divise le score existant. C'est l'approche utilisée quand des bonus (ou des malus) sont appliqués après la conversion du score initial sur une échelle log. Dans ce cas :

$$s^* = \frac{s}{c \cdot x}$$

Dans les trois cas, le résultat final s^* est fonction des mêmes éléments : le score initial s , la valeur du nouveau critère x (le critère additionnel et l'amplitude de son impact sont les mêmes dans les 3 cas) et le poids associé au nouveau critère selon le coefficient c . Mais les résultats ne vont pas se comporter de la même façon selon la méthode retenue.

À titre d'exemple illustratif, prenons deux produits fictifs : A, le produit de référence, et B le produit alternatif. On suppose qu'ils ont tous les deux le même score initial s égal à 100. Pour le critère additionnel, on suppose que B est 100 fois mieux que A (c'est, par exemple, l'avantage de B par rapport à A en matière de biodiversité locale ou à des services écosystémiques). Cet avantage de B sur le critère additionnel correspond à un moindre impact si on raisonne avec la moyenne pondérée (ACV) ou à un service en plus (une externalité positive) si l'on raisonne avec la soustraction pondérée ou la division pondérée. Les trois figures ci-dessous montrent l'évolution des résultats, avec les trois méthodes, en fonction du coefficient c , et donc du poids donné au critère additionnel dans le calcul du score final. La courbe rouge donne le score final du produit A (il n'est pas affecté par le coefficient c , puisqu'il ne bénéficie pas du critère additionnel). La courbe verte donne le score final du produit B (en pourcentage du score final du produit A).

¹³ Ce coefficient peut aussi servir à exprimer le nouveau critère dans le même référentiel que le score initial. Le coefficient va alors servir à la fois de pondération et de conversion d'unité (dans le cadre ACV, cela est clairement séparé entre la pondération proprement dite et la normalisation qui permet d'obtenir un référentiel uniforme). Dans l'exemple suivant, on va se placer dans un même référentiel pour simplifier et se focaliser sur la pondération proprement dite.



Dans tous les cas, comme attendu, B est mieux que A. Mais pour un même coefficient c , les écarts entre les produits A et B sont complètement différents selon la méthode retenue. Ainsi, avec un coefficient c de 100% (qui signifie que le critère additionnel est aussi important que la somme de tous les autres critères représentés dans le score initial), B est au final presque 2 fois mieux que A avec la moyenne pondérée (c'est tout simplement la moyenne). Pour le même coefficient c de 100%, le score final de B est de l'ordre de 100 fois mieux que celui du produit A avec la soustraction (compléments) et la division (bonus échelle log). En fait avec ce coefficient c de 100%, le score initial du produit B ne pèse plus du tout dans le score final de ce produit quand on utilise la soustraction ou la division pondérée ; le score final de B est alors uniquement déterminé par le critère additionnel. Avec la division pondérée, le score initial ne pèse plus du tout, même pour des valeurs du coefficient c beaucoup plus petites. Le coefficient de la soustraction a un effet linéaire sur le résultat, indépendant du score initial (et il faut donc ici le borner à zéro pour éviter des scores finaux négatifs). Le coefficient de la division entraîne, lui, une diminution beaucoup plus rapide. Il a un effet d'ordre deux.

Il est toujours possible de trouver un coefficient propre à chacun des modèles qui donnera le même résultat. Ainsi, un coefficient de 50 % pour la soustraction, ou de 2 % pour la division, donnera le même résultat qu'un coefficient de 100 % avec la moyenne. En termes d'interprétation, cela peut porter à confusion : avec la division ou la soustraction pondérée, un coefficient faible peut laisser penser que l'ajustement est marginal, alors qu'en fait il a un poids considérable et modifie fortement le score initial. Par exemple, le coefficient de 2% avec la division pondérée peut paraître faible (ce sont quelques points de bonus sur une échelle après transformation log), mais il signifie en fait que le critère additionnel pèse pour moitié sur le score final.

Cet exemple montre que le premier aspect important à considérer est **le choix du processus d'agrégation** :

1. La moyenne pondérée a l'avantage de traiter tous les critères de la même façon. Elle est explicite et les pondérations des critères sont constantes, les poids fixés a priori aux différents indicateurs (climat, acidification...) ne sont pas modifiés, et restent les mêmes pour tous les produits (qu'ils bénéficient ou pas des compléments). Ceci facilite l'interprétation des écarts de résultats entre produits.
2. La soustraction pondérée a l'avantage d'être facile à mettre en œuvre et de faciliter la communication (l'avantage est une réduction de l'impact), mais elle n'est pas explicite et les conséquences de son utilisation doivent être analysées, pour vérifier que les enjeux environnementaux portés par le score initial ne sont pas marginalisés. Surtout, cette démarche modifie de façon implicite les poids fixés initialement aux indicateurs ACV, et cela de façon différenciée selon les produits (et selon qu'ils bénéficient ou non des compléments). Le produit A (qui ne bénéficie pas des compléments) sera ainsi plus pénalisé sur l'impact climat que le produit B (qui bénéficie des compléments), même si tous deux émettent la même quantité de GES. Cette méthode est une possibilité opérationnelle, mais elle doit être utilisée avec prudence, en rendant transparents les effets sur l'importance donnée aux divers indicateurs (cf. section 5.4).
3. La division pondérée n'est, elle non plus, pas explicite et sa non-linéarité rend l'interprétation des modifications de pondérations difficile. Elle a aussi un effet très marqué et est très dépendante du coefficient, de faibles variations pouvant générer des écarts importants de résultat final. Elle peut très rapidement donner beaucoup plus d'importance au critère additionnel qu'au score initial que les compléments sont censés moduler.

Le second point est **la valeur du coefficient c** . Quelle que soit l'approche utilisée, le résultat est évidemment dépendant de la valeur du nouveau critère obtenue par les produits. Mais il est tout aussi dépendant de la valeur du coefficient c que l'on a fixée, et c'est encore plus vrai pour la soustraction et la division. Les discussions

portent beaucoup sur la construction des critères et sur les valeurs associées, mais elles devraient tout autant, sinon plus, porter sur ces coefficients et leurs conséquences sur les résultats.

5.4. Quelques règles

L'utilisation des compléments, qui peut se justifier pour des raisons d'opérationnalité, se traduit donc par des modifications substantielles des scores. Compte tenu de leurs effets, en particulier sur les pondérations, cette utilisation nous semble imposer une certaine rigueur et transparence.

Une première règle serait que **le classement des produits doit résulter du calcul du score environnemental, et non l'inverse**. Il faut éviter que l'usage des compléments ne soit qu'une façon d'obtenir des résultats souhaités a priori, avant même le déroulement des calculs. Auquel cas, en effet on ne voit pas bien à quoi servirait de faire des calculs d'évaluation d'impacts des produits ; autant mettre un affichage, positif ou négatif, sur les produits dont on considère a priori qu'ils sont meilleurs ou moins bons pour l'environnement.

Au-delà de cette règle de base, les points suivants nous paraissent importants à prendre en compte :

- **Eviter les redondances**, en particulier avec des éléments déjà pris en compte dans les indicateurs de base de l'ACV. **Ne pas utiliser les compléments pour répondre à des manques de données**. Il n'y a, par exemple, aucune difficulté conceptuelle à intégrer le transport des produits dans les indicateurs de base. Si on le fait parce que les données sont incomplètes, il vaut mieux chercher à les collecter et corriger dans le cadre ACV, que de corriger par des compléments externes. **Limiter les biais possibles dus à des manques de données**. Par exemple, si les produits sont identiques, les compléments doivent s'appliquer aux produits importés comme aux produits français afin de ne pas désavantager injustement les produits importés. Si faute de données on ne peut pas appliquer les compléments aux produits importés, alors il faut attribuer le même « bonus » au produit importé qu'à son équivalent français.
- **Privilégier une approche additive, en particulier si l'on souhaite baser l'affichage sur une unité fonctionnelle par kg de produit**. Ceci suppose en effet que l'information des compléments s'ajoute à l'information déjà présente, plutôt qu'être multipliée à un score ou un sous-score précédemment calculé (ce qui est le cas avec des compléments appliqués après le passage à une échelle logarithmique qui transforme la multiplication en addition).
- **Apporter une justification aux avantages donnés par ces compléments**. C'est par la mobilisation d'experts et de la littérature disponible qu'elle doit être construite.
- **Rendre explicite la façon dont le mode de calcul du score, et en particulier le mode d'agrégation, affecte l'importance (la pondération) attribuée à chaque impact environnemental**. Rajouter un critère change la donne et ne pas utiliser le même formalisme que pour les critères précédents complique la compréhension des tenants et aboutissants de cet ajout. Il est nécessaire de rendre visible l'importance que l'on y accorde.
- **S'assurer que l'importance donnée aux compléments ne conduise pas à donner des signaux aux consommateurs susceptibles d'induire des effets contraires aux objectifs visés**. Par exemple, un poids excessif accordé à la biodiversité locale ne doit pas induire un risque d'augmentation non justifiable des émissions de GES.

Ces deux derniers points sont particulièrement complexes et supposeraient des investigations plus approfondies. Il existe un risque en effet qu'en augmentant implicitement au-delà d'un certain seuil l'importance donnée aux facteurs captés par les compléments, on induise des modifications des scores

incitant les consommateurs à des déplacements d'achats se traduisant, in fine, par une dégradation sur d'autres impacts comme, par exemple le climat ou d'autres drivers de l'érosion de la biodiversité.

6. Formats graphiques d'affichage : des arbitrages au regard du contexte et des objectifs de politique publique

Une fois définie la métrique utilisée pour caractériser les impacts environnementaux associés aux produits alimentaires, se pose la question du format d'affichage et des informations qui vont être apposées sur les emballages des produits en face avant, en face arrière ou accessibles en ligne, pour éclairer les choix des consommateurs (cf. Annexe III pour une présentation plus détaillée).

Sur ce plan, les études conduites depuis un bon nombre d'années sur l'affichage des produits alimentaires (en particulier concernant l'affichage nutritionnel) fournissent de précieux enseignements. Il ressort ainsi qu'un **format indiquant un score synthétique plutôt qu'une information de type analytique, donnant des informations sur plusieurs impacts, est préférable**. Un des arguments en faveur d'un format synthétique réside dans la difficulté à comprendre rapidement et à utiliser facilement des informations multiples par le consommateur, en particulier en conditions d'achats en magasin. De plus, l'interprétation de plusieurs informations potentiellement contradictoires nécessite la réalisation d'arbitrages complexes, réclamant du consommateur de prioriser ou de pondérer les différents impacts.

Un second enseignement connu porte sur **l'efficacité supérieure, en termes d'effets immédiats sur les comportements d'achat des consommateurs, de formats interprétatifs par rapport à des formats descriptifs**.

Un format descriptif, comportant par exemple uniquement une information chiffrée est moins saillant, nécessite un travail cognitif demandant du temps et des efforts pour son interprétation, limitant sa mobilisation par les consommateurs au moment de l'acte d'achat. Une valeur numérique seule n'est pas directement interprétable, l'interprétation de l'information n'étant pas immédiate : une valeur numérique faible correspond-elle à un faible impact ou une mauvaise note ?

Les formats interprétatifs peuvent utiliser plusieurs supports pour porter l'interprétation : de classes simplifiant l'information disponible (type ABCDE), des couleurs (du vert au rouge), etc. Parmi ces supports, les couleurs à sémantique forte (spectre vert-rouge) ont montré leur efficacité pour attirer l'attention du consommateur et orienter ses achats. Néanmoins, les formats interprétatifs simplifient l'information, ce qui peut aller à l'encontre d'objectifs d'amélioration des connaissances des consommateurs, notamment des ordres de grandeur. **Les deux démarches ne sont pas exclusives et un format peut inclure à la fois un support descriptif précis (par exemple un chiffre) et un support interprétatif (par exemple un spectre de couleurs)**.

Un format exhaustif, apposé sur tous les produits, par opposition à un format qui ne serait applicable que sur les produits de faible impact (de type 'sceau d'approbation') ou les produits de fort impact (de type 'avertissement), s'avère préférable, et cohérent avec les objectifs de l'affichage environnemental décrits plus haut. Étant donné sa vocation à ancrer les connaissances des consommateurs, le format doit en principe pouvoir s'appliquer à l'ensemble des produits alimentaires, qu'ils soient à fort ou faible impact environnemental. L'implémentation sur tous les produits – ce qui suppose son obligation – est aussi source d'efficacité.

6.1. Les consommateurs et l'affichage environnemental

Pour préciser un certain nombre de points concernant spécifiquement l'affichage environnemental et son format graphique, deux études expérimentales, l'une en laboratoire, l'autre en ligne, ont été menées pendant l'été 2023.

A l'aide d'un configurateur d'affichage, permettant de construire un format d'affichage à partir de briques élémentaires, environ 600 participants ont chacun construit son affichage environnemental « idéal », l'a expérimenté, puis éventuellement révisé, et utilisé sur la base de tests de connaissances et en situation d'achat. Chaque participant a ainsi dû évaluer l'empreinte environnementale de produits ou de paniers de produits, sans, puis avec l'aide d'un format d'affichage. Les participants ont aussi fait leurs courses alimentaires en magasin en ligne, là encore sans et avec l'un des formats d'affichage. Les expérimentations visaient à répondre aux trois questions suivantes.

a) *Perception des consommateurs – Quel format serait souhaité a priori par les consommateurs pour un affichage environnemental en face avant des emballages ?*

Les résultats relatifs aux formats d'affichage préférés par les consommateurs montrent qu'ils souhaitent *a priori* disposer de beaucoup d'informations en face avant : un indicateur numérique, un idéogramme coloré et des informations complémentaires. Un affichage limité à un indicateur chiffré ne fait pas partie des options les plus sélectionnées. Quand l'affichage numérique est considéré, une note sur 20 ou sur 100 est plus souvent sélectionnée par rapport à une note en valeur absolue. En cas d'affichage par classes de niveaux, les participants ont préféré sélectionner trois classes colorisées plutôt que 5 ou 8 classes. D'une façon générale, les participants souhaitent des informations complémentaires sous forme de sous-score, mais les impacts retenus ne font pas l'unanimité.

Les études conduites montrent ainsi que les consommateurs ne sont pas a priori en faveur d'un format numérique cardinal seul, qu'ils préfèrent des formats ordinaux (basés sur des classes de niveaux, type ABCDE), avec une préférence pour trois classes seulement (soit un format interprétatif extrêmement simplifié), qu'ils préfèrent le voir compléter un format numérique, en valeur relative, assortie de sous-scores.

b) *Compréhension objective – Quel format informe le mieux les consommateurs sur l'impact environnemental des produits et de leur alimentation ?*

Les résultats relatifs aux connaissances montrent que les consommateurs ont certes quelques connaissances en matière environnementale, mais que celles-ci sont limitées. S'ils savent assez bien **ordonner** les produits selon l'importance de leurs impacts environnementaux, ils ont beaucoup de difficultés à estimer les **écarts** entre ces impacts, méconnaissant les ordres de grandeur de ces impacts.

Cette faible connaissance des ordres de grandeur se double de biais systématiques quant aux croyances qu'ils ont à leur propos. L'étude réalisée montre en particulier deux résultats importants :

- Les participants **sous-estiment les écarts d'impacts environnementaux entre catégories** de produits, en particulier entre produits végétaux et produits animaux.
- Les participants **surestiment les écarts d'impacts entre produits d'une même catégorie** (par exemple, surestimation du poids du transport dans les impacts).

Quand on met les participants en situation de comparer les produits, les études montrent la supériorité de l'indicateur chiffré par rapport aux autres options pour classer les produits entre eux, et surtout pour évaluer les écarts d'impacts entre produits (les distances entre produits), ce que ne permet pas de faire un affichage basé sur des classes de niveaux.

La compréhension et l'utilisation par les consommateurs des unités fonctionnelles ne sont pas immédiates. Quand l'unité fonctionnelle est par kg, la conversion à l'unité de vente, par les consommateurs, pour la comparaison des impacts de produits offerts en quantités différentes, ou pour

l'évaluation de l'impact agrégé de plusieurs produits, fait l'objet de nombreuses erreurs. Ainsi, si l'unité fonctionnelle par unité de vente ou portion n'est pas affichée et comprise, les produits très impactant sont pénalisés, même lorsqu'ils ne sont consommés qu'en petites quantités. A l'inverse, les effets liés aux quantités de produits peu impactant sont mal appréhendés.

c) Effets sur les achats – Quel format contribue à changer les comportements effectifs d'achat des consommateurs vers une alimentation plus durable ?

Mis dans une situation d'achat, les résultats relatifs aux effets des formats d'affichage montrent que les participants opèrent des changements dans leurs choix vers une moindre empreinte environnementale de leur panier d'achat lorsqu'ils disposent d'un affichage combinant un indicateur chiffré couplé à une échelle interprétative colorielle.

Un tel format associant une approche descriptive (valeur numérique) et une approche interprétative (couleur), réduit l'impact environnemental du panier choisi, tout en réduisant son prix au kilo (du fait d'une combinaison de substitutions intra-catégories (produits potentiellement plus chers) et déplacements inter-catégories (catégories de produits moins chères en moyenne). Les améliorations sont moindres lorsque l'affichage ne comporte qu'un indicateur numérique ou un indicateur synthétique coloré en classes seuls.

Au total, la présence d'un indicateur numérique améliore les capacités de classement et d'évaluation des écarts d'impacts entre produits et oriente les choix de produits vers la réduction des impacts environnementaux. Mais présenté seul au consommateur, sans éléments venant en appui de son interprétation, il pose de réelles difficultés d'utilisation et est moins apprécié qu'un format interprétatif. Son association avec une colorisation augmente son acceptabilité et améliore l'efficacité de l'affichage pour changer les comportements d'achat. Ceci confirme l'hypothèse de la complémentarité des dimensions descriptive (la valeur numérique) et interprétative (les couleurs) dans le cadre de l'affichage environnemental.

6.2. Principaux arbitrages relatifs au format graphique

Le calcul du score environnemental des produits fournit une valeur chiffrée d'impact, que l'on peut ensuite utiliser pour l'affichage, soit de façon directe, en valeur absolue, soit transformée sur une échelle relative (une note sur 20, ou 100, par exemple), soit encore pour créer des classes de niveaux d'impact environnemental, en nombre à définir (3, 5, 8...), éventuellement exprimées sous forme de lettres (type ABCDE).

Le premier arbitrage à considérer est entre un format basé sur des classes de niveaux (ordinal) et un affichage centré sur une valeur numérique (cardinal).

Il est clair que la première option en classes de niveaux, de par sa proximité avec des formats graphiques déjà connus (comme le Nutri-Score), répondrait aux attentes spontanées des consommateurs. Elle est simple à interpréter et permet facilement la comparaison des produits. Le format synthétique sous la forme d'une lettre, appuyée par des couleurs, ne requiert pas, au moins en situation d'achat, de traitements cognitifs demandant du temps et des efforts. Mais ce format, s'il permet d'ordonner les produits entre eux, ne peut apporter qu'une évaluation relative des produits entre eux. Il ne donne aucune information sur les distances entre les produits, sur les écarts d'impacts, voire même les fausse si le consommateur croit à tort que la réduction d'impact environnemental obtenue en substituant un produit classé E par un produit classé D, est la même que celle permise en substituant un produit classé D par un produit classé C. Ce n'est pas le cas, mais le consommateur n'est pas en mesure de mettre objectivement en balance les coûts que représentent pour lui ces substitutions et les réductions d'impacts environnementaux associées. Par ailleurs, pour les mêmes raisons, cette option ne permet rend que très faiblement compte des actions menées du côté de l'offre.

La seconde option de format, basée sur une valeur numérique, présente les avantages et inconvénients symétriques. Si cette option était retenue, elle doit être couplée à une couleur pour satisfaire le consommateur et, si l'option d'un chiffre « brut » est retenue, elle nécessiterait un accompagnement pédagogique de la part des pouvoirs publics, afin de renforcer sa visibilité et sa compréhension dans le grand public. Compte-tenu de la difficulté d'utilisation d'une valeur numérique brute par les consommateurs, cela supposerait également des modalités de mise en œuvre tenant compte des points suivants :

a) Un format basé sur une valeur numérique, exprimée en valeur absolue, et adossée à une échelle colorielle couvrant toute l'alimentation

Un format numérique seul serait *a priori* peu apprécié des consommateurs et probablement de faible impact, sans effet immédiat sur les comportements d'achats, du fait de sa faible saillance. Mais ce type de format montre en revanche une meilleure efficacité en termes d'aide à la comparaison des impacts des produits, en rendant les consommateurs plus à même d'évaluer les écarts d'impacts entre produits.

Cet objectif d'évaluation des écarts entre produits rend nécessaire l'utilisation d'une valeur numérique absolue, sur une échelle non réduite, plutôt que sur une échelle relative, comme par exemple une note sur 100. Un chiffre absolu permet en effet de mesurer les distances entre tous les produits à l'aide d'une métrique facile d'usage, y compris pour le calcul. Mais les consommateurs déclarent préférer *a priori* une note sur 100, plus immédiatement « parlante ».

Un complément coloriel distribué sur un continuum pourrait être préférable à des classes de niveaux. On manque cependant d'observations empiriques pour bien étayer de point sur le plan comportemental et cognitif. L'argument en faveur d'un continuum est que des classes risquent d'édulcorer le chiffre. S'il est simplement nécessaire de donner de la saillance normative au chiffre, tout en attirant l'attention sur lui, un continuum paraît préférable.

b) Une valeur numérique exprimée par Kg de produit

Si une unité fonctionnelle à l'unité de vente permet de prendre en compte les quantités dans l'évaluation des impacts environnementaux, elle soulève des difficultés d'utilisation par les consommateurs. S'il convient de choisir, il faut prioriser la comparabilité immédiate des produits alimentaires entre eux. Or, les volumes des unités de vente pouvant être multiples, un affichage par unité de vente pourrait conduire à des confusions du consommateur qui ne saurait quelle valeur attribuer 'dans l'absolu' à un produit donné. Une **unité fonctionnelle par kilo** de produit semble donc, pour un format affichant une valeur numérique brute, justifiée. Ce choix renforce l'appropriation de l'information par les consommateurs pour conforter les connaissances de base et les ordres de grandeur.

Si le choix de l'unité au kilo est prioritaire, le choix des deux unités fonctionnelles, kilo et unité de vente, pourrait être envisagé en complémentarité, dans la perspective d'une prise en compte des quantités dans les choix alimentaires des consommateurs. Des supports, en plus de l'affichage, comme des applications numériques ou la mention des impacts par produits acheté et de l'impact global sur les tickets de caisse, pourraient aider. On ne dispose pas d'étude comportementale évaluant les effets potentiels d'une telle combinaison d'information, par kilo et à l'unité de vente. Si l'affichage basé sur une valeur numérique par Kg de produit était retenu, le CS suggère de mettre en place des expérimentations pour étudier dans quelle mesure, sous quelles conditions, et avec quels impacts, les consommateurs pourraient inclure cette démarche de « comptabilité environnementale » dans leurs pratiques alimentaires, en étant à même de considérer les quantités de produits et le régime dans sa totalité.

c) Une échelle colorielle continue couvrant l'ensemble de l'alimentation

La présence d'une échelle colorielle associée à la valeur numérique peut tenir trois rôles.

- Tout d’abord, servir à interpréter cette valeur, en exprimant le sens de variation des impacts (est-ce qu’ils sont moins élevés avec un nombre petit ou grand).
- En étant colorisée, elles ont un effet de saillance. L’utilisation de couleurs à sémantique forte (vert-rouge par exemple) a montré sa supériorité par rapport à d’autres formats. Ceci assure une interprétabilité immédiate de l’échelle pour les consommateurs.
- Enfin, en couvrant toute l’alimentation, l’échelle permet d’ancrer le produit évalué comparativement aux autres dans l’ensemble de l’alimentation.

La combinaison d’une valeur numérique et d’une échelle colorielle couvrant toute l’alimentation laisse le consommateur libre de comparer les produits qu’il veut. Il n’est pas contraint dans cette mise en comparaison des produits par des classes fixées *a priori*, structurées par un découpage en familles de produits imposé. Ce format permet ainsi de dépasser l’opposition, souvent faite, entre un affichage par familles de produits et un affichage transversal.

d) Des indicateurs complémentaires utiles, plutôt en face arrière des emballages ou QR-code

Le format graphique (valeur numérique + échelle colorielle) peut être complété par des informations additionnelles, dont on a vu qu’elles étaient souhaitées par les consommateurs : sous-scores (biodiversité, pesticides...) analysant le score synthétique. Celles-ci pourraient contribuer à la transparence sur les impacts environnementaux évalués, à donner de la crédibilité au signal, et à aider à une meilleure compréhension des enjeux environnementaux.

L’utilité de telles informations complémentaires faisant peu de doute, la question à leur sujet concerne leur place, leur **positionnement** : en face avant, en face arrière des produits, ou en ligne. Répondre mobilise plusieurs dimensions. La première tient à la place disponible et utile en face avant des emballages. La seconde porte sur le risque de confusion qui serait induit par la juxtaposition d’un logo environnemental de type Nutri-Score, les sous-scores, comme le chiffrage, permettant de différencier les deux. La troisième concerne le rôle de ces informations complémentaires, comme des sous-scores, dans le processus de décision des consommateurs. Viennent-ils surtout donner de la crédibilité à l’indicateur synthétique (la lettre ou le chiffre), ou mettent-ils le consommateur en situation d’avoir à arbitrer entre des informations potentiellement contradictoires (une bonne note synthétique, mais un mauvais sous-score sur un des impacts affichés) ?

De façon générale, un certain nombre études suggèrent que la présence de diverses informations sur la face avant (outre la contrainte de place sur les emballages) induit des risques de confusion et complexifie les arbitrages si toutes ne vont pas dans le même sens, se traduisant alors par un faible usage de l’affichage. Auquel cas, l’indicateur synthétique environnemental affiché sur la face-avant des emballages pourrait alors être complété par des informations placées ailleurs (face arrière), ou sur d’autres supports (QR code, étiquette de prix, facturette). Des expérimentations seraient à conduire sur ce sujet pour mieux appréhender les rôles et impacts des informations complémentaires et des sous-scores sur les processus de décision des consommateurs, en particulier en situation d’achat.

7. Conclusion générale

L’affichage environnemental a un premier objectif qui est d’informer les consommateurs sur l’impact environnemental des produits qui leur sont proposés, afin d’éclairer leurs choix. Mais en tant que levier d’une politique publique environnementale, il vise aussi à orienter ces choix, et donc à agir sur les comportements et pratiques de consommation, dans une perspective de réduction de l’impact environnemental du système alimentaire. L’affichage environnemental peut aussi viser des changements du côté de l’offre alimentaire, et chercher à favoriser l’adoption des modes de production, transformation et de distribution plus respectueux de l’environnement.

Dans cette optique, le premier enjeu d'une politique publique basée sur l'affichage est de mettre en place une métrique et une échelle d'impacts environnementaux des produits alimentaires, susceptible d'orienter, de façon liée, les dynamiques à conduire tant du côté de l'offre que de la demande alimentaire.

En matière de calcul des scores environnementaux, la piste retenue par le MTECT (le CS n'a pas travaillé sur la version définitive de la proposition), basée sur l'intégration d'éléments issus de l'ACV et de compléments visant à capter des effets en lien avec la biodiversité locale, constitue une solution opérationnelle permettant la mise en place d'un affichage environnemental, qui en tout état de cause devra faire l'objet d'améliorations, au fur et à mesure des progrès méthodologiques et de l'enrichissement des bases de données. La contribution relative des impacts mesurés dans le cadre ACV (climat, usage des ressources, écotoxicité, biodiversité « globale »...) et ceux portés par les compléments (diversité locale, services écosystémiques) au calcul du score environnemental est un choix politique dans la mesure où il affecte les pondérations des divers impacts environnementaux, et ce faisant les priorités retenues dans les leviers d'action. Pour cette raison, on a insisté sur l'importance (i) d'une validation par un comité d'experts spécialisés des variables retenues au titre de la biodiversité locale, dans le prolongement des réflexions conduites au sein du GT Ecologues, (ii) de bien cerner les conséquences du choix des méthodes d'agrégation sur les pondérations implicites des différents facteurs d'impacts. C'est, nous semble-t-il, la condition d'un réel débat public sur les choix politiques sous-jacents.

En matière de format d'affichage, les objectifs visés, tant du côté des consommateurs que des entreprises et des filières, conduisent à plaider pour un affichage basé sur une mesure des impacts environnementaux, plutôt que sur un classement des produits, sous condition que la valeur numérique soit adossée à une échelle colorielle, aidant à situer chaque produit par rapport à l'ensemble de l'alimentation, et facilitant son interprétation par les consommateurs. Fonder l'affichage sur une valeur chiffrée est probablement plus exigeant *a priori*, tant pour les consommateurs (compréhension moins immédiate qu'un classement basé sur un petit nombre de classes de niveaux exprimées par quelques lettres ou couleurs), que pour les pouvoirs publics (qui vont devoir expliquer ce que le chiffre signifie). Mais une valeur chiffrée permet des arbitrages plus éclairés, mettant en balance les coûts (monétaires et non monétaires) des changements pour les consommateurs, et les réductions d'impacts environnementaux associés à ces changements (qu'ils soient basés sur des substitutions de produits au sein ou entre catégories de produits).

Une telle option serait compatible avec l'approche envisagée par les pouvoirs publics en termes de « coût environnemental ». On ne dispose pas cependant, à ce jour, d'études et de travaux de recherche permettant d'évaluer la compréhension et les impacts d'une démarche basée sur cette notion de coût environnemental sur les comportements des consommateurs et des entreprises.

En rendant visible, auprès des consommateurs et des filières, une échelle d'impacts environnementaux des produits alimentaires, l'intervention publique peut rendre possibles des « apprentissages » à ces deux niveaux :

- Etant donné la complexité, mais aussi l'acuité, des enjeux environnementaux, l'affichage devrait être, pour les consommateurs, le support d'une meilleure compréhension des leviers sur lesquels ils peuvent agir, et cela loin de tout ce qui pourrait apparaître comme l'injonction de normes « imposées » de comportements.
- Pour les entreprises également, dès lors qu'une métrique d'impact environnemental serait proposée, celle-ci pourrait fournir un support pour explorer les leviers d'action, qui tout au long des chaînes de production-transformation-distribution, peuvent de façon incrémentale réduire progressivement les impacts du système alimentaire.

Posé en ces termes, l'affichage a toute sa place dans une politique environnementale, mais il suppose une action publique ambitieuse, qui cherche à engager dans une dynamique conjointe l'offre et la demande alimentaires, sur la base d'objectifs explicites et de justifications argumentées de ces changements.

ANNEXES

ANNEXE I.

Indicateur biodiversité et compléments

Les liens entre biodiversité et ACV sont nombreux et ont déjà été abordés dans le premier rapport du CS. Ainsi, pour rappel, des cinq grandes causes de la perte de biodiversité (le changement climatique, les pollutions, la surexploitation, les espèces invasives et le changement des habitats), l'ACV permet l'évaluation de plusieurs d'entre elles : (1) le changement climatique est bien évidemment considéré, il en va de même pour (2) la majorité des pollutions (eutrophisation, acidification, particules fines, radiations ionisantes ou encore l'écotoxicité). Par contre, en dehors de quelques travaux de recherche (exemple des pêcheries), (3) la surexploitation et (4) les espèces invasives ne sont encore pas abordées en ACV. (5) Le changement des habitats, qui est la principale cause de perte de biodiversité (voir 1^{er} rapport du CS), est lui aussi évalué dans les méthodes ACV, principalement pour les transformations d'usage (déforestation, urbanisation, changement d'usage agricole).

Il existe tout de même d'importantes lacunes en matière d'écotoxicité terrestre, mais aussi de toxicité/écotoxicité liée aux adjuvants, effets cocktails, etc. (globalement, les effets des pesticides ne sont pas bien pris en compte)

Plusieurs causes de l'érosion de la biodiversité sont ainsi intégrées dans l'ACV et les usages des sols (cultures pérennes ou annuelles, prairie, forêt...) sont représentés. Cependant, il est largement reconnu (van der Werf, Knudsen, and Cederberg 2020; Boschiero et al. 2023) que certains impacts en matière de biodiversité ne sont pas encore bien pris en compte dans les méthodes standards de l'ACV, en particulier dans la méthode EF.

On peut mentionner, en particulier, les éléments de spatialisation fine des impacts, la présence d'infrastructures écologiques et l'organisation spatiale de la production. Ce sont ces facteurs que, par commodité de langage, nous avons dénommés, dans le premier rapport du CS, facteurs d'impact relevant de la biodiversité « locale ». On fait référence ainsi aux facteurs en lien avec les pratiques agricoles à la parcelle, à intégrer en complément des facteurs plus « globaux » affectant la biodiversité, déjà représentées par d'autres impacts ACV.

La non-prise en compte de cette biodiversité « locale » pouvant affecter le calcul des impacts environnementaux et, de ce fait, la hiérarchisation des produits et des modes de production, il est légitime d'essayer de l'intégrer dans la démarche à mettre en place pour l'affichage. Il s'agit de tenir compte en particulier d'éléments paysagers et spatiaux non renseignés dans les ICV (contexte territorial, infrastructures agroécologiques, ...).

Ceci éloigne de la méthode EF telle qu'elle est validée à ce jour au niveau européen, mais on peut faire l'hypothèse que la méthode EF devra probablement évoluer elle-même pour intégrer ces éléments. Ce sujet est, entre autres, instruit dans le cadre d'un groupe de travail coordonné par l'Union européenne et abordé dans la *Life Cycle Initiative* portée par le programme environnement des Nations Unies.

I. Les options possibles

On peut identifier trois grands types de démarches pour intégrer la biodiversité locale au calcul du score environnemental :

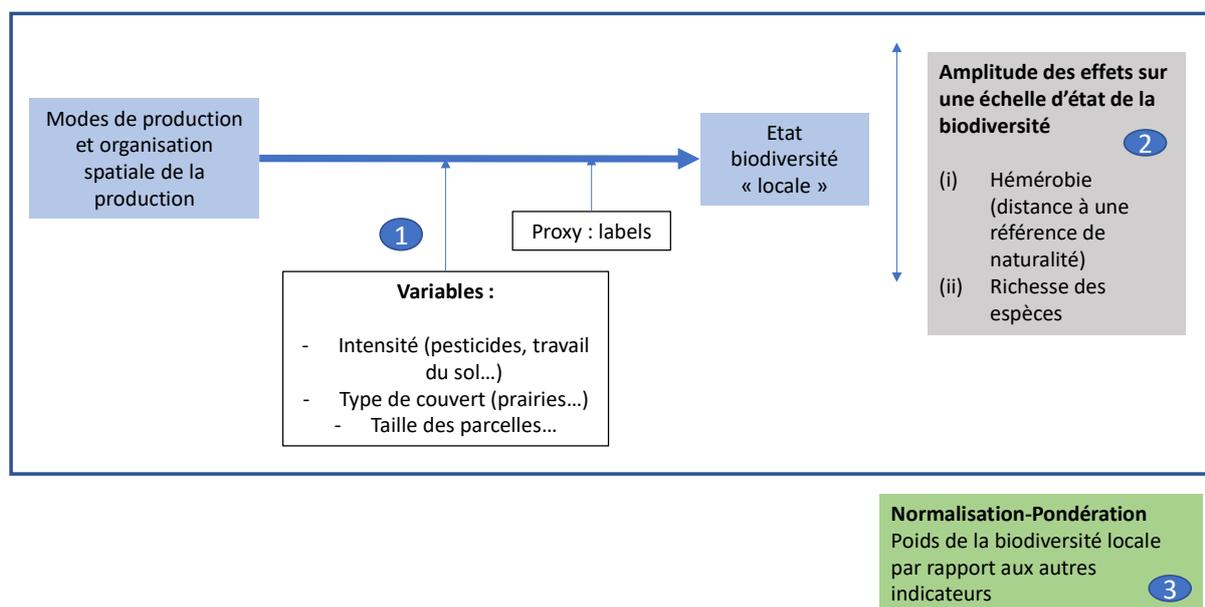
- (i) Le CS avait proposé une première solution qui était d'ajouter un 17^{ème} indicateur, ad hoc et provisoire, dont le rôle était d'inclure ces dimensions de biodiversité « locale », non captées par

le score PEF standard. L'idée était de considérer, comme référence, le/les système(s) de pratiques les plus impactants en matière de biodiversité locale, et d'affecter une décote (-X%) aux systèmes de pratiques générant moins d'impacts sur la biodiversité (et donc des bénéfiques par rapport à la référence). Pour rendre opérationnelle rapidement cette approche, il était proposé, en niveau I de l'affichage, de considérer les labels comme proxys de caractérisation des pratiques. Par exemple, cette décote pouvait exprimer que, par rapport aux pratiques conventionnelles, le bio est 30%, ou 50%, ou 150%... mieux sur ce plan. Pour calibrer sur des bases scientifiques cette décote, et cela en tenant compte de la variabilité associée aux labels (et des systèmes de pratiques associés aux cahiers des charges), le CS avait proposé la réalisation d'une expertise scientifique collective (qui est en cours et pilotée par INRAE et l'Ifremer) et dont l'objectif est d'identifier les pratiques à prendre en compte dans la différenciation de la décote selon les labels et de hiérarchiser ces pratiques pour pouvoir, ensuite, calibrer l'amplitude de cette décote. Pour aboutir au score final, il faut par ailleurs définir le poids à attribuer à cet indicateur par rapport aux autres, ce choix de pondération relevant d'un débat sociétal (pour définir si cet indicateur est moins, plus, beaucoup plus... important que les autres indicateurs (climat, eutrophisation...)).

- (ii) Les recherches en ACV ont conduit à plusieurs propositions de méthodes et d'indicateurs, afin d'intégrer les dimensions de biodiversité en lien avec les pratiques agricoles (intensité de la production) et l'organisation spatiale de la production, aucune n'étant aujourd'hui totalement opérationnelle sur l'ensemble des dimensions à prendre en compte. De façon simple, on peut distinguer, d'un côté, les approches basées sur la relation entre les pratiques agricoles et une mesure des variations de biodiversité, appréhendées par des pertes de richesse en espèces animales et végétales (Chaudhary and Brooks 2018), et, d'un autre côté, celles qui interprètent les pratiques en termes de distance par rapport à une situation de référence (un écosystème jugé « naturel »), considérée comme étant la meilleure pour la biodiversité (Fehrenbach et al. 2015). Les premières sont plus conformes au cadre standard ACV parce qu'elles s'appuient sur des métriques objectivables, dénombrent des variations de richesse en espèces, qui peuvent faire l'objet de méta-analyses. Les secondes s'en distinguent sur ces deux plans, mais elles ont le mérite d'être plus directement opérationnelles et permettraient d'intégrer ces dimensions rapidement dans l'affichage. Le BVI (Lindner et al. 2019) relève de cette seconde approche. Dans la mesure où c'était une proposition du MTECT/Ademe, on ne discute que de celle-ci dans la suite de cette note.
- (iii) Une troisième option est d'évaluer ces éléments en dehors du cadre ACV et de moduler, sur cette base, le score environnemental issu de la démarche ACV. C'est ce qu'a retenu le MTECT/Ademe pour le calcul des valeurs d'impacts sur la base de données de 560 aliments en juillet 2023. La démarche retenue est de calculer, indépendamment du cadre AVC, une valeur numérique basée sur des variables impactant la biodiversité locale, puis d'ajouter cette valeur au score ACV.

Quelle que soit la méthode retenue, il est important de bien expliciter trois points importants (Graphique 1) : (i) la liste des variables que l'on retient pour exprimer la relation entre les pratiques agricoles, l'organisation spatiale de la production et l'état de la biodiversité ; (ii) l'amplitude des variations d'état de la biodiversité induites par le jeu de ces variables ; (iii) l'intégration de ces effets dans le calcul du score environnemental global, et particulièrement le poids qui leur est donné par rapport aux autres impacts environnementaux (climat, eutrophisation...).

Graphique 1



On le verra, l'idée générale qui se dégage de l'analyse du CS est que l'enjeu majeur pour la prise en compte de la biodiversité dans l'affichage est moins dans les variables à prendre en compte et l'amplitude de leurs effets (points 1 et 2), sur lesquels un consensus nous paraît possible, que sur le poids à donner à cet impact dans le calcul du score environnemental (point 3). C'est la raison pour laquelle cette note porte une attention particulière au mode de construction du score, et pas uniquement aux variables relatives à la biodiversité locale.

2. Le BVI : avantages et limites

2.1. Le calcul du BVI

De façon générale, le BVI est un indicateur ACV additionnel (17^{ème}), de valeur positive et d'autant plus élevée que l'on s'éloigne d'une situation de référence considérée comme étant la plus favorable sur le plan de la biodiversité. Le BVI est donc borné à zéro : on ne peut pas faire mieux que ce système jugé le plus favorable. Il s'inscrit dans une logique additive et s'ajoute aux autres indicateurs ACV pour le calcul du score environnemental, modulo le poids qui lui est affecté. Dans la proposition du MTECT/Ademe en juillet 2023, ce poids est de 12,5%.

Dans sa version initiale, le BVI inclut une liste de variables très large (13 critères (comme le nombre d'espèces herbacées ou le ratio lisier sur fumier) regroupés en cinq catégories : diversité de plantes herbacées, diversité de structure, conservation du sol, fertilisation et protection des cultures).

On peut considérer que ces variables permettent de couvrir une large gamme de facteurs, liés aux pratiques agricoles et aux conditions de production, qui déterminent les impacts en matière de biodiversité. L'effet de l'usage des pesticides sur la biodiversité est clairement démontré (Beaumelle et al., 2022 ; Froger et al., 2023). Pour d'autres pratiques agricoles (fertilisation, irrigation, travail du sol), les recherches sur les liens entre ces pratiques et la biodiversité sont récentes. Il existe encore des controverses. C'est sur les connaissances disponibles en agronomie et écologie qu'il faut s'appuyer, par exemple au sein du GT Ecologues. De la même façon, la définition de la situation de référence peut porter à débats. Dans la proposition actuelle, elle est définie comme étant la forêt naturelle ce qui a

une certaine cohérence : la forêt est à la fois l'écosystème natif sur l'essentiel du territoire français et celui qui abrite le plus d'espèces d'après l'IPBES. Cette définition correspond aussi au sens intuitif de la biodiversité dont l'érosion préoccupe les écologues. Toutefois, cette définition n'est pas consensuelle : un paysage agricole diversifié (avec des forêts, des cultures, des prairies, des haies...) peut contenir davantage d'espèces, en cumulant des espèces spécialistes des milieux ouverts avec des espèces spécialistes des milieux fermés (γ -biodiversité). Cette alternative a le mérite d'être plus objective en comptant les espèces, mais c'est aux dépens d'un éloignement au sens intuitif de la biodiversité comme l'illustre le paradoxe de l'hectare de maïs au milieu de l'Amazonie : cet hectare de maïs augmente objectivement la γ -biodiversité à l'échelle du paysage, mais son implantation est l'exact opposé d'une mesure de lutte contre l'érosion de la biodiversité.

L'opérationnalisation de la démarche, et en particulier la possibilité de mobiliser des données pour la mise en œuvre en affichage de niveau I (à partir d'AGB), ont conduit à réduire cette liste de critères à trois variables liées à l'intensité de la production :

- Les quantités d'engrais utilisées (en kg d'azote par ha),
- Les émissions de pesticides dans l'environnement (via l'écotoxicité)
- L'intensité du travail du sol (proxy=heure de travail).

Les effets de ces variables sont modulés par la prise en compte de la biodiversité observée dans les grandes écorégions, zones géographiques dans lesquelles se déroule la production.

2.2. Le BVI est-il redondant avec les autres indicateurs ACV ?

L'un des grands principes lors d'une évaluation multicritère est de minimiser les redondances et doubles comptes d'informations. En ACV, les indicateurs d'impact sont supposés rendre compte d'impacts environnementaux indépendants. Ils peuvent être corrélés, mais ne doivent pas être redondants.

Qu'entend-on par « redondances » ?

Dans un cadre ACV, les impacts peuvent être corrélés et une substance émise dans l'environnement peut entraîner plusieurs types d'impacts environnementaux. Il faut cependant éviter les redondances d'impacts afin d'éviter de compter plusieurs fois le même phénomène. Un même phénomène (l'émission d'un polluant, par exemple) peut agir sur deux impacts environnementaux de façon indépendante : par exemple pour un composé azoté, générer des émissions d'ammoniaque va jouer sur l'indicateur d'acidification des milieux, et affecter la qualité de l'eau, ce qui va jouer sur l'eutrophisation. Ceci contribuera à l'existence d'une corrélation entre acidification et eutrophisation, qui est acceptable, car les impacts sont, eux, indépendants. Par contre, on ne peut pas considérer l'indicateur acidification comme cause de l'eutrophisation, ce sont des impacts qui ont lieu en parallèle et non en cascade. C'est au regard de cette distinction qu'on discute ici des redondances entre BVI et aux indicateurs ACV.

Le BVI est-il redondant avec l'écotoxicologie aquatique ?

De par son calcul, le BVI fait appel à l'écotoxicologie aquatique, comme proxy de l'usage des pesticides. Formellement, il n'est donc pas un impact ACV, car par définition les impacts ACV sont indépendants et l'écotoxicologie aquatique se retrouve donc présente deux fois dans le score final, directement comme impact et via le BVI. Il peut cependant être assimilé à un impact ACV de par ses autres caractéristiques. L'écotoxicologie aquatique n'est qu'un des critères du BVI, cette redondance n'est que partielle. D'un point de vue factuel, sur les 560 produits, le R^2 dans l'espace log entre le BVI et l'écotoxicologie eau douce est de 0,49. L'information est donc différente, même si conceptuellement ce double comptage n'est pas souhaitable.

Le BVI est-il redondant avec LANCA (l'usage des terres dans la méthode EF) ?

LANCA est dédié à l'évaluation des modifications de la qualité des sols et l'état du sol a un lien avec la biodiversité observée dans les parcelles. Il peut donc y avoir une redondance entre LANCA et le BVI. Le R^2 dans l'espace log entre le BVI et LANCA est ici de 0,76. L'information est donc partiellement différente, bien que plus corrélée que pour l'écotoxicologie aquatique. Ce résultat est attendu puisque le BVI et LANCA utilisent les mêmes données d'inventaire, les surfaces utilisées, et décrivent les mêmes occupations (prairie, culture annuelle, culture pérenne...). Certaines des limites de l'utilisation de LANCA sont qu'aujourd'hui les inventaires Agribalyse (1) ne spécifient pas la plupart du temps si l'usage des terres pour un type donné (prairie, culture annuelle, etc...) est intensif ou extensif et que (2) la spatialisation de LANCA n'est, elle non plus, pas implémentée. Le BVI, en spatialisant et intégrant le niveau d'intensité de l'usage des terres, apporte donc un complément d'information, qui n'est pas actuellement inclus dans LANCA. Les conséquences de la redondance seraient probablement plus marquées si LANCA était utilisé avec les intensités et la spatialisation, ce que ne permettent pas les données AGB actuellement.

Le BVI est-il redondant avec les indicateurs liés à l'azote ?

Le BVI utilise les quantités d'engrais azotés comme données d'entrée. Ceci permet d'introduire dans le calcul une intensité de fertilisation (kgN/ha). La justification de ce critère peut être liée aux conséquences des fuites azotées dans l'environnement et à ce titre, le BVI présente une redondance avec les indicateurs d'eutrophisation et d'acidification. Les R^2 dans l'espace log sont respectivement de 0,49, 0,51, 0,54 et 0,58 pour l'acidification et les eutrophisations eau douce, terrestre et marine respectivement. Ici encore, la redondance reste partielle. Contrairement aux résultats de ces impacts, le BVI n'utilise que la quantité totale d'azote, sans représenter les processus d'émission dans l'environnement, de devenir dans les différents compartiments de l'environnement et d'effet sur la biodiversité. On peut considérer qu'il n'y a pas de véritable redondance.

2.3. Le BVI doit-il être inclus dans le calcul du score environnemental ?

Le BVI présente certaines faiblesses. Ce n'est pas le type d'approche privilégiée aujourd'hui dans la communauté ACV et ce n'était pas la recommandation initiale du CS. Il soulève, en effet, un problème lié à l'hétérogénéité avec les autres facteurs associés à la biodiversité incluses dans l'ACV, qui ne sont pas posées en termes de distance à une situation de référence jugée « naturelle », mais en termes d'impacts (perte d'abondance ou nombre d'espèces qui disparaissent). Il est possible néanmoins de l'intégrer via la démarche de normalisation-pondération.

Le BVI soulève, par ailleurs, des débats quant à la définition de la situation de référence considérée à plus haut niveau de naturalité. En outre, la réduction du nombre des critères utilisés, par rapport au périmètre du BVI initial, dégrade nécessairement la qualité de l'indicateur.

D'un autre côté, si par sa construction le BVI présente des redondances par rapport aux autres impacts ACV présents dans la méthode EF, celles-ci restent quand même limitées. Le BVI permet de décrire des effets qui, au moins pour partie, ne sont pas déjà pris en compte par les autres indicateurs d'impacts. En outre, le BVI a une dimension pédagogique, mettant en perspective niveau d'intensification/surface utilisée/localisation, et éclairant ainsi le débat *land sharing/land sparing*.

Enfin, le BVI fournit une solution rapidement opérationnelle pour intégrer, comme le notent MTECT/Ademe, « plusieurs dimensions majeures de pression sur la biodiversité et manquantes dans le PEF et cela en phase avec les recommandations de l'IPBES et de la Stratégie Nationale Biodiversité ».

On peut recommander à terme plusieurs améliorations de cet indicateur comme, par exemple : la prise en compte d'infrastructures agroécologiques (haies, bandes enherbées, mares, ...); la prise en compte de la taille des parcelles; la prise en compte de la diversité rotationnelle... Mais étant donné

le temps imparti et les données disponibles, l'utilisation du BVI simplifié dans l'affichage environnemental peut être une solution didactique (et provisoire) pour être utilisée en l'état dans une première version de l'affichage.

Au regard des enjeux européens, l'utilisation du BVI permettrait d'afficher une position claire quant à l'importance d'intégrer, le plus vite possible, les dimensions liées à la biodiversité locale dans les débats à venir, y compris vis-à-vis de la communauté internationale ACV et des décideurs publics. Il s'agirait là d'une solution provisoire, qui permettrait de rendre visibles ces dimensions dans un cadre ACV, en attendant une version plus élaborée du BVI ou la disponibilité d'une solution plus cohérente sur le plan conceptuel avec le reste de la démarche.

Avant de conclure sur l'utilisation du BVI, il faut cependant examiner son rôle et sa cohérence avec les compléments/bonus proposés par MTECT/Ademe, dans la mesure où les variables prises en compte peuvent se recouper avec celles de ces compléments/bonus.

3. Compléments externes à l'ACV : avantages et limites

3.1. Le calcul basé sur les compléments/bonus

Le MTECT/Ademe proposent de calculer, en dehors du cadre ACV, une valeur qui exprime des « bénéfiques » associés à différents systèmes de pratiques agricoles et à l'organisation spatiale de la production. Les variables prises en compte portent sur la présence d'infrastructures agroécologiques, la structuration du paysage agricole et la diversité des productions dans le territoire. La différence majeure avec le BVI (et avec tous les indicateurs ACV) est que la démarche consiste à calculer une valeur qui est négative et, pour l'obtention du score environnemental final, retranchée à la somme de tous les autres impacts ACV. Mathématiquement, c'est donc exactement pareil qu'un indicateur ACV additionnel, dont la valeur serait négative, et d'une amplitude d'autant plus grande que les pratiques sont favorables à la biodiversité (c'est pour cela que, formellement, l'impact environnemental en question est présenté comme un bénéfice). Avoir un indicateur négatif n'est cependant pas compatible avec le processus d'agrégation par normalisation-pondération.

Cette valeur est donc soustraite au score global. Elle est obtenue par l'addition des compléments retenus (Haie, autres IAE, Prairie, Diversité agricole, Equilibre territorial), au prorata de leurs poids respectifs. Chaque complément (b) est calculé à partir de la surface agricole mobilisée par le produit (s_p) qui est multipliée par deux facteurs. Le premier (c) fixe l'amplitude maximale de ce complément sur le score environnemental total utilisé pour l'affichage. Le second (x_p) est une modulation liée au mode de production du produit (entre 0 pour aucun avantage et 1 pour l'avantage maximal) :

$$b = -s_p \times c \times x_p$$

En pratique, les fonctions-réponses reliant un niveau de biodiversité à cinq indicateurs (Haie, autres IAE, Prairie, Diversité agricole, Equilibre territorial) sont calibrées à dire d'experts, ainsi que le poids relatif de chacun d'entre eux.

Le paramètre c, qui sert à cadrer l'amplitude des effets, relève de choix politiques, pas d'arguments scientifiques. La décote (x_p), modulée entre 0 et 1 selon les pratiques, distingue conventionnel et bio. Dans la version mi-2023, il est posé que les bénéfiques du bio sont cinq fois plus élevés que ceux du conventionnel (ou que les dommages du bio sont cinq fois inférieurs à ceux du conventionnel). Ces éléments doivent être confirmés par le GT Ecologie.

3.2. Quel est le rôle des compléments/bonus ?

La démarche proposée pose deux types de questions :

a) *Au titre de quels impacts environnementaux ces compléments/bonus sont-ils introduits ?*

L'argumentation du MTECT/Ademe porte sur l'existence de bénéfices associés aux pratiques agricoles et à l'organisation spatiale de la production en matière de biodiversité et de services écosystémiques. Sans entrer ici dans les débats sur la définition des services écosystémiques, on peut noter que toutes les fonctions-réponses utilisées dans la démarche concernent la relation entre un indicateur (présence de haies, d'infrastructures agroécologiques, territoire plus ou moins diversifié...) et un état de richesse de la biodiversité. Même si l'argument met en avant une approche en termes de bénéfices, on est ici sur une même catégorie d'impact que celle que l'on cherche à capter par le BVI. La justification des compléments/bonus paraît ainsi plus fondée sur l'objectif d'élargir le nombre de variables prises en compte - en fait compléter le BVI - que sur l'objectif d'introduire une évaluation en termes de bénéfices¹⁴ (qui sont identiques à des dommages négatifs).

Il faut alors se poser la question du double-emploi avec le BVI. Pour l'essentiel, les variables prises en compte dans les compléments ne sont pas redondantes avec celles incluses dans le BVI (réduit), à l'exception du critère « prairies ». Comparées aux terres arables, les prairies ont un impact positif reconnu sur la biodiversité, et les services écosystémiques associés comme la pollinisation ou le contrôle biologique, bien que la quantification précise de cet impact reste un domaine sous-étudié (Bengtsson et al., 2019). Cette plus-value par rapport aux terres arables est causée par deux caractéristiques (Schils et al., 2022) : l'état de l'usage de la terre prairial, intrinsèquement associé à une diversité d'herbacées et à une couverture plus longue du sol, et l'intensité de l'usage, les prairies étant généralement associées à des labours moins fréquents et à de moindres apports d'engrais et de pesticides.

Ces deux caractéristiques – état prairial et moindre intensité d'usage – sont déjà prises en compte par la méthode BVI, même simplifiée¹⁵ (ainsi que dans LANCA). Comme il n'y a pas d'autre caractéristique des prairies qui amènerait à une plus grande biodiversité, l'ajout d'un bonus « prairies » au score BVI soulève une difficulté. Pour éviter un double-compte, il serait possible de ne pas inclure les prairies dans les « indicateurs complémentaires » servant à calculer le bonus. C'est la solution la plus simple si le BVI est conservé. Si, pour les besoins de « communication », il s'avérait judicieux d'inclure les prairies dans les « indicateurs complémentaires » servant à calculer le bonus, une alternative pourrait être envisagée. Il faudrait alors calculer un BVI sur la seule base des pratiques (et éventuellement des écozones). Concrètement, cela reviendrait à abaisser le niveau d'hémérobie moyen des prairies à celui des cultures, de manière à ce que la gamme de BVI des prairies soit théoriquement la même que celle des cultures, et que la valeur effective dépende uniquement de l'intensité des pratiques (fertilisation, pesticides et labour). On pourrait alors ajouter un bonus à ce BVI corrigé sur la base de la part de prairies dans les types de terres utilisées, sans compter deux fois le bénéfice d'un « état prairial » relativement à un « état arable ».

4. Comment les effets des variables considérés doivent-ils être intégrés dans le calcul du score final ?

Si l'on admet, comme tendent à le suggérer les variables utilisées dans les compléments, que ceux-ci adressent le même type d'impact que le BVI, alors les compléments doivent venir moduler celui-ci. Comme les compléments s'expriment in fine par une valeur négative ajoutée aux valeurs positives des autres impacts environnementaux, cette valeur négative pourrait être telle qu'elle fait plus que

¹⁴ On peut noter que considérer que plus de haies induit un plus grand « bénéfice » en matière de biodiversité, n'est pas très différent de considérer moins de haies génère un plus grand « dommage ».

¹⁵ La note de l'ADEME illustre très bien cette prise en compte, le bœuf ultra-extensif sur prairie quasi-naturelle ayant un impact infime, et très inférieur au poulet (Tableau 2 de la note).

compenser le BVI, et donc possiblement se traduire par un BVI négatif, une fois le bonus pris en compte. Ceci soulève la question de la cohérence avec la définition du BVI, puisque dans ce cas, cela voudrait dire que le système de pratiques considéré est meilleur que la situation de référence supposée avoir le plus haut niveau de naturalité. Cela reviendrait à dire qu'un agrosystème, pourvu qu'il ait beaucoup de haies, d'infrastructures agroécologiques, etc. peut être meilleur pour la biodiversité qu'un écosystème naturel. Cette vision est parfois défendue mais elle génère des paradoxes et n'est pas cohérente avec le sens communément donné à « érosion de la biodiversité » (voir plus haut).

Si l'on admet que le zéro du BVI est dans bien calé (encore une fois, ceci peut porter à controverses), les bonus liés aux indicateurs complémentaires ne sauraient faire mieux que de ramener l'impact biodiversité – c'est-à-dire le score BVI – à zéro. Dans l'hypothèse de l'utilisation simultanée du BVI et des compléments/bonus, il serait donc plus cohérent que les compléments permettent de baisser de X % le score BVI. Il n'y a pas de manière simple et objective de déterminer la valeur de X, hormis de dire qu'elle est nécessairement inférieure à 100 % pour les raisons évoquées ci-dessus. Le choix d'une valeur de 50 % semblerait possible, suivant le raisonnement qu'un champ conventionnel avec le maximum de bonus (petite taille, bordé de haies, etc.) sera au mieux à mi-chemin, en termes d'impact sur la biodiversité, entre un écosystème naturel et un champ conventionnel sans infrastructures agroécologiques. Cette manière d'articuler BVI et compléments aurait cependant comme conséquence de réduire le poids des variables considérées dans les compléments : celles-ci pèseraient moins, en effet, dans le calcul du score que si elles sont introduites par le biais d'un bonus externe.

Par ailleurs, il faut avoir conscience que, parce que certains facteurs d'impacts sont inclus par le BVI et d'autres par les compléments, on crée une possible distorsion entre facteurs d'impacts. Par exemple, les impacts des pesticides sur la biodiversité, inclus dans le BVI et l'ACV, pèsent moins que les haies incluses dans les compléments. Le mode de construction du score a ainsi un effet (implicite) sur le poids relatif des critères pris en compte dans le BVI. Les pesticides auraient un poids plus important s'ils étaient inclus dans les compléments. Il faut s'assurer que la répartition des variables prises en compte entre BVI et compléments est cohérente avec ce que l'on sait sur le plan scientifique de leurs poids relatifs en matière d'impact sur la biodiversité.

4.1. Effets des compléments sur le classement des produits

Ainsi, si l'on admet que les compléments adressent le type même d'impacts que le BVI, et que la situation de référence retenue est bien le mieux que l'on puisse faire en matière de biodiversité, alors on dispose d'une règle de cohérence pour les borner : ne pas rendre le BVI négatif.

Dans l'hypothèse où MTECT/Ademe souhaiteraient intégrer des compléments portant sur d'autres impacts que le BVI, ou maintenir pour des raisons de « communication », un complément plus élevé que le BVI, il faudrait discuter des règles à se donner pour cadrer leurs effets. De notre point de vue, dès lors que l'on s'engage dans cette voie, il est difficile de définir des règles *a priori* de cohérence interne, car tout est (mathématiquement) possible. On ne peut alors discuter de la pertinence des correctifs qu'en relation avec leurs impacts sur le classement des produits et les pondérations qu'elles expriment, tant pour s'assurer le plus possible de leur compatibilité avec des résultats plus généraux de la littérature sur les transitions alimentaires, que pour être transparent sur les éventuels choix politiques sous-jacents.

Le Graphique 1a montre la corrélation entre le score EF et le score EF modifié par le BVI et les compléments/bonus sur une échelle log pour l'ensemble des produits de la base de données 560 aliments (voir section 3). La corrélation est forte, suggérant que les modifications apportées au score PEF ne modifient pas significativement la distribution des impacts sur l'ensemble des catégories. Le graphique 1b considère les mêmes variables, mais sur une échelle linéaire, en distinguant bio et non bio, et en se focalisant sur les produits dont le PEF initial est inférieur à 4. Le graphique montre que les correctifs apportés au score PEF affectent la position relative du bio par rapport au conventionnel,

et donc les positions relatives de ces deux types de produits au sein des catégories. Le tableau I donne le pourcentage de réduction du score PEF des produits bio, induite par les compléments/bonus, pour deux valeurs de « bonification ».

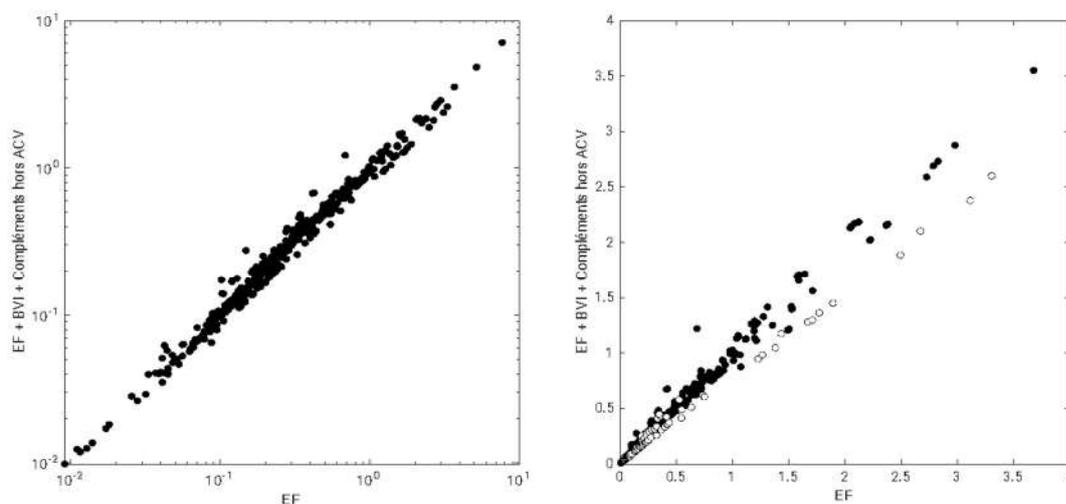


Figure 1 Graphiques 1a et 1b. Distribution des scores PEF et PEF corrigé (PEF+BVI+compléments) dans la base de données des 560 aliments (Les valeurs utilisées sont celles fournies par MTE/Ademe en juillet 2023)

Graphique 1a. Echelle log, tous les produits

Graphique 1b. Echelle linéaire, distinction bio (blanc)/non bio (noir), produits avec score PEF <4

Tableau I Réduction du score environnemental (par rapport au score PEF) pour divers produits bio et pour deux niveaux de « bonification » (actuelle et doublée) (Base 560 produits, données juillet 2023)

Produit	Complément (bonification actuelle)	Complément (bonification doublée)
Farine de blé	-24%	-49%
Steak blé et soja	-19%	-39%
Biscottes au froment	-18%	-35%
Beurre demi-sel	-18%	-35%
Jambon sec	-17%	-34%
Lardons fumés	-17%	-34%
Côte de porc échine	-17%	-34%
Steak (rumsteck ou faux-filet)	-17%	-34%
Steak haché frais 5% MG	-17%	-34%
Saucisse porc	-17%	-34%
Saucisse knack porc	-17%	-33%
Jambon sans couenne	-17%	-33%
Ravioli bœuf	-16%	-32%
Beurre doux	-15%	-31%
Fromage à tartiner nature	-15%	-30%
Pâte feuilletée pur beurre	-15%	-30%
Camembert	-15%	-30%
Emmental râpé	-15%	-30%

Produit	Complément (bonification actuelle)	Complément (bonification doublée)
Fromage en tranches type Gouda	-15%	-29%
Comté	-15%	-29%
Pizza 4 fromages surgelé	-14%	-29%
Steak aromatisé à la tomate	-14%	-28%
Filet de poulet blanc	-14%	-28%
Brioche tranchée	-14%	-27%
Œufs	-14%	-27%
Ravioli ricotta épinard	-14%	-27%
Cordons bleu	-14%	-27%
Ravioli aux légumes soleil (aubergine/poivrons)	-13%	-26%
Lasagnes bolognaise	-13%	-26%
Lait demi-écrémé pasteurisé	-13%	-26%
Yaourt nature brassé	-13%	-25%
Biscuits Petit Beurre	-13%	-25%
Vin rosé	-12%	-25%
Pain de mie	-12%	-24%
Galette	-12%	-23%
Pain de mie complet	-12%	-23%
Pâtes Penne rigate	-11%	-23%
Crème fraîche épaisse	-11%	-22%
Pizza royale fraîche	-11%	-22%
Pains au lait	-11%	-22%
Boisson au soja nature	-11%	-22%
Fromage blanc pot	-11%	-21%
Biscuits au chocolat	-11%	-21%
Cake nature	-10%	-19%
Barres céréales au chocolat	-9%	-18%
Vin rouge	-9%	-18%
Glace vanille	-8%	-16%
Pêche blanche	-8%	-15%
Melon	-7%	-15%
Pomme Royal gala	-7%	-15%
Yaourt fraise	-7%	-14%
Poire	-6%	-13%
Spécialité soja chocolat	-6%	-13%
Lentilles vertes	-5%	-10%
Soupe 7/8 légumes	-5%	-10%
Jus de pomme, pur jus	-5%	-9%
Spécialité soja nature	-5%	-9%
Choux fleurs surgelés	-4%	-9%
Compote fraîche pomme	-4%	-8%
Buche de chèvre	-4%	-8%

Produit	Complément (bonification actuelle)	Complément (bonification doublée)
Sachet de carottes	-3%	-6%
Ratatouille	-3%	-6%
Soupe à la tomate	-2%	-5%
Sauce provençale	-2%	-5%
Petit pois	-2%	-4%
Soupe potiron	-2%	-3%
Conserve haricot vert extra-fins	-1%	-3%
Ketchup	0%	-1%
Tomate ronde	0%	-1%
Riz Basmati	0%	0%

Ces correctifs se traduisent par une amélioration du classement des produits bio, avec un gain dans les classements dans la base de données de 560 aliments, compris entre 10 et 30 places avec le bonus actuel et 20 et 60 places avec un bonus doublé. L'effet de réduction du score des produits bio est surtout pour les produits animaux, ou avec céréales ; moins pour fruits et légumes.

4.2. Des pondérations implicites

La question de la biodiversité « locale » est un des sujets sur lesquels se cristallisent de fortes oppositions dans le débat public, au titre que sa non prise en compte pénaliserait les systèmes extensifs, agroécologiques et bio. Ce que ces controverses expriment, c'est moins, selon nous, un désaccord sur les phénomènes à prendre en compte dans l'évaluation environnementale (par exemple, les variables considérées pour évaluer les impacts sur la biodiversité locale) qu'un débat sur les poids à accorder aux différents impacts environnementaux. Ce débat doit être transparent, la question étant de savoir si les choix de pondération en question peuvent être totalement ouverts (tout est possible) ou, dans une certaine mesure, bornés ou guidés par des arguments, environnementaux ou non.

Pour cette raison, l'enjeu majeur est au moins autant, si ce n'est plus, dans le mode de construction du score environnemental, que dans la liste des variables utilisées pour le calculer (au fond la liste des variables liées aux pratiques agricoles et à l'organisation spatiale de la production, qui affectent la biodiversité locale, malgré un certain nombre de controverses, doit pouvoir faire consensus).

Comme mentionné plus haut, l'utilisation de compléments/bonus vise à modifier le score initial utilisé, et la pertinence de ces modifications doit être discutée au regard de la compatibilité de la métrique proposée, et ce qu'elle conduit à signaler aux consommateurs, avec les résultats de travaux plus généraux sur les transitions alimentaires ; et du poids accordé aux compléments par rapport à la base ACV. On revient sur ces différents points dans l'annexe II de ce rapport.

5. Synthèse

La question de la biodiversité locale est un des sujets sur lesquels se cristallisent de fortes oppositions dans le débat public, au titre que certains avantages des systèmes extensifs, agroécologiques et bio à ne seraient pas pris en compte. Ceci pouvant affecter significativement le calcul des impacts environnementaux et, de ce fait, la hiérarchisation des produits et des modes de production, il est légitime d'essayer de l'intégrer dans la démarche à mettre en place pour l'affichage. Cette position largement partagée, y compris au sein de la communauté scientifique ACV (Boschiero et al. 2023), vise en particulier à mieux tenir compte du niveau d'intensité des pratiques et de l'organisation spatiale de la production dans les performances environnementales (pressions et intensification, pratiques culturelles, contexte territorial, infrastructures agroécologiques...).

Dans cette perspective, le CS met en avant les points suivants :

- Parmi les différentes options, l'ajout d'un indicateur additionnel en vue de capter ces effets dans le cadre ACV est une solution possible. L'intérêt de choisir, dans cette optique, le BVI peut être discuté (contre : redondance partielle avec d'autres indicateurs ACV ; reconnaissance scientifique limitée ; enjeu de cohérence conceptuelle avec les autres indicateurs ACV ; incomplétude du BVI « réduit » / Pour : déjà opérationnel ; compréhensible par les parties prenantes ; exprime clairement les arbitrages surfaces utilisées - intensification - localisation de la production).
- On peut recommander à terme plusieurs améliorations de cet indicateur comme, par exemple, la prise en compte des infrastructures agroécologiques, de la taille des parcelles, de la diversité rotationnelle... Mais étant donné le temps imparti et les données disponibles, l'utilisation du BVI simplifié peut être une solution, facile à expliquer, pour être utilisée en l'état dans une première version de l'affichage. Malgré certaines faiblesses, le BVI fournit une solution opérationnelle pour intégrer des éléments relatifs à la biodiversité, non encore pris en compte. En outre, au regard des débats à venir au niveau européen, l'utilisation du BVI permettrait d'affirmer une position claire quant à l'importance d'intégrer, le plus vite possible, ces dimensions liées à la biodiversité locale, tant vis-à-vis de la communauté internationale ACV que des décideurs publics.
- A ce jour, MTECT/Ademe proposent d'inclure dans le calcul du score environnemental, en sus du BVI, des compléments ajoutés en dehors du cadre ACV. Ceci soulève la question du rôle de ces compléments dans l'affichage et des modalités de leur articulation avec le BVI dans la construction du score.
- La liste des indicateurs proposés actuellement pour le calcul des compléments paraît pertinente, même si des débats existent quant à l'amplitude des impacts sur la biodiversité de certaines des pratiques agricoles considérées. Nous laissons les experts écologues et agronomes confirmer ce point. La nature des variables (haies, diversité territoriale...) et les fonctions utilisées pour calibrer leurs effets sur la biodiversité, laissent penser que ces compléments traitent d'une catégorie d'impact assez proche de celle que le BVI cherche à décrire. Se pose alors la question d'une éventuelle redondance entre BVI et compléments. En l'état actuel des propositions, la redondance paraît limitée à l'indicateur « prairies », présent à la fois dans le BVI et dans les compléments. Il faudrait donc retirer la composante « prairie » soit des compléments, soit du BVI.
- L'intégration de ces compléments revient à calculer une valeur qui est retranchée au score ACV. Ceci soulève une difficulté si compléments et BVI portent sur le même impact. Le BVI, en effet, prend une valeur supérieure à 0, d'autant plus petite que les conditions de production sont proches d'une situation de référence jugée comme étant la plus favorable à la biodiversité. Si les compléments étaient d'une amplitude plus élevée que le BVI, on se trouverait dans une situation dans laquelle on fait mieux en biodiversité que le système de référence jugé le plus favorable (de fait, le BVI serait négatif), ce qui serait contradictoire conceptuellement avec la définition du BVI, et plus largement à la compréhension commune des déterminants de l'érosion de la biodiversité au sens de l'IPBES. Si le choix est fait d'inclure des compléments pour enrichir l'évaluation portée par le BVI, la solution la plus cohérente serait de réduire le BVI d'un pourcentage à définir, cette décote pouvant au maximum amener le BVI à zéro. Ce faisant, le poids des variables utilisées dans les compléments serait nécessairement plus faible dans le calcul du score total que l'approche proposée par MTECT/Ademe.
- Si l'on admet que BVI et compléments portent sur le même impact, faut-il intégrer l'une ou l'autre, ou les deux, démarche(s) dans l'affichage environnemental ? Il nous semble qu'en toute hypothèse, et même si les compléments s'imposent à MTECT/Ademe pour des raisons de « communication », le BVI pourrait être conservé pour les deux raisons déjà mentionnées : (i)

les variables considérées ne sont pas redondantes (à l'exception des prairies) ; (ii) sur le plan stratégique, c'est une façon de prendre position en faveur d'un développement rapide de méthodologies robustes intégrant de façon plus complète les enjeux liés à la biodiversité dans l'ACV. A minima cependant, il faudrait vraiment s'assurer que ce faisant, on n'introduit pas de distorsions quant aux effets des différentes variables considérées, car le choix de faire passer les variables par l'une ou l'autre de ces deux démarches n'est pas neutre. Par exemple, les compléments ayant plus de poids dans le calcul du score final, la variable « prairies » aura plus de poids en étant utilisée dans les compléments plutôt que dans le BVI. Il est donc important de vérifier que la hiérarchie des impacts sur la biodiversité selon les variables considérées, n'est pas altérée par la façon de répartir ces variables entre BVI et compléments, et reste conforme aux connaissances disponibles. Il serait ainsi gênant que la variable « pesticides », dont les effets sur la perte de biodiversité sont clairement démontrés, pèse moins sur le score final, parce qu'elle est déjà introduite via le BVI et dans le cadre ACV, que d'autres variables introduites via les compléments, et ayant des impacts sur la biodiversité de moindre amplitude.

- Dès lors que MTECT/Ademe opteraient pour l'introduction de compléments, soit parce qu'il s'agit d'un autre impact que celui adressé par le BVI, soit pour donner plus de poids à certaines variables que via le BVI, alors se poserait la question de leur calibration et de la façon dont ils viendraient modifier le score EF. Nous ne voyons pas de bases conceptuelles/théoriques pour cadrer l'impact de ces compléments sur le calcul du score. Fondamentalement, la pertinence des modifications introduites par les compléments doit, alors, être discutée au regard de (i) la compatibilité des évaluations des produits qui en découlent, avec les résultats de travaux plus généraux sur les transitions alimentaires ; (ii) le poids accordé aux compléments, qui doit rester transparent et cohérent avec l'importance que collectivité veut accorder à l'impact biodiversité relativement aux autres impacts environnementaux.; (iii) des possibles effets négatifs des signaux envoyés aux consommateurs sur le plan environnemental (par exemple, un bonus à la biodiversité locale ne doit pas se traduire par un risque d'augmentation des GES).
- Pour les valeurs de paramètres retenues à ce stade par le MTECT/Ademe, l'inclusion des compléments a de faibles effets sur la distribution globale des impacts sur l'ensemble des produits, et la corrélation entre le score PEF et le score modifié est forte. La position relative des diverses catégories de produits entre elles est donc peu affectée. Par contre, les effets sont plus nets sur la variabilité des impacts intra-catégories d'aliments, en faveur des produits bio, et particulièrement des produits animaux bio. L'analyse de la compatibilité du classement des produits, qui résulte de la méthodologie proposée par le MTECT/Ademe, avec la littérature sur les transitions alimentaires reste à approfondir.

ANNEXE II.

Indicateurs, compléments et classement des produits

Dans son premier rapport (2021), le CS avait fait des recommandations méthodologiques pour mieux prendre en compte les critères de toxicité et de biodiversité (voir section 2). Par ailleurs, certaines recommandations portaient sur l'amélioration des bases de données pour l'évaluation environnementale par l'ACV, et particulièrement la base Agribalyse (AGB). Celles-ci visaient à accroître la fiabilité des données d'impacts par une meilleure caractérisation de certains systèmes de production, et l'intégration d'éléments non encore bien documentés, comme le stockage de carbone dans les sols (à partir de l'étude 4/1000), ou des éléments relatifs au critère de toxicité.

Ces améliorations ont été conduites, pour l'essentiel au sein du GT Algorithme, auquel des membres du CS ont participé, et du GIS Revalim, en tirant parti des remontées des filières et des instituts techniques sur les corrections à apporter à la base AGB. En parallèle, des travaux conduits par des instituts techniques (IFIP, ATLA...), ou encore par des acteurs comme FoodPilot, permettent de décrire de façon plus précise les systèmes de production et leurs impacts environnementaux, et en particulier leur variabilité selon les modes de production et de transformation, ou encore l'origine des produits, préparant ainsi un affichage plus précis de niveau 2. Une réelle dynamique d'amélioration des bases de données requises pour la mise en place de l'affichage nous paraît donc être en place.

Au-delà de ces éléments relatifs au cadre ACV, un élément important des débats concerne l'utilisation, en sus des évaluations basées sur l'ACV, d'éléments qui viendraient s'y ajouter (compléments, bonus/malus) de façon à les compléter/corriger. Dans cette hypothèse, le calcul du score environnemental agrégerait ainsi des éléments établis dans, et en dehors, du formalisme ACV. Les scores proposés par différents types d'acteurs intègrent de tels éléments additionnels. Il en est de même de la méthode de calcul des scores retenue par le MTECT/Ademe dans la base de données de 560 aliments, qui inclut, en sus de la valeur d'impact basée sur l'ACV selon la méthode EF 3.1 des compléments pour intégrer, en particulier, des effets liés à la biodiversité locale (voir Annexe I du rapport).

L'argument est en général que certains impacts environnementaux, pour lesquels les systèmes de production non conventionnels (extensifs, bio, agroécologiques...) présentent des avantages par rapport aux systèmes conventionnels, seraient mal pris en compte, ce qui pénaliserait ces systèmes non conventionnels.

De notre point de vue, il nous paraît important de distinguer deux sujets :

- La caractérisation des facteurs impacts qui « manquent » et doivent être mieux pris en compte, ainsi que leur amplitude. Sur ce plan, ce sont les connaissances et l'expertise disponibles qui doivent être mobilisées. Même s'il existe des controverses scientifiques, il nous semble qu'il est possible d'obtenir un certain consensus sur ce point. Les variables discutées, par exemple, dans le GT Ecologues semblent pouvoir obtenir l'adhésion des experts du sujet.
- La façon d'inclure ces impacts additionnels dans le calcul du score environnemental. La question est ici de savoir comment intégrer ces éléments dans le calcul du score environnemental final.

Ce mode de calcul du score environnemental joue un rôle clé dans l'affichage. Il doit être établi de façon rigoureuse car il peut affecter de façon implicite et non transparente les résultats. L'usage des compléments hors ACV peut répondre à des enjeux méthodologiques et/ou exprimer des choix politiques. Si c'est le cas, ces choix doivent être explicités. Surtout, la multiplication des compléments soulève de forts enjeux de transparence, car elle affecte de façon implicite les pondérations attribuées aux divers impacts environnementaux. L'importance accordée au climat, à la biodiversité, aux différences impacts de pollution ou d'usage des ressources, est clairement modifiée par l'usage des compléments. Ceci doit être explicité si l'on veut rendre possible un réel débat public.

Pour étayer ce débat, le choix a été fait par le MTECT de constituer une base de données de 560 « vrais » produits alimentaires du marché de façon à évaluer les effets des choix méthodologiques sur le classement des produits. La première partie de cette annexe rend compte de ces effets, en considérant la proposition de score telle qu'elle était formulée par le MTECT en juillet 2023 (si celle-ci évolue, les évaluations devront être refaites) et avec les données telles que disponibles à cette date.

Dans la seconde partie de cette annexe, sont discutés de façon plus précise le rôle des compléments et leurs effets sur le calcul des scores environnementaux.

I. Descriptif des effets du score MTE (juillet 2023) sur le classement des produits

Dans sa version proposée en juillet 2023 par le MTECT, l'algorithme de l'affichage diffère de la méthode EF 3.1 sur plusieurs points :

- (1) Le choix des pondérations entre impacts. Les poids attribués aux indicateurs de toxicité et d'écotoxicité sont ainsi plus élevés que dans le système de pondération EF 3.1, et un poids de 12,5% est attribué à l'indicateur BVI (qui n'existe pas dans EF 3.1). Les poids des autres indicateurs sont diminués, à l'exception de celui de l'indicateur climat qui reste égal à 21,06%.
- (2) Une exclusion temporaire des impacts de toxicité humaine inorganique en raison de biais potentiels dans les données disponibles et un poids doublé pour les toxicités et l'écotoxicité des substances organiques, pour intégrer des effets additionnels potentiels.
- (3) l'intégration potentielle du BVI (décrit dans la section 2) pour tenir compte, en particulier, des effets de l'intensité des pratiques agricoles sur la biodiversité.
- (4) l'ajout de compléments (décrits dans la section 2) qui visent à intégrer des effets additionnels des pratiques et de l'organisation spatiale de la production sur la biodiversité.

La Figure ci-dessous montre les conséquences de ces modifications sur les 562¹⁶ produits de la base de test en présentant les corrélations deux à deux entre plusieurs versions du score unique d'impact : le score EF 3.1, le score EF* (score EF 3.1 modifié par le GT Algorithme), le score EF*+ BVI, le score EF*+ BVI+ compléments.

¹⁶ Cette base est ramenée à 550 produits issues d'un résultat précédent lorsque l'affichage est comparé à la méthode EF 3.1. Cette méthode n'a en effet pas été utilisée sur les 12 produits ajoutés dans un second temps.

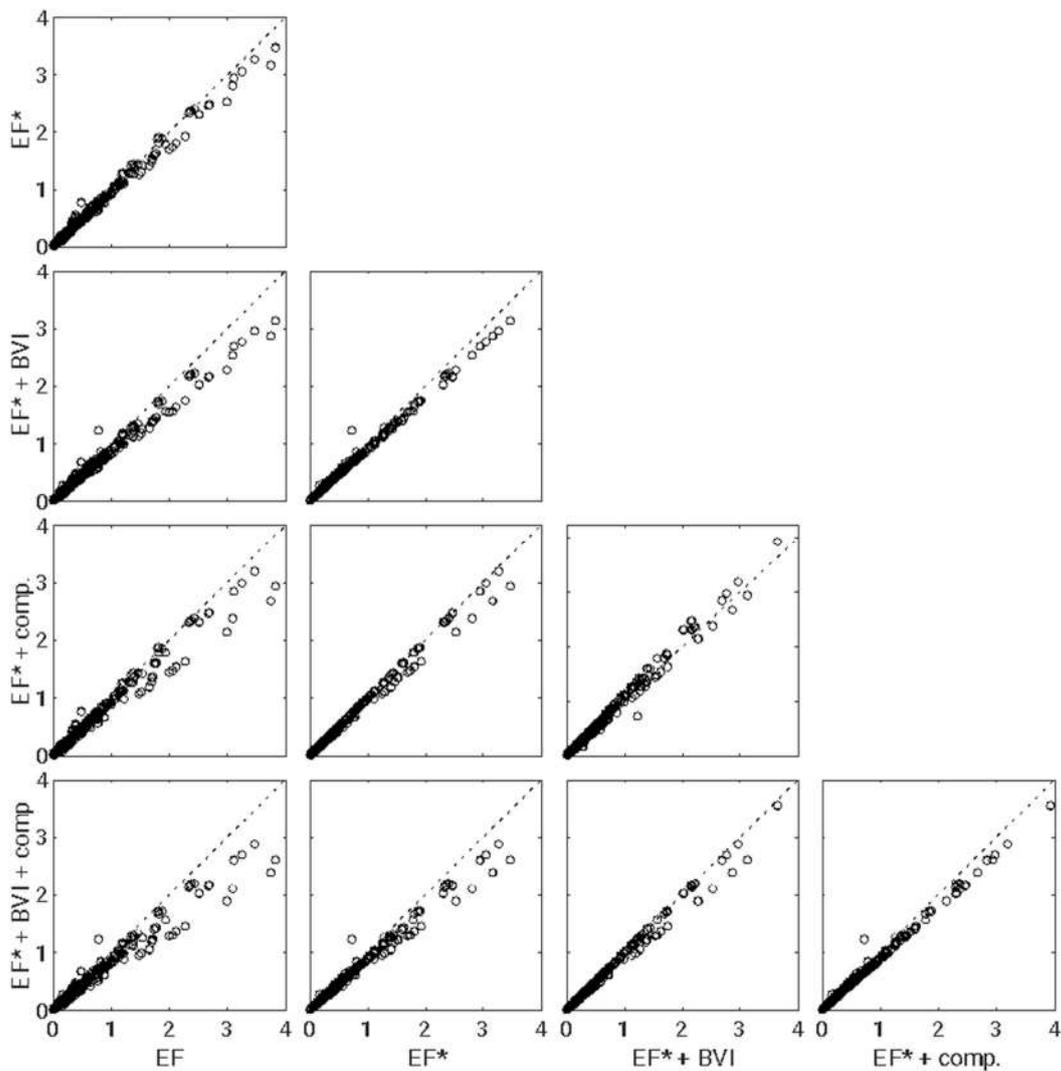


Figure 2 Corrélation entre le score unique d'impact de la méthode EF 3.1 (EF), EF 3.1 modifiée (EF*) pour l'affichage avec ou sans le BVI et avec ou sans l'ajout des compléments. Les axes sont bornés à un score de 4 pour une meilleure lecture des graphiques, en conséquence, les trois inventaires avec les plus grands impacts ne sont donc pas visibles. La même figure avec tous les points, mais en échelle log est disponible en annexe.

D'une manière générale, on observe une bonne corrélation entre les valeurs issues de l'algorithme l'affichage (EF*) et celles issues de la méthode EF 3.1, avec cependant des valeurs plus faibles pour les premières. L'intégration du BVI n'influence pas les classements des produits, à quelques exceptions près. L'ajout des compléments montre deux sous-ensembles dans les résultats (comme sur le graphe entre EF* et EF*+comp.). Ils correspondent aux produits conventionnels (plus nombreux et plus proches de la première bissectrice) et aux produits bio qui sont avantagés. Si les variations peuvent apparaître conséquentes pour certains produits (voir plus loin), d'une façon générale, l'algorithme de l'affichage (EF*) apporte une information assez similaire à la méthode EF 3.1 sur l'ensemble de la distribution des produits.

Dans la suite sont présentés les résultats pour le score unique affichage, issu de l'algorithme de l'affichage EF*, sans intégration du BVI, mais avec compléments (EF* + comp.).

1.1. Effet de l'algorithme sur les catégories de produit

La figure suivante présente les scores d'impact uniques des produits en les différenciant selon les grandes catégories alimentaires INCA 3.

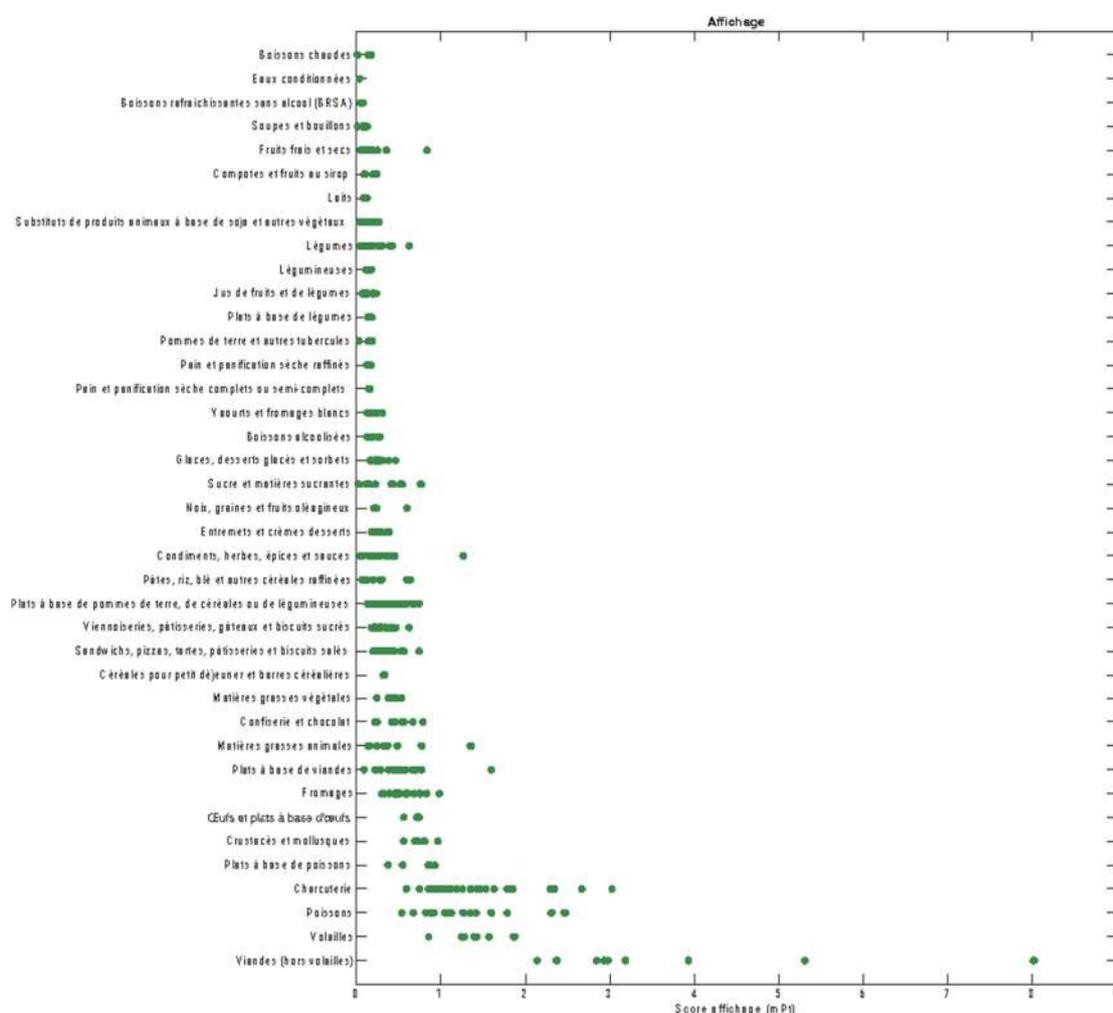


Figure 3 Score d'impact unique affichage (EF 3.1 modifiée + compléments) des produits répartis selon les catégories alimentaires INCA 3. La même figure avec tous les points, mais en échelle log est disponible en annexe.

La répartition des scores des produits selon les catégories montre bien les deux grandes tendances attendues. Les aliments composés majoritairement d'eau sont ceux ayant le moins d'impact. Les aliments ayant beaucoup de végétaux dans leur composition ont moins d'impact que les aliments majoritairement carnés.

Lorsqu'on regarde les catégories avec les sous-scores climat et ressources, ceux-ci montrent un résultat globalement similaire aux conclusions obtenues avec le score unique. Par contre, les sous-scores biodiversité (-37%), pesticides (-62%) (estimés ici via l'écotoxicologie aquatique), et évidemment compléments (-581%), montrent une réelle différence, avec une variabilité intra-catégorie très importante, à l'avantage du bio. Au total, l'introduction des compléments favorise le bio et les produits animaux.

1.2. Retour sur l'unité fonctionnelle en agriculture

L'ACV appliquée aux produits agricoles est souvent confrontée à la question de l'unité fonctionnelle : les impacts environnementaux sont étudiés par rapport au kilogramme produit (la masse, on s'intéresse

alors à la production d'aliments) ou par rapport à l'hectare cultivé (la surface, l'attention est alors portée sur la gestion de l'espace rural et des territoires). Passer de l'un à l'autre est facile : diviser l'impact à l'hectare par le rendement permet d'avoir l'impact au kilo. Deux enjeux, deux fonctions de l'agriculture, deux regards possibles dans le cadre ACV, deux résultats.

Dans le contexte de l'affichage environnemental des produits alimentaires, intrinsèquement lié à la production d'aliment, l'utilisation de l'ACV est souvent considérée comme a priori pénalisante pour les produits bio et à l'avantage de l'agriculture conventionnelle (plus intensive) : avec la division par le rendement, baisser celui-ci veut dire augmenter les impacts. C'est la situation de l'agriculture biologique qui a des rendements inférieurs à ceux de l'agriculture conventionnelle. Il est important de rappeler que ce qui est « a priori pénalisant », c'est bien l'utilisation de l'unité fonctionnelle massique, plus que l'ACV qui peut sans problème être utilisée à l'hectare, en fonction de la question posée.

De ce point de vue, la « supériorité » environnementale d'un mode de production A par rapport à un mode de production B, dépend du gain relatif de A par rapport à B sur le plan du rendement et du gain environnemental. On peut ainsi distinguer schématiquement six possibilités, en combinant les rendements et les impacts à l'hectare¹⁷ :

- 1) A produit moins que B, et pollue plus. Dans ce cas, A est clairement moins efficace sur le plan environnemental que B.
- 2) A produit plus que B, mais pollue aussi beaucoup plus. Le gain de rendement ne compense pas l'augmentation des pollutions.
- 3) A produit moins que B et pollue un peu moins. La réduction des pollutions ne compense pas les pertes de rendement.
- 4) A produit plus que B et pollue un peu plus. Le gain de rendement compense l'augmentation des pollutions.
- 5) A produit moins que B et pollue beaucoup moins. La réduction des pollutions compense les pertes de rendement.
- 6) A produit plus que B et pollue moins. C'est la solution idéale.

En raisonnant au kilo, le mode de production A est moins bien avec les trois premières possibilités (1-2-3) et mieux pour les trois dernières (4-5-6). En raisonnant à l'hectare (1-2-4) sont moins bien et (3-5-6) sont mieux. Les possibilités (5-6) sont toujours gagnantes, quel que soit le point de vue.

C'est ce que présente un article récent (Hayashi 2022) qui propose une méthode d'identification de la part des variations dues au changement de rendement et de la part des variations dues au changement de pollution. L'approche proposée ne peut pas être utilisée dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires : on ne cherche pas à afficher la transition entre deux modes de production identifiés (un départ, une arrivée), mais bien la diversité des produits et de leurs impacts (une infinité de comparaisons), mais cet article est cependant aussi très utile par ses données. Il illustre l'approche proposée sur un corpus bibliographique, constitué de 133 études ACV de comparaison entre des productions végétales en agriculture conventionnelle et en agriculture biologique. L'impact changement climatique est le seul étudié, et c'est probablement l'un des impacts où l'agriculture biologique n'est pas a priori la plus intéressante : elle exclut les intrants de l'industrie chimique, mais elle garde les carburants fossiles. Si de précédents travaux ne montraient pas de différence claire pour cet impact entre agriculture conventionnelle et biologique, les résultats sont ici intéressants : avec une approche à l'hectare, les productions végétales en bio sont mieux dans 85% des cas (3-5-6), dans 70% des cas avec une approche au kilo (4-5-6) et dans 68% des cas quelle que soit l'approche (5-6).

¹⁷ On aurait pu introduire les modulations « un peu » et « beaucoup » sur les rendements et non sur les pollutions, mais on arrive aux mêmes conclusions.

Au vu de cette étude, il semble donc inexact de dire que, pour les productions végétales, l'ACV, y compris avec une unité fonctionnelle au kilo de produit, pénalise les systèmes de production extensifs. En fait l'ACV pénalise les systèmes moins efficaces sur le plan environnemental, qu'ils soient bio ou conventionnels. Si un système améliore un peu l'environnement, mais au prix d'une forte baisse de rendements, il sera pénalisé. Par contre, s'il a des rendements plus faibles, mais pour des gains environnementaux significatifs, alors il sera valorisé.

La variabilité des productions végétales conventionnelles et biologiques fait qu'il existe des situations inverses où le conventionnel va être mieux que le bio, mais cela reste une minorité. L'ACV s'avère ne pas pénaliser particulièrement les produits bio végétaux à la sortie de la ferme et on observe dans cet article très majoritairement l'inverse. L'ACV montre l'avantage des produits végétaux biologiques par rapport à leurs équivalents conventionnels.

1.3. Comparaison des modes productions selon l'affichage

La base des 560 produits du marché correspond à presque 250 catégories de produits. Pour 74 d'entre elles, la présence de plusieurs produits, certains conventionnels et d'autres biologiques, permet une comparaison des résultats d'affichage selon le mode de production. Deux éléments sont à prendre en compte pour interpréter les résultats :

- (i) Le premier est l'utilisation d'un proxy « non bio » pour le sucre d'origine biologique (sucre brun de canne conventionnel), celui-ci n'étant pas disponible au moment de la création de la base. Ce proxy a des impacts beaucoup plus grands que ceux du sucre de betterave conventionnel, en particulier pour l'écotoxicité. Les impacts des produits « bio » sucrés sont ainsi très largement surestimés actuellement¹⁸. C'est par exemple le cas pour le ketchup ou le cake nature.
- (ii) L'autre point est un effet recette. Les produits « bio » sont généralement positionnés sur un segment de marché plus qualitatif que la moyenne des produits conventionnels. Il en résulte des recettes parfois différentes, dans lesquelles certains ingrédients à forts impacts (beurre, viande) sont plus présents. Ces choix de recettes ont des effets potentiellement antagonistes des conséquences des modes de production. Par exemple, les saucisses knacks conventionnelles contiennent de l'ordre de 70% de viande, tandis que les knacks bio entre 82 et 85%. Cette teneur en viande plus élevée est l'une des raisons de l'impact plus important des knacks bio. Autre exemple : les biscuits-galettes au beurre bio contiennent de 25% à 32% de beurre et d'œufs, alors que les biscuits-galettes au beurre conventionnels en contiennent 15%. Là encore, un impact moins favorable des produits bio n'est pas dû au fait qu'ils sont bio, mais à des recettes différentes. Il faut ainsi garder à l'esprit que le mode de production n'est qu'une des composantes du score, l'effet recette (teneur en eau et proportion d'ingrédients carnés par exemple) peut grandement influencer le résultat et amoindrir les avantages d'un mode de production alternatif.

Ces deux éléments sont différents, le premier est un biais de modélisation (qui doit être corrigé), le second une caractéristique des produits, mais les deux « pénalisent », dans la base de 562 produits, le mode de productions bio quand il est comparé au mode de production conventionnel. On peut cependant observer les résultats suivants.

- Les produits bio ont moins d'impact que leurs équivalents conventionnels avec le score unique d'affichage, avec une médiane de -10%. Cet avantage est visible, malgré le biais introduit par l'inventaire erroné pour le sucre bio. Il faudra cependant ré-estimer ces écarts avec des données corrigées.

¹⁸ Les modifications récentes dans les données de référence disponibles vont permettre de corriger ce biais rapidement.

- Les produits bio ont tendance à avoir des impacts similaires aux produits conventionnels pour les sous-scores climat, ressources et santé environnementale.
- Les produits bio ont tendance à avoir moins d'impact que les conventionnels pour le sous-score biodiversité (-37%), pesticides (-62%) et bien évidemment les compléments (-581%).

Si les résultats ne montrent pas systématiquement l'avantage obtenu dans l'article précédemment cité, qui concernait uniquement des produits végétaux à la sortie de la ferme et n'intégrait pas d'éventuels « effets recette », les produits bio sont en moyenne mieux positionnés en termes de score environnemental. L'avantage est clairement visible pour le sous-score biodiversité. Il l'est encore plus sur l'impact « pesticides » et conforte l'intérêt d'un cahier des charges bio pour cet impact environnemental. L'avantage des compléments correspond à ce qui a été défini dans leurs calibrations (un mode de production bio cinq fois mieux qu'un mode de production conventionnelle pour la biodiversité « locale »).

2. Rôle et impacts des compléments

Dans son premier rapport, le CS avait considéré qu'il était légitime de vouloir intégrer dans l'affichage des impacts environnementaux qui ne sont pas encore suffisamment pris en compte aujourd'hui dans le cadre de la méthode EF 3.1.

Ceci posé, la difficulté n'est pas tant de savoir quels impacts environnementaux il faut intégrer – il est possible d'obtenir un certain consensus sur ce point - que de savoir comment les intégrer. **Autrement dit, pour le CS, la manière de calculer le score environnemental unique affecte au moins autant, si ce n'est plus, la valeur finale que l'intégration d'impacts environnementaux supplémentaires.** C'est ce mode de calcul du score environnemental qui nous semble jouer un rôle clé dans l'affichage et qui doit absolument être établi de façon rigoureuse.

Dans les débats autour de l'affichage environnemental, deux options sont généralement envisagées : l'une consiste à intégrer, autant que possible, les impacts environnementaux additionnels dans le cadre de l'ACV ; l'autre consiste à inclure dans le calcul du score environnemental des compléments posés en dehors du cadre ACV et par des démarches de bonus/malus corriger le score ACV.

La position du CS dans ce débat peut être articulée autour des points suivants :

- (i) ***Un impact environnemental, dès lors qu'il peut être associé au produit, peut être intégré dans le calcul du score environnemental des produits en utilisant le formalisme de l'ACV, sous réserve de justifier la nécessité de son ajout au regard de son importance et de sa non-redondance avec les impacts déjà représentés.***

Ce formalisme est en effet un cadre générique qui permet d'étendre sa portée :

- Soit par l'ajout d'indicateurs additionnels (par exemple, le BVI, ou la proposition du CS dans son premier rapport pour la biodiversité locale).
- Soit en ajustant certains indicateurs d'impacts existants, au prorata des effets attestés par la littérature.

Dans cette perspective, deux paramètres doivent être définis :

- Les modulations à apporter aux indicateurs d'impact (par exemple, la présence d'infrastructures agroécologiques, non prise en compte le critère du BVI, réduit de X% la perte de biodiversité évaluée sur la base de ce critère). Ces modulations doivent s'appuyer, autant que possible, sur les connaissances disponibles.

Comme expliqué dans l'Annexe I à propos du BVI, les variables utilisées dans les compléments peuvent être utilisées pour moduler la valeur initiale du BVI, par exemple en réduisant sa valeur

de 30, 50 ou 100% pour les produits bio, dès lors que la littérature disponible atteste d'impacts réduits du bio sur la biodiversité locale à hauteur de 30, 50 ou 100% par rapport à des pratiques conventionnelles. C'est aux experts écologues de définir, sur la base de cette littérature, l'amplitude de cet avantage associé à telle ou telle pratique ou telle organisation spatiale de la production (présence de haies, d'un paysage diversifié, diversité des cultures...).

- Le poids donné à chaque indicateur d'impact dans cette version révisée du calcul.

Les poids donnés aux différents impacts dans le calcul du score EF résultent de conventions basées sur des consultations conduites au niveau européen. Ces poids, qui doivent exprimer les préférences de la collectivité, peuvent être discutés et doivent être validés socialement. Au fond, rien n'empêche théoriquement d'attribuer un poids de 100% à tel indicateur et de 0% à tous les autres, si c'est le choix de la collectivité. Il faut, bien sûr, pour valider un tel choix, en évaluer les conséquences possibles sur les décisions des acteurs et sur l'environnement (on discute ce point plus bas). Ce faisant, la démarche est totalement transparente : la modulation (i) doit autant que possible s'appuyer sur des résultats de recherche et des bases scientifiques ; les poids (ii) doivent faire l'objet d'un débat public.

- (ii) ***L'introduction de compléments posés en dehors du cadre ACV présente des avantages en matière de communication et d'opérationnalisation rapide de l'affichage, mais a des effets sur les pondérations des différents indicateurs d'impacts qui doivent être explicités.***

L'argument généralement utilisé, pour justifier l'usage de compléments, concerne la distinction entre des approches qui considèreraient les impacts en termes de dommages environnementaux (c'est le cas de l'ACV) et des approches qui mettraient en avant les bénéfices et services environnementaux associés à telle ou telle manière de produire (c'est le cas par exemple des démarches d'évaluation des services écosystémiques). Formellement, des services peuvent être inclus dans le formalisme ACV, soit en les considérant comme une réduction des dommages permise par des pratiques plus vertueuses (et donc *via* la modulation (i) vue plus haut), soit en allouant une partie des impacts à ces services (Boone et al., 2019). Cette deuxième approche pose cependant la question de la clef d'allocation entre produits et services, et fait encore l'objet de travaux de recherche. Les approches mettant en avant les bénéfices et services environnementaux sont actuellement semi-quantitatives voire qualitatives, et sont donc moins appropriées pour un affichage environnemental quantitatif.

Si des services environnementaux peuvent donc être inclus dans le formalisme ACV, l'avantage de procéder par le biais de compléments hors ACV est de fournir une solution opérationnelle, permettant une mise en œuvre rapide de l'affichage, quitte à ce qu'ultérieurement des solutions soient proposées dans le formalisme de l'ACV. Par ailleurs, faire apparaître, en tant que tels, ces bénéfices à travers les compléments, peut faciliter la communication nécessaire au déploiement de l'affichage.

Reste que, même si l'usage de compléments peut se justifier pour des raisons d'opérationnalisation, il est important de bien cerner comment ils affectent les pondérations attribuées à chaque catégorie d'impact environnemental pour permettre un débat public transparent sur les priorités que la collectivité souhaite mettre en avant.

De ce point de vue, un des avantages de procéder à des ajustements en restant dans le formalisme de l'ACV, est qu'on utilise une métrique homogène qui permet de discuter aisément des poids attribués à chaque indicateur environnemental. A l'inverse, l'ajout de compléments hors AVC introduit une hétérogénéité dans les métriques utilisées (et cela, d'autant plus qu'on multiplie les bonus/malus, en les calant sur des échelles différentes (nombres de points ajoutés ou enlevés), après une conversion du score ACV sur une échelle log). Par exemple, effectuer un bonus après une conversion sur une échelle log revient à multiplier et non plus additionner les impacts, c'est donc introduire un biais dans le

raisonnement qui rend opaques les effets induits sur les pondérations, et par suite, difficile le débat public sur les choix méthodologiques réalisés.

Pour évaluer l'impact des compléments sur les pondérations attribuées aux divers indicateurs d'impacts, le CS propose la méthode suivante, en l'appliquant à la proposition actuelle du MTECT.

Le tableau ci-dessous présente le score unique, pour quelques produits de la base de 562 produits, pour lesquels les données relatives aux modes de production conventionnel et biologique sont disponibles. Les valeurs expriment la variation du score environnemental du produit bio par rapport au conventionnel, avec et sans les compléments proposés par le MTECT (par exemple, sans indicateur complémentaire, le steak de bœuf bio a 14% d'impact en moins que steak de bœuf conventionnel ; avec les indicateurs complémentaires proposés par le MTECT, il a 27% d'impact en moins).

Produit	Delta entre le produit bio et le produit conventionnel	
	Sans compléments hors ACV	Avec compléments hors ACV
Farine de blé	- 14%	- 34%
Steak de bœuf	- 14%	- 27%
Côte de porc	3%	- 14%
Filet de poulet	+ 18%	+ 3%

Lorsque l'on compare deux modes de production, les conséquences de l'introduction d'indicateurs complémentaires dans le score d'affichage sont déterminées par deux éléments :

- **L'avantage** ($x\%$), en termes de réduction d'impact sur cet indicateur, associé aux pratiques agricoles « non-conventionnelles » (ici le bio) par rapport aux pratiques conventionnelles.
- **L'importance** que l'on accorde à cet indicateur additionnel, par rapport aux autres d'indicateurs d'impacts (changement climatique, eutrophisation, acidification...), et donc sa contribution finale au score modifié. Ainsi, une contribution de 50%, par exemple, signifie que les compléments sont aussi importants que le cumul de toutes les autres catégories d'impact. Ils comptent alors pour la moitié du résultat.

En ACV, cette importance est déterminée par deux facteurs : (1) la gravité de l'enjeu environnemental par rapport aux autres (par exemple le changement climatique versus l'eutrophisation) qui est représentée par la pondération, et (2) la contribution du système étudié à cet enjeu environnemental, qui est représentée par la normalisation¹⁹. Bien qu'il soit possible de représenter les enjeux correspondants aux compléments dans le formalisme ACV en séparant gravité et contribution, comme

¹⁹ Plusieurs auteurs ont souligné l'importance de cette contribution dans le résultat final (voir 1^{er} rapport du CS). Contribuer beaucoup à un problème d'une gravité limitée peut avoir plus d'impact qu'une faible contribution à un problème de premier plan. D'un point de vue pratique, on observe souvent plusieurs ordres de grandeur de différence entre les contributions aux différents impacts des produits, tandis que les pondérations ACV sont généralement définies avec des variations inférieures à un ordre de grandeur. C'est donc la contribution qui est souvent le facteur déterminant du résultat dans le processus d'agrégation des impacts. En langage commun, cette importance (pondération et normalisation) est vu comme le « poids » que l'on accorde à l'indicateur, qui résulte à la fois donc de la contribution et de la gravité. Le même mot « poids » se réfère lui en ACV à la seule gravité.

ceux-ci sont introduits en dehors de ce cadre, on va s'attacher à caractériser uniquement l'importance qu'ils ont.

Pour expliciter comment les compléments affectent le score d'affichage, on cherche à paramétrer cet avantage et cette importance de façon à obtenir la même différence sur le score unique que les compléments proposés hors ACV. En l'occurrence, par exemple, de façon à ce que le score du steak bio soit plus faible de 27% par rapport à celui du steak conventionnel.

La Figure 3 donne, pour chacun des quatre produits, les relations entre l'avantage du bio par rapport au conventionnel exprimé dans les compléments (abscisse du graphique), l'importance donnée aux compléments, par rapport à tous les autres indicateurs d'impacts de l'ACV (ordonnée du graphique) et l'impact sur le score unique des compléments (les courbes du graphique ; en rouge pour les valeurs obtenues avec les hypothèses de calcul des compléments envisagés par le MTECT à l'été 2023).

Par exemple, pour la farine de blé, les compléments testés reposent sur l'hypothèse d'un avantage de 80% du bio par rapport au conventionnel sur les impacts environnementaux captés par ces compléments (le bio est alors cinq fois plus avantageux que le conventionnel sur les compléments). Sachant que les compléments se traduisent par une réduction de score unique de 34% (tableau ci-dessus), ceci signifie que l'importance donnée à ces compléments, par rapport à tous les autres indicateurs environnementaux, peut être évaluée à un peu moins de 30%.

Pour les trois autres produits pris ici en exemple, et en supposant toujours que l'avantage du bio par rapport au conventionnel sur les impacts environnementaux prises en compte par les compléments est de 80%, les importances équivalentes aux compléments proposés par le MTECT sont respectivement de 18% pour le steak de bœuf et le porc, et de 15% pour le filet de poulet.

Ceci est à mettre en perspective avec les avantages et importances des autres impacts. L'introduction des compléments et l'importance qui leur est accordée réduisent de facto l'importance des autres impacts. Pour le cas de la farine, par exemple, le changement climatique a une importance de 25% avant l'introduction des compléments. Avec les compléments, l'importance du climat devient $25\% \times (100\% - 30\%) = 17,5\%$.

A travers cet exemple, on voit bien que les compléments doivent être justifiés eu égard aux deux paramètres utilisés : **l'avantage** de 80% donné au bio par rapport au conventionnel doit s'appuyer sur la littérature et l'expertise du domaine ; les poids donnés aux indicateurs considérés dans les compléments et à ceux considérés dans l'ACV doivent exprimer les préférences de la collectivité. Il faut se questionner sur ces importances et la place des compléments dans l'affichage, pour éviter des situations peu envisageables, comme un enjeu climatique trop réduit ou encore une surestimation des infrastructures agroécologiques au détriment de la réduction des pesticides.

Ainsi, pour la farine, un système d'affichage qui, par le jeu des compléments, se traduirait par un score unique bio meilleur de 50% par rapport au score unique conventionnel (écart d'un niveau dans un affichage en cinq niveaux établis sur une échelle log), signifierait, toujours avec l'hypothèse que le bio est meilleur de 80% sur les variables prises en compte dans les compléments (biodiversité locale), que l'importance donnée aux compléments serait de plus de 60% dans le calcul du score unique. L'importance donnée au climat serait de 10%.

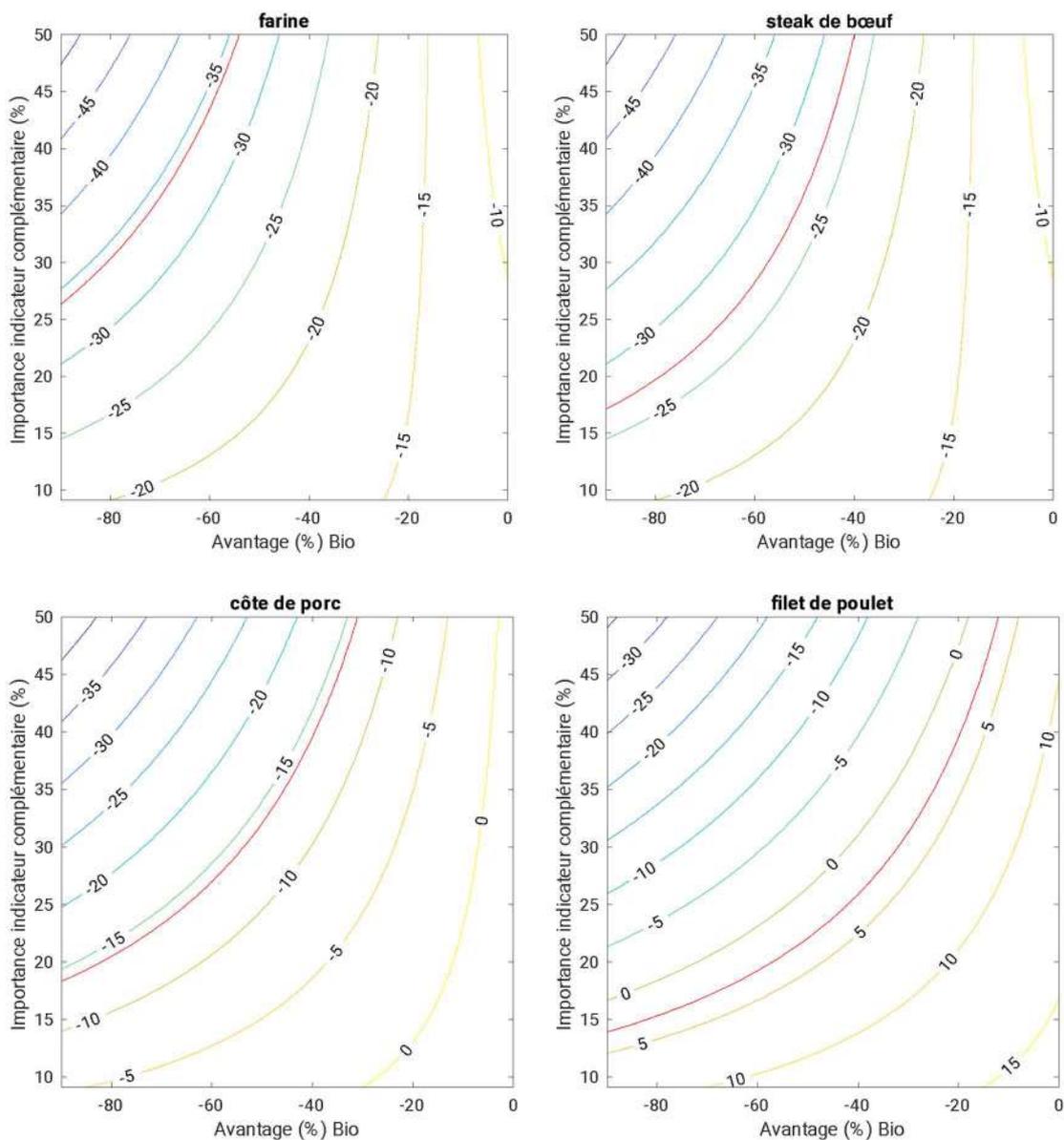


Figure 4 Delta (%) entre le mode de production bio et le mode de production conventionnel en fonction de l'avantage du mode de production bio pour les compléments en abscisse et l'importance accordée à ceux-ci en ordonnée. Les lignes rouges correspondent aux deltas introduits par les compléments actuels.

Par rapport au débat sur les impacts associés aux produits animaux (Saujot et Aubert, 2023), on notera que les compléments envisagés ne modifient pas la position relative de la viande bovine bio par rapport à celle de volaille, le score environnemental de la première restant plus élevé que celui de la seconde. A titre d'illustration (Figure 4), on peut estimer quel serait le complément à introduire pour, avec les données disponibles dans la base des 560 produits, aboutir à un score environnemental similaire pour la viande bovine bio et la volaille (conventionnelle). Comme mentionné plus haut, ce complément peut être défini, de manière équivalente dans le cadre ACV, par deux paramètres : l'avantage de la viande bovine bio en matière de biodiversité locale (de combien la viande bovine bio est « meilleure » que la volaille conventionnelle en matière de biodiversité locale) et l'importance que l'on donne la biodiversité locale par rapport aux autres indicateurs d'impact. Dans ce cadre, pour obtenir un score final identique, si l'on suppose que l'avantage du bœuf bio par rapport à la volaille conventionnelle, en matière de biodiversité locale, est de 80% (cinq fois mieux), l'importance donnée aux impacts décrits par le complément (la biodiversité locale) doit alors être de 60% du score final. L'importance de l'ensemble

des impacts hors compléments est ramenée à 40% et, par exemple, la contribution de l'indicateur climat n'est plus alors que de 12%.²⁰

On le voit à travers cet exemple, mais c'est aussi vrai dans une moindre mesure des compléments tels que ceux testés dans la base de 560 aliments du MTECT/Ademe, l'usage des compléments revient à modifier les pondérations des divers indicateurs d'impact, par rapport au cadre initial ACV. En soi, ce n'est pas un problème : les poids donnés aux différents impacts dans le calcul du score EF résultent de conventions basées sur des consultations conduites au niveau européen. Ces poids, qui doivent exprimer les préférences de la collectivité, peuvent être discutés et doivent être validés socialement. **Ceci revient, par exemple, à donner plus d'importance à la biodiversité locale qu'au climat pour certains types de produits, et pas pour d'autres.**

De facto, les produits qui bénéficient des compléments, au titre des bénéfices qu'ils apportent en matière de biodiversité locale et de services écosystémiques, sont moins « pénalisés » que les autres produits sur les autres indicateurs d'impacts, comme par exemple le changement climatique. Et cela, même si leurs impacts sur le climat sont les mêmes que ceux des produits qui ne bénéficient pas des compléments. De notre point de vue, c'est sur ce point que portent fondamentalement les choix politiques associés à l'usage des compléments et que doit être conduit le débat public.

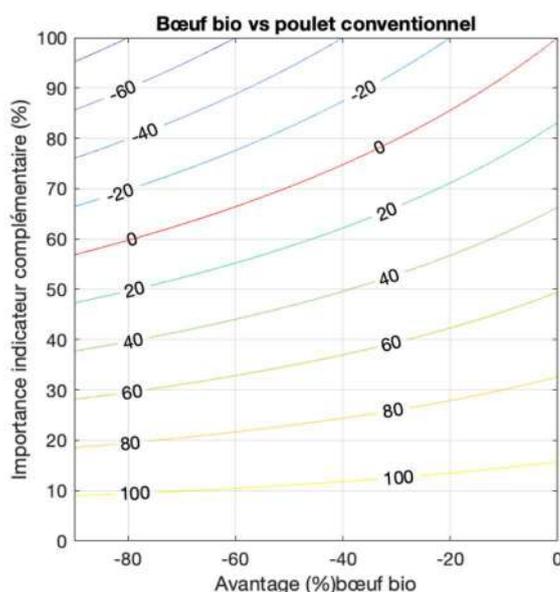


Figure 5 Delta (%) entre un steak de bœuf bio et un filet de poulet conventionnel en fonction de l'avantage du bœuf bio pour les compléments en abscisse et l'importance accordée à ceux-ci en ordonnée.

Encadré. La normalisation dans l'ACV

Dans le cadre de l'ACV, la normalisation a trois objectifs principaux (Pizzol et al. 2017) : (1) comparer les résultats pour en vérifier la plausibilité, (2) faciliter la communication, et (3) s'affranchir des contraintes d'unité pour une agrégation, les impacts étant ainsi exprimés sur une échelle commune. C'est ce dernier point qui retient notre attention ici. L'état de la nature est par essence multifactoriel et préserver l'environnement dans son ensemble

²⁰ En posant la comparaison dans ces termes, on doit donc discuter deux points : l'avantage du bœuf bio par rapport à la volaille conventionnelle au titre de la biodiversité locale (et des services écosystémiques) ; l'importance donnée à cette dimension de biodiversité locale, par rapport à tous autres impacts inclus dans l'ACV. Si on considère que l'avantage du bœuf bio par rapport à la volaille en matière de biodiversité locale est de 40%, alors pour que le score environnemental des deux produits soit identique, l'impact « biodiversité locale » exprimé par les compléments doit avoir une importance de 75%. Le poids du climat est réduit à 7,5%.

n'échappe pas au problème récurrent de la plupart des processus de décision : le multicritère. L'enjeu est ici de simplifier l'information pour la décision.

La normalisation consiste à exprimer les impacts calculés pour le système étudié par rapport aux impacts d'une valeur de référence. Les impacts sont alors comparables entre eux et on peut ensuite leur accorder plus ou moins d'importance via une pondération. Cette tâche de normalisation (parfois appelée standardisation dans certaines communautés scientifiques) n'est pas propre à l'ACV. Elle est rencontrée par tous ceux qui utilisent des données. Quel que soit le domaine, la normalisation fait partie du processus de traitement de données en lui-même et elle affecte toujours le résultat : une méthode de normalisation différente conduira à un résultat différent. Il n'y a pas de consensus ou de solution unique sur cette étape dans la communauté de la décision multicritère et il en existe une grande diversité (Jahan and Edwards 2015), de même qu'en statistique (où les lois de distribution des données orientent les choix). Depuis une trentaine d'années, le sujet est discuté dans la communauté ACV pour établir des références et des recommandations.

Il existe en réalité deux types de normalisation (Norris 2001) : (1) interne à l'étude, par exemple quand on prend un produit concurrent ou une valeur sectorielle comme référence et (2) externe si une référence indépendante et générique est utilisée. Une normalisation interne introduit des artefacts de classement (Laurent and Hauschild 2015). Elle ne permet pas une agrégation robuste et ne doit pas être utilisée pour cela.

Historiquement, plusieurs périmètres ont été utilisés pour la normalisation externe, comme par exemple les émissions d'un pays donné sur une année (référence orientée production). Cependant, avec notre économie mondialisée, tout produit implique des processus d'arrière-plan sur tous les continents. Le problème doit donc être pris dans son ensemble, en utilisant une référence de normalisation englobant le monde entier. Les normalisations externes globales sont donc désormais recommandées dans les lignes directrices, basées sur la production mondiale (Verones et al. 2017). C'est ce qui est actuellement utilisé pour le single score de la méthode EF. Il est possible d'envisager une référence orientée consommation (De Laurentiis et al. 2023) mais il faut alors bien évidemment tenir compte des impacts des productions importées pour couvrir le périmètre mondial.

Définir les valeurs de référence nécessite des données et la qualité du résultat est forcément liée à celles-ci (Heijungs et al. 2007). Construire des valeurs de références cohérentes est un travail conséquent, mené à l'international²¹ à partir de nombreuses bases de données.

Plusieurs auteurs ont souligné l'importance de la normalisation dans le résultat final (voir 1^{er} rapport du CS). Contribuer beaucoup à un problème d'une gravité limitée peut avoir plus d'impact qu'une faible contribution à un problème de premier plan. D'un point de vue pratique, on observe souvent plusieurs ordres de grandeur de différence entre les contributions aux différents impacts des produits, tandis que les pondérations ACV sont généralement définies avec des variations inférieures à un ordre de grandeur. C'est donc la normalisation qui est souvent le facteur déterminant du résultat dans le processus d'agrégation des impacts.

Au-delà des références opérationnelles qui sont disponibles aujourd'hui pour l'affichage, des travaux de recherches récents cherchent à intégrer les limites planétaires (Vargas-Gonzalez et al. 2019; Sala et al. 2020) ou encore à vérifier la cohérence entre des données (Hélias and Servien 2021). L'affichage sera probablement amené à évoluer sur ce point dans les années à venir.

Synthétiser l'information nécessite des choix qui influencent le résultat. L'intérêt de l'ACV est d'offrir un cadre transparent, générique et global pour agréger les impacts sur l'environnement. Il est en effet important que ce processus d'agrégation ne soit pas secteur-dépendant, pour éviter un risque d'utilisation de données partielles, de distorsion des enjeux environnementaux ou de greenwashing.

Références

- De Laurentiis, Valeria, Andrea Amadei, Esther Sanyé-Mengual, and Serenella Sala. 2023. 'Exploring Alternative Normalization Approaches for Life Cycle Assessment'. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 28 (10): 1382–99. <https://doi.org/10.1007/s11367-023-02188-4>.
- Heijungs, Reinout, Jeroen Guinée, René Kleijn, and Vera Rovers. 2007. 'Bias in Normalization: Causes, Consequences, Detection and Remedies'. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (4): 211–16. <https://doi.org/10.1065/lca2006.07.260>.

²¹ <https://www.lifecycleinitiative.org/defining-the-plan-for-a-global-life-cycle-impact-assessment-method/>

- Hélias, Arnaud, and Rémi Servien. 2021. 'Normalization in LCA: How to Ensure Consistency?' *The International Journal of Life Cycle Assessment* 26 (6): 1117–22. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01897-y>.
- Jahan, Ali, and Kevin L. Edwards. 2015. 'A State-of-the-Art Survey on the Influence of Normalization Techniques in Ranking: Improving the Materials Selection Process in Engineering Design'. *Materials and Design* 65: 335–42. <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2014.09.022>.
- Laurent, Alexis, and Michael Z Hauschild. 2015. 'Normalisation'. In *Life Cycle Impact Assessment*, edited by Michael Zwicky Hauschild and Mark A. J. Huijbregts, 271–300. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9744-3_14.
- Norris, Gregory A. 2001. 'The Requirement for Congruence in Normalization'. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 6 (2): 85. <https://doi.org/10.1007/BF02977843>.
- Pizzol, Massimo, Alexis Laurent, Serenella Sala, Bo Weidema, Francesca Veronesi, and Christoph Koffler. 2017. 'Normalisation and Weighting in Life Cycle Assessment: Quo Vadis?' *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22 (6): 853–66. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1199-1>.
- Sala, Serenella, Eleonora Crenna, Michela Secchi, and Esther Sanyé-Mengual. 2020. 'Environmental Sustainability of European Production and Consumption Assessed against Planetary Boundaries'. *Journal of Environmental Management* 269 (May). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110686>.
- Vargas-Gonzalez, Marcial, François Witte, Patricia Martz, Laurent Gilbert, Sébastien Humbert, Olivier Jolliet, Rosalie van Zelm, and Jacques L'Haridon. 2019. 'Operational Life Cycle Impact Assessment Weighting Factors Based on Planetary Boundaries: Applied to Cosmetic Products'. *Ecological Indicators* 107 (July): 105498. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105498>.

ANNEXE III.

Format graphique de l'affichage environnemental

Nous rappelons successivement dans cette section 1) les objectifs de l'affichage environnemental (AE), 2) les premières conclusions du rapport du CS publié en 2021, 3) les discussions autour des éléments clés du format, 4) les résultats des expérimentations, 5) le contexte d'implémentation de l'AE et 6) les recommandations concernant l'affichage environnemental

I. Les objectifs du format d'affichage environnemental

Pour rappel (Hélias *et al* 2022), le format doit traduire les objectifs de l'AE : i) informer le consommateur sur l'impact environnemental du produit et éclairer ses choix, ii) l'orienter vers les produits ayant un impact plus faible dans leur catégorie et iii) contribuer à réduire les quantités consommées et le gaspillage alimentaire.

L'impact environnemental du produit n'est qu'une caractéristique parmi d'autres prises en compte par le consommateur dans ses choix alimentaires lors de l'acte d'achat (Lusk *et al* 2011 ; Lacroix *et al* 2017). *A priori*, les enjeux environnementaux pèsent aujourd'hui peu face au prix (en particulier en contexte d'inflation marquée sur les produits alimentaires), aux préférences alimentaires, au marketing, aux allégations, aux labels de qualité, à la qualité nutritionnelle, ou à l'origine du produit. Le format utilisé pour mettre en avant l'impact environnemental des produits dans un affichage représente donc un enjeu important afin qu'il puisse remonter dans la hiérarchie des critères de choix des consommateurs.

Quelle que soit la dimension considérée, les changements de comportements alimentaires nécessitent des ressources individuelles (motivationnelles, cognitives ou financières) réparties de façon hétérogène dans la population, mises en évidence dans les inégalités sociales des régimes alimentaires. De plus, les inerties sociétales peuvent participer à la résistance au changement.

A l'échelle de la population, à l'image d'autres interventions d'information du consommateur, il ne faut pas attendre d'un affichage environnemental sur les produits alimentaires qu'il conduise à des changements de grande amplitude. Néanmoins, si son format est bien conçu et qu'il est accompagné de mesures complémentaires d'accompagnement, qui pourront renforcer les effets initiaux et assurer leur maintien dans le temps, il peut être fait l'hypothèse qu'il participe à une dynamique de changement. Ces mesures d'accompagnement comprennent aussi bien des stratégies de communication pour attirer l'attention sur l'affichage environnemental (renforçant les changements de comportements individuels), que des mesures structurelles agissant en synergie et cohérence avec cet affichage (politiques de prix par exemple).

La modification des comportements alimentaires, lorsqu'elle repose sur la responsabilité individuelle, représente un effort pour les consommateurs et ce de façon d'autant plus marquée que les changements sont profonds. L'hétérogénéité des situations laisse présager des effets induits par l'affichage probablement très contrastés selon les catégories sociales. Ces enjeux liés aux inégalités sociales face à l'information et aux changements de comportements nécessitent d'être pris en compte dans le choix du format d'affichage, afin d'assurer qu'il soit un levier pour toutes les catégories sociales, tant en termes d'appropriation de l'information qu'en termes des alternatives mises en évidence dans l'orientation vers un régime de moindre impact environnemental, les incitations devant être réparties de sorte à ne pas induire des augmentations de coût systématiques pour les consommateurs.

Les études réalisées dans le domaine des connaissances de la population ont tendance à montrer que les consommateurs ont des notions limitées sur l'impact environnementaux des produits alimentaires [Muller *et al* 2023]. Si le classement de grands groupes alimentaires les uns par rapport aux autres

(fruits et légumes contre viande par exemple) sont relativement acquis, les ordres de grandeur des impacts ou les écarts entre les groupes sont peu connus. De plus, les croyances portant sur certaines dimensions de l'impact environnemental peuvent biaiser ces évaluations, en leur donnant un poids très important dans l'estimation de l'impact global : prépondérance des impacts négatifs associés au transport ou à l'emballage.

Étant donné ce contexte spécifique de l'étiquetage environnemental, pour lequel les connaissances en population générale sont relativement limitées, il semble nécessaire de privilégier un affichage visant le moyen et le long terme, comme un instrument de renforcement des connaissances de la population dans le domaine. Dans cette perspective, l'affichage environnemental peut se concevoir comme un instrument pouvant contribuer à l'évolution des représentations de l'alimentation. Avec cet objectif, l'affichage devrait pouvoir permettre d'identifier non seulement les écarts inter-catégories (favorisant les changements d'ampleur dans les régimes alimentaires) mais aussi les écarts intra-catégorie (favorisant des substitutions plus incrémentales vers des filières moins impactantes). Cette dernière caractéristique devrait permettre par ailleurs au consommateur de mesurer les efforts et les progrès de l'offre, notamment vis-à-vis du recours à des modes de production ou de mise à disposition moins impactant.

Le format proposé en face avant doit donc pouvoir répondre à plusieurs objectifs complémentaires :

(i) Apporter une information au consommateur sur la valeur de l'impact environnemental du produit sur lequel il est apposé.

Compte tenu des éléments mentionnés précédemment, cela implique que le format ne doit *a priori* pas se limiter à classer les produits selon leurs impacts environnementaux, mais doit pouvoir permettre de mesurer la distance entre deux produits. Il s'agit de rendre visible l'amplitude des écarts d'impacts environnementaux entre produits et de renforcer le socle des connaissances des consommateurs dans le domaine.

(ii) Permettre d'inciter et d'aider le consommateur au changement de comportement.

A ce titre, le format doit être suffisamment compréhensible immédiatement pour conduire, pour les consommateurs qui le souhaitent, à des modifications des pratiques alimentaires en situation d'achat. On peut faire l'hypothèse que l'intégration de l'information apportée puisse aussi progressivement modifier les heuristiques de choix et les préférences des consommateurs, faisant remonter l'importance accordée à la question environnementale dans les arbitrages alimentaires.

Dans une perspective plus large, l'objectif à terme est que l'affichage environnemental puisse servir d'instrument vers des raisonnements de type 'comptabilité environnementale'. Ce type de raisonnement contraint l'affichage en termes de métrique à utiliser, dans la mesure où elle doit permettre au consommateur d'appréhender potentiellement l'impact environnemental total de son panier alimentaire, selon une logique additive. Le format doit aussi éventuellement permettre dans un deuxième temps de mesurer l'effet de la réduction ou de l'augmentation de la quantité consommée d'un produit, sur l'environnement. Ce point porte la réflexion essentiellement sur l'unité fonctionnelle présentée au consommateur, et sur la priorisation des objectifs souhaités au regard du contexte.

2. Rappel des enseignements issus des précédentes études

Dans notre rapport de 2021, nous avons détaillé l'ensemble des critères permettant de décrire un format d'affichage en face avant des emballages, que nous avons catégorisé en deux sous-ensembles : les critères relatifs au **format graphique** (agrégation, directivité, signes, périmètre d'affichage) et les critères relatifs à la **calibration de l'algorithme** sous-jacent transposant l'indicateur retenu en

format (gradation (cardinal ou ordinal, ce dernier nécessitant d'expliciter le nombre de niveau et la localisation des seuils), référentiel). Chacun de ces critères pouvant être exprimé selon plusieurs modalités, leur combinaison peut avoir des impacts différentiels sur les perceptions, la compréhension objective et les achats alimentaires.

Les formats d'affichage se distinguent en 2 catégories : les formats dits **descriptifs** (apportant une information chiffrée seulement) et les formats dits **interprétatifs** (apportant un élément contextuel permettant l'interprétation immédiate de l'information donnée).

Les formats **descriptifs** s'appuient sur le principe que les consommateurs identifient l'information et sont en mesure de la traiter rationnellement pour l'intégrer dans leurs comportements d'achat. S'ils apportent l'avantage d'être objectifs et précis, ils nécessitent en revanche de solides connaissances de la part des consommateurs pour être directement interprétés, et donc peuvent représenter une charge cognitive importante, en particulier lorsque l'on considère le contexte spécifique de l'acte d'achat.

Les formats **interprétatifs** s'appuient sur des mécanismes de type *nudge* (interventions facilitant la prise de décision intuitive et rapide). Plus spécifiquement, le type de *nudge* porté généralement par les formats d'affichage ont pour caractéristique d'être :

- Réflexifs (type 2) : ils font appel à la mobilisation de l'attention pour une délibération rapide. Ils reposent sur des principes de mobilisation du choix selon des heuristiques d'interprétation rapide et automatique.
- Explicites (aussi appelés transparents) dans le sens où l'orientation souhaitée est révélée au consommateur qui la comprend implicitement.

Les effets de *nudge* pour les formats interprétatifs peuvent être traduits de différentes façons : couleurs (de type Nutri-Score ou spectre de couleurs), lettres (notation avec orientation immédiate type A à E), signaux d'avertissement (type panneau 'stop' issu du code de la route).

En théorie, les démarches de type *nudge* sont développées de sorte à ce que l'objectif poursuivi et les moyens mis en œuvre pour la modification du comportement puissent être reconstruits a posteriori. Si le socle de connaissances requis est potentiellement moins important que pour les formats descriptifs, il est en revanche nécessaire que ce dernier soit suffisamment ancré pour que le format fasse sens et soit donc acceptable pour le consommateur. Les implicites associés à un format de type *nudge* sont donc plus importants que pour un format descriptif. C'est l'une des raisons pour lesquelles la plupart des formats interprétatifs s'appuient sur des **références connues** des consommateurs sur lesquelles les représentations sont transposées : étoiles en référence à la notation dans les applications, spectre du vert au rouge ou graphismes issus du code de la route.

Dans le cadre du rapport de 2021, les éléments issus de la littérature et des expérimentations avaient permis d'identifier certains éléments des formats d'affichage comme étant efficaces pour modifier les comportements des consommateurs.

2.1. Un format synthétique plutôt qu'analytique

Les formats dits **synthétiques** résument l'information en un indicateur agrégé (ici il s'agirait d'un indicateur unique d'impact environnemental résumé), alors que les formats dits **analytiques** apportent l'information dans un format désagrégé détaillant ses différentes dimensions (ici il s'agirait des différents facteurs d'impact intégrés dans le cadre de l'impact environnemental).

Le rapport 2021 recommandait un format indiquant un **indicateur unique** plutôt qu'une information de type analytique.

La préférence pour un format synthétique provient de la difficulté de décrypter des informations multiples par le consommateur, qui n'est pas aisément réalisable en condition d'achat en magasin (rappelons que les choix alimentaires en situation d'achat se réalisent en quelques secondes). De plus, la présentation de plusieurs facteurs d'impact présuppose que chacun d'entre eux est compréhensible pour le consommateur et qu'il peut lui attribuer une valeur. Enfin, l'interprétation de plusieurs informations potentiellement contradictoires nécessite la réalisation d'arbitrages où le consommateur doit prioriser les dimensions d'impact qu'il souhaite privilégier.

Si les formats dits analytiques permettent au consommateur averti de réaliser potentiellement ses propres arbitrages sur les dimensions qu'il considère comme les plus importantes, la charge cognitive associée les rend peu mobilisables pour les populations les plus éloignées de l'information. On revient ici à la question de la cible de l'affichage environnemental, et la nécessité qu'il soit accessible pour tous.

2.2. Un format exhaustif plutôt que ciblant les 'meilleurs' ou les 'moins bons' produits

Les formats d'affichage dits **exhaustifs** ont pour vocation d'être apposés sur tous les produits alimentaires, par opposition à des formats qui ne seraient applicables que sur les produits de faible impact (de type 'sceau d'approbation') ou les produits de fort impact (de type 'avertissement'). Si les formats non exhaustifs portent l'attention spécifiquement sur certains types de produits, ils sont en revanche de portée limitée, et peu mobilisables dans le cas où l'affichage serait apposé de façon volontaire. En effet, ils nécessitent pour le consommateur que le signal envoyé par l'absence d'affichage soit clair. Or, en situation d'affichage volontaire, l'absence d'affichage peut être interprétée comme l'absence d'atteinte de l'objectif pour obtenir l'affichage, tout comme l'absence de volonté d'adhérer à l'affichage entièrement de la part de l'opérateur.

Ainsi, étant donné l'objectif reconnu pour l'affichage d'améliorer les connaissances des consommateurs dans le domaine de l'impact environnemental des aliments, il est donc recommandé de retenir un format **exhaustif**, permettant aux consommateurs d'appréhender le continuum des impacts du plus faible au plus fort.

2.3. Un affichage simple, compréhensible par tous et coloriel

Notre réflexion a insisté sur la nécessité de tenir compte des inégalités sociales face aux enjeux environnementaux, et l'importance que l'affichage environnemental puisse être un instrument mobilisable pour l'ensemble des catégories de la population.

Cette réflexion impose que le format d'affichage retenus soit interprétable et compréhensible par tous, en particulier les publics les plus vulnérables ou aujourd'hui éloignés des réflexions environnementales.

Aussi, la saillance de l'affichage est un des éléments importants à prendre en compte. Cette dernière est en particulier transmise par le biais de couleurs, faisant appel à des heuristiques permettant des associations implicites facilitant leur usage [Jacquier et al 2012, Prevost et al 2017]. Les résultats des premières expérimentations confirmaient cet effet de l'utilisation des couleurs (sur le spectre vert-rouge) comme un critère indispensable d'efficacité, en particulier pour conduire à des changements dans les comportements d'achat.

2.4. Un format transversal portant sur l'ensemble de l'alimentation

Les pratiques alimentaires varient en fonction des sous-groupes de la population, en particulier en ce qui concerne les groupes alimentaires les plus consommés, pouvant agir comme des marqueurs sociaux [Lusk et al 2011, Meiselman 2020]. La consommation de fruits et légumes est un des marqueurs sociaux des classes les plus favorisées, alors que la consommation de viande reste un marqueur des classes populaires [Ellies et al 2017].

De plus, les inégalités d'accès à l'alimentation augmentent, avec des difficultés budgétaires pour une partie toujours plus importante de la population [Darmon et al 2023]. De ce fait, il importe que les mesures mises en place, et en particulier l'affichage environnemental ne conduisent pas à leur aggravation. Ceci pourrait être le cas si les alternatives mises en avant par l'affichage étaient systématiquement plus chères, renforçant le sentiment que les enjeux environnementaux ne sont pas à la portée des classes populaires qui en subissent les conséquences [Denhez 2021]. Il est donc nécessaire que l'affichage environnemental permette une comparabilité immédiate entre tous les produits, incitant à des substitutions *intra* et *inter-catégories* de produits.

De cette manière, les substitutions vers produits plus favorables au sein des catégories, *a priori* plus coûteux peuvent être compensées par des transferts vers des catégories de moindre impact en moyenne, potentiellement moins chères (produits végétaux).

2.5. Un contexte d'implémentation assurant la saillance de l'affichage

Quel que soit le système sélectionné, il importe de reconnaître que le contexte dans lequel il est implémenté impacte son efficacité potentielle en termes de changements de comportements du consommateur.

Assurer la saillance du système comprend la mise en place de certaines contraintes dans l'affichage, en termes de modalités d'implémentation : au mieux, son implémentation obligatoire, assurant sa présence sur l'ensemble des produits alimentaires, mais *a minima* cela comprend des règles en termes de standardisation du format (pour assurer sa reconnaissance immédiate quel que soit le produit sur lequel il est apposé) que ce soit en taille ou en positionnement sur la face avant des emballages.

3. Des points de discussion au regard du contexte et des objectifs annoncés pour l'affichage environnemental

Si certains éléments du format d'affichage pouvaient être recommandés dès 2021, pour d'autres points, des incertitudes persistaient sur les modalités les plus pertinentes au regard du contexte et des objectifs considérés pour l'affichage environnemental. Plus spécifiquement, si des éléments issus des expérimentations précédentes dans le champ de l'étiquetage nutritionnel pouvaient être rappelées, la transposition de ces résultats à l'affichage environnemental ne pouvait être anticipé en l'absence de données expérimentales spécifiques. Si certaines prémisses pouvaient se dessiner, des incertitudes persistaient au regard des objectifs considérés pour l'affichage environnemental.

Surtout, les discussions menées avec les opérateurs ont fait remonter de nouvelles alternatives en termes de format et renforcé la nécessité d'explorer davantage certaines options mises en avant par les filières dans le cadre de l'affichage environnemental.

3.1. Un système en quelques classes ou un chiffre ?

Les premières expérimentations menées en 2021 avaient montré une supériorité des formats comportant une gradation ordinale en quelques classes (entre 3 et 7 classes) pour améliorer la capacité des consommateurs à classer les produits les uns par rapport aux autres [Muller 2021]. En revanche, les résultats des expérimentations montraient que ces types de formats ne leur permettaient pas d'appréhender correctement l'ampleur des distances entre les produits. L'association entre un système en classes et un système descriptif chiffré permettait d'augmenter l'information disponible pour le consommateur sans pour autant diminuer l'efficacité du modèle.

Par ailleurs, de nombreuses alternatives développées par les opérateurs reprennent un format ordinal en quelques classes (le plus souvent 5 classes proposées), prenant exemple sur le Nutri-Score pour l'étiquetage nutritionnel. Ce sont donc ceux pour lesquels nous disposons de davantage de données sur les réponses des consommateurs.

a) Les bénéfiques et limites d'un format ordinal en quelques classes

Un système ordinal réduit l'information disponible à quelques classes, en général présentées de sorte à être directement interprétables (par des lettres, des classes de couleur, des étoiles ou autres). Dans le cadre de l'affichage sur les produits alimentaires, un format de ce type peut s'appuyer *en théorie* sur les résultats observés dans le domaine nutritionnel par le Nutri-Score, auquel il peut envisager de faire référence. En effet, dans le domaine nutritionnel, le Nutri-Score a montré sa supériorité par rapport à des formats descriptifs en termes de changements du comportement du consommateur. Néanmoins, la transférabilité des résultats du domaine nutritionnel au domaine environnemental n'est pas immédiate, du fait de la différence dans les contextes dans lesquels ces mesures s'inscrivent.

Par définition, la réduction d'un indicateur continu à quelques classes masque les distances entre produits et suggère une interprétation linéaire. Or, dans le cas de l'impact environnemental des produits alimentaires, l'ampleur des impacts ne se distribue pas le long d'un continuum de type linéaire. Compte tenu de la dispersion des impacts environnementaux sur l'ensemble de l'alimentation, une échelle à cinq niveaux ne permet pas de discriminer facilement des produits au sein d'une même famille de produits et de rendre bien visibles aux consommateurs les écarts associés aux manières de produire et de transformer au sein des familles de produits. Ceci réduit la force de l'affichage du point de vue des incitations à des changements du côté de l'offre en matière de modes de production, de transformation ou distribution.

Pour pallier ces limites, il serait possible de proposer un nombre plus important de classes, pour assurer la visibilité de la variabilité des impacts environnementaux *intra* et *inter-catégories*. Néanmoins, si les classes sont plus nombreuses, les consommateurs perçoivent moins la différence entre deux classes proches (la distance étant estimée plus faible) et les effets en termes de changement de comportement peuvent s'avérer moins importants [Crosetto *et al* 2015].

b) Les bénéfiques et limites d'un système numérique simple

Un format numérique en valeur absolue, par définition, n'opère pas de réduction de l'information disponible. Par extrapolation, il peut être interprété comme un format ordinal dont le nombre de classes serait infini. **Il permet donc**, comme pour les formats réduits à quelques classes, **d'ordonner les produits les uns par rapport aux autres**. Néanmoins, son grain étant plus fin, il est en mesure de classer de faibles écarts, et tout particulièrement d'apporter une différenciation des produits dans une même catégorie, ce qu'un format en quelques classes peut masquer.

De plus, une mesure en chiffre absolu de l'impact environnemental peut permettre de capter les distances entre plusieurs produits et d'apporter une information sur l'amplitude des écarts entre différents produits, ce qu'un affichage en un nombre réduit de catégories peut avoir tendance à masquer. Un format descriptif numérique peut ainsi permettre une comparaison à la fois en *inter* et en *intra-catégorie*, une mesure rendant compte autant des grands que des petits écarts et en explicitant l'amplitude objective.

On peut aussi envisager d'attribuer **une visée pédagogique** à un format d'affichage descriptif : il peut en effet permettre d'appréhender des repères, des ordres de grandeurs sur les valeurs d'impact environnemental des produits et des catégories de produits. Enfin, une valeur numérique a des qualités métriques propres : propriété d'additivité permettant de s'y appuyer pour construire des raisonnements de type 'comptabilité environnementale' à terme. Bien sûr, le choix d'un indicateur comptabilisable par le consommateur suppose de renoncer d'une part à l'affichage d'une note (note sur 20 ou sur 100 par exemple) d'autre part à une échelle multiplicative (pour des détails sur ce point, voir la suite sur les expériences ADAE).

Néanmoins, les formats de type descriptifs sous la forme d'un chiffre seul se heurtent à plusieurs limites.

Perte de saillance

Un format descriptif, comportant uniquement une information chiffrée (et donc présentée sous forme monochrome) est moins saillant pour le consommateur qu'un format interprétatif. De plus, le contexte d'utilisation d'un *affichage* face avant en situation de choix en libre-service nécessite une captation de l'attention immédiate, les choix s'opérant souvent dans un laps de temps de quelques secondes, ce qu'un format avec peu de saillance ne sera pas en mesure de réaliser.

Absence de direction de la valeur présentée

En présence d'un chiffre seul, la direction de l'information n'est pas perçue immédiatement. Une valeur plus faible peut correspondre aussi bien à un moindre impact qu'à une 'moins bonne' note dans un raisonnement rapprochant l'indicateur à un 'score'. L'interprétation de l'information proposée nécessite de recourir à des connaissances préalablement acquises sur la valeur transmise par le chiffre et son orientation.

Absence de référentiel permettant la comparaison et l'ancrage des valeurs dans le continuum des possibles

Une valeur numérique seule n'est pas directement interprétable en l'absence de référentiel disponible et nécessite, là encore de recourir à des connaissances antérieures du consommateur pour être décrypté. Dans le cas de l'impact environnemental, cette difficulté est d'autant plus grande que le consommateur n'a que peu de notions sur l'échelle des possibles des valeurs d'impact environnemental des produits alimentaires. Il lui est donc tout d'abord nécessaire d'intégrer les valeurs possibles sur le continuum avant d'être en mesure d'évaluer le chiffre qui lui est proposé sur le produit qu'il sélectionne.

Charge cognitive plus importante

Au total l'absence d'interprétation directe de l'information apportée nécessite des ressources cognitives importantes pour être mobilisé, imposant de recourir *a priori* à des connaissances déjà acquises par le consommateur. Or, dans le cas de l'impact environnemental des produits alimentaires, ce socle de connaissances est limité.

c) La place des sous-scores

Les sous-scores ont été proposés par de nombreux opérateurs, mettant en avant la transparence de l'information apportée au consommateur. La présence de sous-score apparentent les formats les utilisant à des formats analytiques, dont on a pu détailler précédemment les limites. Nous en rappelons ici brièvement l'intérêt et les limites.

Les avantages du détail de plusieurs sous-scores

La mise à disposition d'informations détaillées par domaines d'impact environnemental peut permettre au consommateur de rattacher directement les données disponibles à un système de valeurs connu : transport, émissions de gaz à effet de serre, biodiversité, etc. Elle est en particulier d'intérêt pour les consommateurs ayant une sensibilité plus importante envers une catégorie d'impact par rapport à une autre (réduction des gaz à effet de serre contre impact sur la biodiversité par exemple). Elle peut permettre d'aider à la compréhension des enjeux environnementaux, d'asseoir leur crédibilité, et d'instaurer un dialogue éclairé entre l'offre et la demande quant aux changements à donner aux procédés de production.

Les limites des systèmes analytiques

Si un format analytique permet directement au consommateur de réaliser ces arbitrages entre dimensions d'impact à privilégier, ces derniers ne seront probablement réalisables que pour la frange des consommateurs les plus informés des questions environnementales, et à même de réaliser une priorisation entre les différentes dimensions en fonction de leurs valeurs propres. Inversement, la

présentation de sous-score peut s'avérer source de confusion, en particulier pour les consommateurs les plus éloignés de l'information. Dans ce cadre, le risque est grand que l'information ne soit pas prise en compte, et considérée comme trop incertaine pour le prendre en compte dans les décisions d'achat [Muller et al 2021 ADAEI].

3.2. Un système transversal ou par catégories ?

Le rapport de 2021 préconisait que l'échelle principale évalue l'ensemble de l'alimentation sur un seul et même continuum. Néanmoins, plusieurs initiatives ont approché la question de la comparabilité au sein d'une catégorie de produits, afin de mettre en avant les meilleurs produits d'une catégorie et promouvoir les pratiques agroécologiques. Nous apportons ici des éléments supplémentaires sur ce point.

Un recours à une échelle interprétative catégorie par catégorie pose des risques importants d'interprétations trompeuses : positionner au même niveau des produits aux impacts très différents du fait de leur appartenance à des catégories différentes. Or, les analyses réalisées sur l'impact environnemental des produits (voir section 2) ont montré que les écarts d'impacts environnementaux entre les catégories de produits sont plus grands que les écarts au sein de chaque catégorie. Ainsi, des substitutions intra-catégories ne sauraient suffire ou compenser un maintien d'un régime très impactant. Aussi, l'utilisation d'un référentiel par catégories peut être une source de confusion pour le consommateur. Cette confusion serait d'autant plus dommageable que l'on souhaite inciter à la modification des régimes alimentaires plutôt qu'à des substitutions au sein des catégories de produits. Enfin et surtout, le risque associé à l'utilisation d'échelle par catégories de produits est qu'il mette en avant systématiquement des produits plus chers, renforçant potentiellement les inégalités sociales liées à l'alimentation en l'absence d'alternative envisageable pour les ménages les plus modestes (*cf. supra*).

D'un point de vue pragmatique, un format par catégories de produits nécessiterait par ailleurs de disposer d'une base pertinente de catégorisation des aliments là où, du fait de la diversité de l'offre alimentaire, les frontières entre catégories sont floues. Une catégorisation pourrait par exemple être envisagée pour les produits animaux (viande et volaille). Mais dans cette catégorie, de nombreux produits innovants ont été lancés sur le marché, comportant une part d'ingrédients animaux et une part d'ingrédients végétaux (comme des préparations hachées contenant de la viande de bœuf et des légumineuses). Le positionnement de tels produits poserait problème. Un spectre calé sur l'impact minimum et l'impact maximum par catégorie nécessiterait ainsi une réactualisation fréquente pour tenir compte des innovations.

Les résultats de l'expérimentation menée par le laboratoire GAEL en 2021 avait permis de montrer que les formats dont la base de référence était par catégories conduisaient à des changements dans les impacts environnementaux des paniers des participants à l'étude de moindre amplitude par rapport à des formats dont la base de référence était transversale.

Encadré ADAEI

L'étude expérimentale ADAEI (rappel)

L'étude ADAEI comparait les impacts sur les achats en magasin expérimental en ligne sur un échantillon de 600 consommateurs de cinq formats alternatifs d'affichage environnemental. Format A est un équivalent du Nutri-Score 'intra-catégorie' qui classe chaque aliment selon son impact environnemental relatif au sein de sa catégorie d'aliments, parmi quatre : produits végétaux, produits laitiers et aux œufs, viande et poissons, produits composés. Format B est aussi un équivalent du Nutri-Score, mais 'inter-catégories' ou 'transversal', où chaque produit est positionné par rapport à l'ensemble des aliments. Format C est le format B accompagné d'un format numérique exprimé par une note sur 100. Format D est format C, mais le format numérique est un score multiplicateur. Format E est un format B accompagné de sous-scores : climat, biodiversité, exposition humaine.

Le premier résultat de ADAEI est que le format A, intra-catégorie est moins efficace que les formats inter-catégories (B, C, D, E) pour réduire l'impact environnemental des choix des consommateurs. Ce format A cumule les désavantages par rapport aux formats inter-catégories : il augmente le prix au kilo des biens choisis alors que les autres formats le réduisent ; il baisse la qualité nutritionnelle du panier alors que les formats transversaux l'améliorent ; il ne réduit pas la quantité de Viande et Poissons, à la différence de ces formats transversaux.

Le second résultat de ADAEI est que les changements induits par les formats transversaux B, C, D, E sur les achats des consommateurs sont tous bénéfiques de façon significative, sans qu'aucune de ces améliorations ne soit significativement différente d'un format à l'autre. Chacun réduit l'impact environnemental du panier, réduit son prix au kilo, ne dégrade pas la qualité nutritionnelle, et réduit la quantité de Viande et Poissons.

Au total, ADAEI a permis de rejeter les formats 'intra-catégories', au profit des formats 'inter-catégories', sans permettre d'arbitrer entre les formats transversaux.

3.3. Un système au kilo ou à l'unité de vente ?

Le choix de l'unité fonctionnelle à laquelle l'indicateur est rapporté est important, en particulier dans le cas d'un affichage descriptif sous la forme d'un chiffre en valeur absolue. Deux options sont pertinentes et possibles : (i) un kilo de produit ; (ii) l'unité de vente.

La première option rapportée au kilo donne la priorité à la comparabilité directe entre produits en faisant abstraction de l'unité de vente. Elle élimine les effets associés à la diversité des unités mises en vente, en particulier pour un même produit qui pourrait être proposé selon plusieurs formats (de la même manière qu'un vêtement est proposé en plusieurs tailles).

Dans la seconde, la priorité est donnée à des raisonnements de type comptabilité environnementale des achats, simplifiant le calcul de l'impact total du panier d'achat ou de substitutions de produits au sein du panier. En revanche, dans ce cas, le consommateur n'a pas directement accès à la valeur 'propre' d'impact environnemental du produit, ce qui peut limiter la capacité du format d'affichage à servir de vecteur d'apprentissage de repères vis-à-vis de l'impact environnemental de différentes catégories de produits ou de modes de production.

Ces intérêts respectifs de ces deux unités fonctionnelles sont semblables à ceux que l'on trouve pour les prix, qui sont exprimés par kilo (permettant de comparer la valeur 'qualité/prix' du produit) et à l'unité vendue (permettant de constituer un panier en tenant compte de contraintes budgétaires).

Les deux standardisations, 'par kilo' et 'par unité de vente' sont donc légitimes et portent chacune des perspectives à mettre en relation avec les objectifs proposés pour l'affichage environnemental.

4. Résultats des expérimentations

Les expérimentations menées durant les années 2022 et 2023 ont permis de lever certaines incertitudes concernant les modalités les plus efficaces des critères ci-dessus, et identifier dans le cadre spécifique de l'affichage environnemental les options les plus prometteuses.

En 2023, une étude, appelée « Alimentation Durable, affichage Environnemental 2 » (ADAE2), recourant aux méthodes de l'économie expérimentale a été réalisée au Laboratoire GAEL de l'Université de Grenoble Alpes. Cette étude complète l'étude ADAEI menée en 2021 pour le premier conseil scientifique, par le même laboratoire. ADAEI a permis de rejeter les formats fondés sur des

catégories de produits, les formats dits « intra-catégories » (voir l'encadré ADAEI ci-dessus). Ainsi, l'étude ADAE2 porte sur les formats inter-catégories, dit transversaux.

4.1. Objectifs

ADAE2 vise à répondre à **trois questions**.

- **Question 1 : Format souhaité.** Quel est le format d'affichage environnemental en face avant des produits souhaité par les consommateurs ?
- **Question 2 Performance évaluative.** Quel format permet aux consommateurs de faire la meilleure *évaluation* des impacts environnementaux de produits alimentaires ou de repas ?
- **Question 3 Changements induits.** Quel format contribue à *faire changer* les comportements effectifs d'achat des consommateurs vers une alimentation plus durable au sens des indicateurs retenus ?

4.2. Design expérimental

ADAE2 est composée de deux campagnes expérimentales distinctes, « configurateur » et « achats » effectuées de juin à septembre 2023.

Une campagne dite « configurateur » a été effectuée en ligne auprès de 451 consommateurs résidents en France métropolitaine. Chaque participant a construit son format souhaité à partir de briques élémentaires (<https://enviroscore.science/>), puis a évalué des produits et des repas en utilisant ce format choisi, après avoir fait cette évaluation en absence de format.

Une campagne dite « achats » effectuée en laboratoire, réalisée dans le magasin expérimental de Grenoble Viallet auprès de 529 de l'agglomération. Chaque participant²² a acheté des aliments et évalué les impacts environnementaux de différents repas en utilisant un format d'affichage environnemental donné.

Pour la campagne « configurations » afin de construire son *format souhaité*, un participant devait coupler une option de format numérique et une option d'idéogramme, il pouvait accompagner son choix d'un complément analytique.

Pour la campagne « expérience », l'étude compare les performants de trois formats (figure 1 ci-dessous) un format numérique en points par kilo (0-999), un format idéogramme de 8 classes colorisées avec lettres ABCDEFG, un format combinant les deux précédents. Chacun de ces trois formats pouvait être complété par un sous-score.

4.3. Formats testés

a) *Indicateur numérique.*

C'est un chiffre synthétique et transversal qui donne à l'utilisateur une *mesure* de l'impact environnemental du produit qu'il considère. Cette mesure permet d'apprécier la distance, *l'écart d'impact environnemental* entre deux produits.

Trois modalités étaient possibles pour la campagne configuration. (i) Le score ACV EF modifié (voir plus bas) multiplié par 100 ; il est compris entre 0 (pas d'impact environnemental) et 999 (impact

²² Les participants sont majoritairement des femmes (72%) de tous âges, au revenu annuel du foyer situé pour 40% d'entre eux entre 20.000 et 40.000€, 51% ont un diplôme équivalent au 2° cycle universitaire, 85% mangent de la viande.

maximum). (ii) Le score est une note sur 20, telle que cette note double tous les quatre points de score EF. (iii) Le score est une note sur 100, avec doublement de l'impact tous les 20 points.

Seule la modalité (i) a été retenue pour la campagne « achats ».

b) Format idéogramme.

La présence d'un idéogramme signale au consommateur le positionnement d'un produit dans l'une des *classes de produits*. L'idéogramme est composé de couleurs, du vert (impact faible) au rouge (fort impact) et des lettres (ABCDE...). Ce format permet aux consommateurs de classer en un coup d'œil un produit, mais non d'évaluer les distances qui séparent deux produits. Du nombre de catégories retenues dépend la précision du signal, mais aussi sa simplicité.

Dans cette étude le nombre de classes peut être de 3, 5 ou 8. Les seuils sont définis sur une base logarithmique.

Dans la campagne « configuration », ont été retenus des formats à 3, 5 et 8 classes de produits et des couleurs prescriptive puisque, utilisant le rouge et le vert, elles rappellent au consommateur les feux tricolores de circulation routière et les comportements appris à leur sujet.

Seule la modalité à 8 classes a été retenue pour la campagne « achats ».

c) Format Combiné.

C'est le couplage d'un format numérique et d'un idéogramme. Une telle combinaison est obligatoire dans la campagne « configuration », c'est l'un des formats de la campagne « achats ».

d) Format complémenté.

Un complément à l'affichage synthétique – numérique, idéogramme ou combiné – est possible.

Pour la campagne « configuration » ce peut-être un 'sous-score' ou de 'bonnes pratiques'. Les sous-scores (climat, biodiversité, santé environnementale, épuisement des ressources) sont exprimés par les couleurs des classes de l'idéogramme synthétique construits selon les mêmes critères, l'affichage est fait sans la présence de l'ensemble des catégories. Le complément 'bonnes pratiques' affiche les bonus proposés à la date de la construction des indicateurs (5 avril 2023) : 'conditions à la ferme bénéfiques à la biodiversité' et 'conditions d'élevage favorables'. Pour la campagne « achats » seuls les sous-scores sont possibles (Figure 1).

Pour les deux campagnes, une liste et l'analyse de l'impact de 550 produits²³ ont été fournis par l'ADEME. Leurs impacts environnementaux ont été fournis par l'ADEME sur la base du score *Product Environmental Foot* (PEF) modifié par l'ADEME (avec compléments) dans sa version disponible au moment de l'étude (5 avril 2023) et exprimé en points par kg.

Pour la campagne configuration, Il est construit à partir du PEF révisé disponible au moment de l'étude, tel que fourni par l'Ademe le 5 avril 2023.

Nous présentons à présent les résultats dans l'ordre des trois questions, en combinant les apports des deux campagnes, « Configurateur » et « Achats ».

²³ Entrées et plats composés (110) ; Viandes, œufs, et poissons (107) ; Fruits, légumes, légumineuses et oléagineux (76) ; Produits céréaliers (70) ; Lait et produits laitiers (69) ; Boissons (50) ; Aides culinaires et ingrédients divers (20) ; Matières grasses (17) ; Produits sucrés (16) ; Glaces et sorbets (.)

4.4. Résultats

a) Résultats relatifs au format souhaité

Les résultats relatifs au *format souhaité* par les consommateurs (en réponse à la question 1) sont les suivants.

Résultat 1. Une écrasante majorité des participants (95%) souhaitent la présence d'un idéogramme dans le format. Mais 89% souhaite aussi la présence d'un indicateur numérique. Ainsi, 86% ont configuré un format couplant numérique et idéogramme qui sont clairement désirés comme des compléments et non comme des substituts.

Résultat 2. 67% des participants souhaitent aussi une information complémentaire, confirmant un résultat déjà connu : les consommateurs souhaitent *a priori* disposer en face avant de toutes les informations possibles.

Résultat 3. Un format qui se *limiterait* au seul indicateur numérique serait massivement rejeté.

Résultat 4. Pour l'indicateur numérique, le souhait des consommateurs se porte très majoritairement vers une note, note sur 20 ou note sur 100. Ils ne choisissent pas un format numérique en points par kilo.

Résultat 5. Pour l'idéogramme, le choix des consommateurs se porte vers 3 classes aux couleurs des feux tricolores, qu'il préfère au 5 classes du Nutri-Score ou à 8 classes qui augmenterait la précision du classement (en absence de format numérique).

Résultat 6. Le choix du contenu des sous-scores venant compléter le format synthétique est partagé.

b) Les résultats relatifs aux performances évaluatives

Les résultats relatifs aux *performances évaluatives* des consommateurs selon le format utilisé (en réponse à la question 2) sont les suivants.

Résultat 7. En absence d'affichage environnemental, les consommateurs savent, certes, classer les produits relativement aux autres, mais ils savent mal évaluer les écarts d'impacts qui existent entre eux.

Résultat 8. En absence d'affichage environnemental, les consommateurs ne savent pas identifier entre plusieurs le repas celui qui a le plus faible impact environnemental.

Résultat 9. En absence d'affichage environnemental, les consommateurs *sous-estiment* les distances (écarts d'impacts environnementaux) entre aliments de catégories différentes ayant une origine végétale ou animale.

Résultat 10. En absence d'affichage environnemental, les consommateurs *surestiment* les écarts d'impacts entre produits similaires au sein d'une même catégorie de produits quand ils sont différenciés par des modes de transports ou des modes de production différents (cas du bio).

Résultat 11. Pour évaluer les impacts environnementaux d'un produit, les consommateurs utilisent le format numérique et les sous-score lorsqu'ils en disposent.

Résultat 12. L'indicateur numérique révèle une très grande supériorité pour permettre aux consommateurs d'évaluer l'impact environnemental des produits et des repas. Les formats numériques permettent en effet d'atténuer les surestimations et sous-estimation (résultats 9 et 10).

Résultat 13. L'évaluation des impacts de produits présentés dans des volumes différents montre les difficultés des consommateurs à utiliser l'unité fonctionnelle par kilogramme de produit lorsque la tâche nécessite d'évaluer des produits présentés dans des unités de vente de quantités inégales.

Résultat 14. Malgré la difficile prise en compte de l'unité fonctionnelle, la supériorité du format numérique est significative lorsqu'il s'agit pour le consommateur d'évaluer l'impact global d'ensembles de produits différents, comme des repas alternatifs. Dans ce cas, qui combine des impacts dus aux substitutions animal-végétal et aux substitutions de modes de production ou de transport, les sous et surestimations sont (partiellement) corrigées.

Résultat 15. Les consommateurs qui disposent des sous-scores n'améliorent pas leur performance évaluative face à ceux qui n'en disposent pas.

c) Les résultats relatifs aux changements de comportement d'achat

Les résultats relatifs aux *changements induits* par les formats dans les achats des participants (en réponse à la question 3) sont les suivants.

Résultat 16. Le format qui combine numérique et idéogramme est celui qui conduit le consommateur aux changements dans ses achats alimentaires qui réduit le plus l'impact environnemental de ces achats. Il est plus performant que le format idéogramme seul.

Résultat 17. Ce format combinant numérique et idéogramme conduit à des changements dans les achats aux prix par kilo réduit.

Résultat 18. Ce format combinant numérique et idéogramme conduit à des changements qui n'affectent pas significativement la qualité nutritionnelle.

Résultat 19. Les formats 'numérique seul' ou 'idéogramme seul' conduisent à des changements d'achats qui vont dans la bonne direction, mais qui vont moins dans les directions recherchées que le format combiné.

Résultat 20. La présence du seul sous-score tend à dégrader l'impact environnemental des choix effectués comparé aux formats synthétiques, qu'ils soient numériques ou par idéogramme.

4.5. Contribution de l'étude ADAE2 aux réflexions sur l'affichage environnemental

En conclusion, le format d'affichage environnemental en face avant de produits *souhaité* par les consommateurs est un idéogramme synthétique de trois couleurs (à la façon des feux tricolores), complété par un format numérique et par des sous-scores. La *performance évaluative* des consommateurs est fortement améliorée par la présence d'un format numérique qui vient corriger en partie la sous-estimation par le consommateur de l'ampleur des impacts dus à l'origine animale des aliments, qu'il croît (de façon erronée) pouvoir compenser par le choix de produits aux modes de transport (comme les produits locaux) dont il surestime l'ampleur des écarts en matière d'impact environnemental.

On sait (cf. travaux sur la nutrition) qu'un format interprétatif est préférable à un format descriptif pour faire changer les comportements. Les résultats obtenus montrent que les consommateurs préfèrent et utilisent bien le couplage des deux à la fois. Le format combiné souhaité par le consommateur n'a pas besoin, côté idéogramme, de comporter plus de trois classes, le rendant adéquat à court terme (idéogramme simple) et prometteur à terme (format numérique) permettant l'apprentissage des ordres de grandeur et les arbitrages dans la constitution des repas et des régimes, ouvrant la voie à une comptabilité environnementale.

La difficulté est dans l'utilisation d'un PEF par kilo plutôt qu'une note sur 20 ou sur 100, qui a la préférence actuelle des consommateurs. L'arbitrage sera entre la satisfaction immédiate d'un souhait sans doute fondé sur l'habitude et l'investissement dans un outil au fort potentiel (une métrique universelle et comptabilisable) manquant aujourd'hui de familiarité. Les sous-scores sont plébiscités en complément d'un format. Lorsqu'ils sont seuls, leur efficacité est faible tant pour évaluer que pour changer les comportements. Les études antérieures (ADAE1) ont montré que, en univers

expérimental, il pouvait améliorer l'efficacité d'un score synthétique en face avant. Un tel résultat est-il reproductible en magasin ? Les études sont à faire sur ce point.

Étant donné les objectifs pour l'affichage environnemental sur le long terme, il semble important de prioriser un instrument de renforcement des connaissances, si tant est qu'il soit complété par d'autres mesures permettant de porter ces effets. Ce choix est guidé par le contexte spécifique de l'affichage environnemental. La modification de ce contexte à terme pourrait conduire à une modification des recommandations sur le format à mettre en œuvre.

5. Contexte d'implémentation

Quel que soit le format sélectionné *in fine*, il semble utile de rappeler certains éléments sur le contexte d'implémentation nécessaire à la mise en œuvre d'un système cohérent de politiques publiques en ce qui concerne l'affichage sur les produits alimentaires, étant donné la multiplicité des mesures aujourd'hui en œuvre dans le domaine.

5.1. Légitimité des formats

La légitimité d'un format et sa crédibilité auprès du grand public sont principalement portées le socle scientifique sur lequel il s'appuie. Les travaux scientifiques qui fondent le choix des variables retenues et leurs modalités de calcul, qui en constituent la base, doivent pouvoir être compris, acceptés, et donc explicités aux consommateurs, ainsi que leurs pondérations. L'État est le garant d'une information du consommateur fiable et scientifiquement valide, qui soutient la légitimité du format. Cette légitimité se construit sur la base des objectifs du dispositif perçus par le public, des moyens mobilisés perçus, des actions médiatisées réalisées (Suchman, 1998 ; Nabec et al. 2015), et aussi de la légitimité de la source émettrice de l'information.

5.2. Éviter la présence de formats concurrents

L'expérimentation a été l'opportunité pour les différents opérateurs de proposer et tester de nombreux formats alternatifs. Ces formats s'appuient sur des logiques, des indicateurs et des messages de natures hétérogènes. Afficher différentes variantes concurrentes d'impacts environnementaux présenterait un risque important de confusion du consommateur, mettant en avant une absence de référentiel, voire présentant des informations contradictoires relatives au même produit. Il est nécessaire de s'assurer que le format retenu par les pouvoirs publics sera le seul à être apposé en face avant des emballages, à l'exclusion de tout autre format couvrant d'une façon ou d'une autre le champ des impacts environnementaux dans un objectif de cohérence et de lisibilité des politiques publiques.

5.3. Éviter une proximité trop grande au Nutri-Score et autres logos en face avant des emballages

La face avant des emballages des produits alimentaires comporte déjà un nombre important d'informations, d'indicateurs de qualité, d'allégations nutritionnelles et souvent le Nutri-Score. Le Nutri-Score présente la qualité nutritionnelle sur une échelle ordinaire et colorielle en cinq classes allant du vert au rouge et de A à E. Adopté en France en 2017 à titre volontaire, il est connu de 95% de la population.

L'introduction d'un nouveau système d'information en face avant des emballages portant sur l'impact environnemental, dimension encore peu connue du consommateur, pose un risque de confusion, notamment dans les cas où seul l'un des deux formats sera présent si les formats retenus sont trop proches. Il est donc nécessaire d'assurer que l'identité visuelle des deux formats est suffisamment distincte pour assurer à chacun une reconnaissance spécifique par les consommateurs.

6. Synthèse

6.1. Un compromis entre descriptif et interprétatif simple au vu des objectifs recherchés

Les travaux portant sur le format graphique d'un affichage environnemental mettent en évidence les tensions pouvant exister quant à ses modalités, au regard des objectifs que l'on souhaite prioriser.

Les formats interprétatifs simples, reposant sur des mécanismes de type *nudge*, présentant l'information sous une échelle réduite à quelques classes ont montré leur efficacité pour modifier les comportements en situation expérimentale et réduire l'impact environnemental des paniers d'achats des consommateurs. Ils permettent une comparaison directe des produits, et leur efficacité repose sur des mécanismes de raisonnement automatique, sur la base d'implicites généralement admis et sont généralement préférés des consommateurs. Néanmoins, l'information délivrée par ces formats ne permet pas de rendre compte des valeurs objectives d'impact ou des distances formelles entre les produits. Dans le cadre de l'affichage environnemental, cette limite est accentuée par la distribution des produits alimentaires sur le continuum d'impact environnemental. Un tel format pourrait en effet rendre compte grossièrement des écarts entre grandes catégories de produits, mais beaucoup moins des pratiques agroécologiques – à moins de compromis importants pouvant réduire l'efficacité pour lequel il serait sélectionné.

A *contrario*, les formats descriptifs, reposant sur une valeur chiffrée simple permettraient de traduire directement un indicateur d'impact environnemental, son effet potentiel reposant sur des comportements d'achats rationnels. Un tel format serait en mesure d'informer sur les ordres de grandeurs et les distances d'impact entre produits, et servir de base pour un apprentissage de ces éléments chez les consommateurs, mobilisables sur le long terme. En revanche, en l'absence d'éléments d'interprétation associés, ce type de format est peu saillant et donc peu efficace pour modifier les comportements des consommateurs en situation d'achat. De plus, ce type de format est généralement peu apprécié des consommateurs.

Si l'objectif principal de l'affichage est de modifier les comportements des consommateurs, les formats interprétatifs simples semblent le meilleur choix ; si en revanche l'objectif est l'information objective, les formats descriptifs semblent le meilleur choix.

Néanmoins, au vu de l'importance des enjeux environnementaux, un compromis entre les deux approches peut être proposé, en combinant un format descriptif chiffré à une échelle interprétative facilitant son utilisation et servant de support à la modification des comportements.

- Le premier élément est **descriptif**, basé sur une mesure cardinale en valeur absolue. Il transmet au consommateur une information objective sur l'impact environnemental de son alimentation et lui permet s'il le souhaite, de faire des choix rationnels relatifs à ce critère.
- Le second élément est **interprétatif**, coloriel, sur un spectre coloriel. Il simplifie la décision du consommateur lui permettant d'ancrer l'information apportée par le chiffre tant en ce qui concerne la direction que le continuum des possibles de ce chiffre. Il sert aussi à capturer son attention, en augmentant la saillance de l'étiquetage. Il oriente ses choix alimentaires vers des produits objectivement de moindre impact environnemental.

L'élément descriptif chiffré permet au consommateur de réaliser ses propres arbitrages selon ses objectifs individuels de consommation en matière d'environnement et d'ordonner les produits disponibles en rayon selon leur impact environnemental. L'élément interprétatif lui permet en un coup d'œil en rayon d'orienter ses choix vers les produits ayant un impact environnemental moindre, en donnant une direction à l'information chiffrée et en visualisant l'impact sur une échelle couvrant l'ensemble de l'alimentation.

Un tel format peut par ailleurs répondre aux tensions observées quant aux inégalités sociales. En effet, l'élément chiffré permet d'effectuer des comparaisons à la fois en *inter* et en *intra*-catégories de produits. Celles-ci peuvent être soutenues par l'élément interprétatif, qui renforce la possibilité d'appropriation de l'information pour l'ensemble des couches de la population. A ce titre, il est indispensable qu'un tel spectre d'interprétation couvre l'ensemble de l'alimentation, afin d'assurer que les alternatives mises en avant soient acceptables pour tous.

Un format 'combiné' a été testé lors de l'expérimentation, et conduisait aux changements de comportement les plus importants. Ces résultats permettent de soutenir l'intérêt d'une telle approche combinée.

Néanmoins, afin de limiter les effets de masquage des écarts (par des classes) ou une binarisation de l'information de l'utilisation d'un format interprétatif en quelques classes, il est possible de proposer un format interprétatif sous la forme d'un spectre coloriel continu. Attention néanmoins, cette proposition ne repose pas sur des observations empiriques. Le contre-argument est que les comparaisons normatives (ce produit est meilleur que celui-ci) perdent de la force avec un tel continuum. Ainsi, l'arbitrage est bien entre d'un côté des classes qui édulcoreraient les chiffres d'un côté et des classes qui donnent une saillance normative aux chiffres de l'autre côté.



Figure 6 Proposition de format combinant un élément chiffré descriptif et une échelle interprétative.

L'élément interprétatif servant de support pour ancrer l'information apportée par l'élément chiffré et faciliter les changements de comportements, quelques éléments peuvent en assurer une meilleure efficacité :

- Afin de permettre une lecture et une interprétation directe, un ancrage des impacts environnementaux présentés, l'ensemble du spectre de couleurs se doit d'être présent sur le format retenu, la valeur associée au produit étant positionnée à sa place sur ce spectre. Ceci assure une interprétabilité immédiate de l'échelle pour les consommateurs en leur apportant un référentiel où placer le produit. En l'absence de l'échelle complète, le consommateur ne peut ancrer le produit évalué comparativement aux autres dans l'ensemble de l'alimentation. En absence d'une telle échelle, elle doit être mémorisée par le consommateur, ce qui nécessite des ressources cognitives supplémentaires.

Empiriquement, les études ont montré que l'absence de spectre des couleurs ou simplement du spectre des possibles, réduisait fortement l'effet d'un format sur les comportements (Nutri-Score vs. Autres, référence).

- Du fait du couplage avec le chiffre descriptif, il serait possible de retenir soit deux couleurs aux extrêmes positionnant le spectre du chiffre, notamment la signification du zéro comme absence d'impact environnemental, soit un spectre de nombreuses couleurs, soit un continuum, un dégradé de couleurs positionnant l'interprétation à donner au chiffre d'un produit donné. L'utilisation de couleurs à sémantique forte (vert-rouge par exemple) a montré sa supériorité par rapport à d'autres formats.

6.2. Une valeur par unité au kilo

Si une unité fonctionnelle à l'unité de vente permet de prendre en compte des comportements de frugalité, en insistant sur la réduction des volumes d'achats, son usage se heurte à un contexte spécifique dans le cadre de l'affichage environnemental, où les connaissances des consommateurs sont faibles.

A ce titre, une approche priorisant la comparabilité immédiate des produits alimentaires en faisant abstraction des effets liés aux formats de vente semble indispensable à privilégier. En effet, ces derniers pouvant être multiples pour le même produit, un affichage par unité de vente pourrait conduire à des confusions du consommateur qui ne saurait quelle valeur attribuer 'dans l'absolu' à un produit donné.

Si le choix de l'unité au kilo est prioritaire pour le CS dans le contexte actuel, dans la perspective d'inciter à des raisonnements de type comptabilité environnementale à terme, les deux unités, kilo et unité de vente, peuvent être envisagées en complémentarité. L'unité kilo pour le format en face avant des emballages, celle par unité de vente localisée ailleurs, à l'image de ce qui est proposé pour le prix.

On peut envisager que la combinaison des deux informations (au kilo et à l'unité de vente) pourra à terme donner lieu à des opérations par les consommateurs sur l'ensemble des achats alimentaires. Les effets de compensation entre produits lors de la constitution de son panier alimentaire sont réalisables, comme les substitutions de produits, en favorisant des substitutions directes à quantités équivalentes (au kilo) ou des comportements plus frugaux par la réduction des quantités (à l'unité de vente). Les hypothèses soulevées sur les effets potentiels de cette combinaison d'information (au kilo et à l'unité de vente) sont à confirmer, en tenant compte du contexte de mise en place de l'affichage environnemental mentionné jusqu'à présent (socle de connaissances à consolider, caractère innovant du dispositif, disposition du consommateur à envisager une comptabilité environnementale des achats alimentaires).

6.3. La place des indicateurs complémentaires

Afin de limiter la sur-information et le risque de confusion qui en découlerait pour le consommateur, il est préférable que seul un indicateur synthétique environnemental soit affiché sur la face-avant des emballages, d'autres informations complémentaires pouvant être associée sur d'autres supports (face arrière, QR code, étiquette de prix). Cette considération est renforcée par un objectif de cohérence des politiques publiques en ce qui concerne l'étiquetage des denrées alimentaires, avec un nécessaire équilibre de la place accordée en face avant des emballages à l'étiquetage environnemental et nutritionnel (Nutri-Score).

Les résultats scientifiques et la consultation nationale montrent que le dos de paquet et le QR code sont préférables à la face avant, afin de ménager la simplicité de celle-ci.

La présentation d'informations complémentaires pour les consommateurs qui souhaitent le détail des différents aspects de l'impact environnemental des produits proposés (dimensions d'impact environnemental en format analytique) permettrait d'améliorer la transparence sur l'indicateur affiché en face avant, de façon similaire à la déclaration nutritionnelle. Ces informations complémentaires pourront ainsi présenter ce que contient l'indicateur synthétique de face avant, son contenu analytique et, dès lors, les champs qu'il ne couvre pas.

Idéalement, les données complémentaires devraient permettre de décomposer l'indicateur synthétique de façon exhaustive afin de le rendre intelligible. Il permettra au consommateur de recomposer s'il le souhaite l'indicateur synthétique à partir de ses données détaillées. Ceci permettra de donner un sens concret à l'indicateur synthétique, de le délimiter dans son champ de pertinence, et de le légitimer. En revanche, l'extension de 'sous-scores' à des dimensions non retenues dans l'indicateur synthétique présenté en face avant pourrait manquer de cohérence.

De plus, si l'indicateur central est ancré dans un continuum prenant en compte l'ensemble de l'alimentation, il est envisageable, avec un ordre de priorité moindre, de proposer une information complémentaire sur le positionnement du produit par rapport à sa catégorie, comme il est fait avec les allégations nutritionnelles. Les modalités nécessiteraient d'être standardisées afin d'éviter la confusion des consommateurs en cas d'utilisation d'informations potentiellement contradictoires.

6.4. Un spectre coloriel affiché dans son ensemble

Afin de permettre une lecture et une interprétation directe, un ancrage des impacts environnementaux présentés, l'ensemble du spectre de couleurs se doit d'être présent sur le format retenu, la valeur associée au produit étant positionnée à sa place sur ce spectre. Ceci assure une interprétabilité immédiate de l'échelle pour les consommateurs en leur apportant un référentiel où placer le produit. En l'absence de l'échelle complète, le consommateur ne peut ancrer le produit évalué comparativement aux autres dans l'ensemble de l'alimentation. En absence d'une telle échelle, elle doit être mémorisée par le consommateur, ce qui nécessite des ressources cognitives supplémentaires.

Empiriquement, les études ont montré que l'absence de spectre des couleurs ou simplement du spectre des possibles, réduisait fortement l'effet d'un format sur les comportements (Nutri-Score vs. Autres, référence).

6.5. Une échelle colorielle calculée sur l'ensemble de l'alimentation

L'élément interprétatif doit permettre au consommateur d'appréhender la comparaison de l'impact environnemental des produits alimentaires soit entre grandes catégories alimentaires (produits animaux contre produits végétaux par exemple) soit entre produits similaires (produits substituables aux modes de production différents par exemple). De ce fait, l'échelle de couleur associée au format numérique doit évaluer l'ensemble de l'alimentation sur le même continuum (cf. *supra*).

6.6 Des indicateurs complémentaires utiles, plutôt en face arrière des emballages ou QR-code

Le format graphique (valeur numérique + échelle colorielle) peut être complété par des informations additionnelles, dont on a vu qu'elles étaient souhaitées par les consommateurs : sous-scores (biodiversité, pesticides...) analysant le score synthétique. Celles-ci pourraient contribuer à la transparence sur les impacts environnementaux évalués, à donner de la crédibilité au signal, et à aider à une meilleure compréhension des enjeux environnementaux.

L'utilité de telles informations complémentaires faisant peu de doute, la question à leur sujet concerne leur place, leur **positionnement** : en face avant, en face arrière des produits, ou en ligne. Répondre mobilise plusieurs dimensions. La première tient à la place disponible et utile en face avant des emballages. La seconde porte sur le risque de confusion qui serait induit par la juxtaposition d'un logo environnemental de type Nutri-Score, les sous-scores, comme le chiffrage, permettant de différencier les deux. La troisième concerne le rôle de ces informations complémentaires, comme des sous-scores, dans le processus de décision des consommateurs. Viennent-ils surtout donner de la crédibilité à l'indicateur synthétique (la lettre ou le chiffre), ou mettent-ils le consommateur en situation d'avoir à arbitrer entre des informations potentiellement contradictoires (une bonne note synthétique, mais un mauvais sous-score sur un des impacts affichés) ?

De façon générale, un certain nombre études suggèrent que la présence de diverses informations sur la face avant (outre la contrainte de place sur les emballages) induit des risques de confusion et complexifie les arbitrages si toutes ne vont pas dans le même sens, se traduisant alors par un faible usage de l'affichage. Auquel cas, l'indicateur synthétique environnemental affiché sur la face-avant des emballages pourrait alors être complété par des informations placées ailleurs (face arrière), ou sur d'autres supports (QR code, étiquette de prix, facturette). Des expérimentations seraient à conduire sur ce sujet pour mieux appréhender les rôles et impacts des informations complémentaires et des sous-scores sur les processus de décision des consommateurs, en particulier en situation d'achat.

Références

BARBIER, C., COUTURIER, C., DUMAS, P., KESSE-GUYOT, E., BAUDRY, J., PHARABOD, I., POUROUCHOT-TAMIN, P., TOILIER, F. 2022. Prospective du système alimentaire et de son empreinte énergétique et carbone - Cinq visions de l'alimentation en France vers la neutralité carbone en 2050, 100 pages.

L BEAUMELLE, L TISON, N EISENHAUER, J HINES, S MALLADI... Pesticide effects on soil fauna communities—A meta-analysis - *Journal of Applied Ecology*, 2023.

L BEAUMELLE, L THOUVENOT, J HINES, M JOCHUM... - Soil fauna diversity and chemical stressors: a review of knowledge gaps and roadmap for future research *Ecography*, 2021.

BOONE, L., ROLDÁN-RUIZ, I., MUYLLE, H., & DEWULF, J. (2019). Environmental sustainability of conventional and organic farming: Accounting for ecosystem services in life cycle assessment. *Science of the total environment*, 695, 133841.

BROCARD, C., SAUJOT, M., BRIMONT, L., DUBUISSON-QUELLIER, S. (2022). Pratiques alimentaires durables : un autre regard sur et avec les personnes modestes. *Iddri, Décryptage N°01/22*.

BOSCHIERO, M., DE LAURENTIIS, V., CALDEIRA, C., & SALA, S. (2023). Comparison of organic and conventional cropping systems: A systematic review of life cycle assessment studies. *Environmental Impact Assessment Review*, 102, 107187.

BOIZOT-SZANTAI, C., HAMZA, O., & SOLER, L. G. (2017). Organic consumption and diet choice: An analysis based on food purchase data in France. *Appetite*, 117, 17-28.

CARDON PHILIPPE, DEPECKER THOMAS ET PLESSZ MARIE, 2023, *Sociologie de l'alimentation*, Armand Colin, Collection U.

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.

CROSETTO P, MULLER L, RUFFIEUX B (2016) "Helping consumers with a front-of-pack label: numbers or colors? Experimental comparison between Guideline Daily Amount and Traffic Light in a diet-building exercise", *Journal of Economic Psychology*, vol 55.

CROSETTO P., MULLER L., RUFFIEUX B. (2016), "Réponses des consommateurs à trois systèmes d'étiquetage nutritionnels face avant", *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 51(3).

CROSETTO P, LACROIX A, MULLER L, RUFFIEUX B (2020) 'Nutritional and Economic Impact of Five Alternative Front-of-pack Nutritional Labels: Experimental Evidence', *European Review of Agricultural Economics*, Vol 47 (4).

DARMON N, CAILLAVET F (2023) *Comment lutter contre la précarité alimentaire et donner accès à tous à une alimentation durable ?* Observatoire des inégalités (en ligne).

DARMON N, LACROIX A, MULLER L, RUFFIEUX B (2014) Food price policies improve diet quality while increasing socioeconomic inequalities in nutrition. *International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity*, 11(1).

DECONINCK, K., JANSEN, M., & BARISONE, C. (2023). Fast and furious: the rise of environmental impact reporting in food systems. *European Review of Agricultural Economics*, 50(4), 1310-1337. DENHEZ

F (2021) Ensemble pour mieux se nourrir, Enquête sur les projets solidaires et durables pour sortir de la précarité alimentaire, *Actes Sud*.

DUBOIS P, ALBUQUERQUE P, ALLAIS O, BONNET C, BERTAIL P, COMBRIS P, LAHLOU S, RIGAL N, RUFFIEUX B, CHANDON P (2020) 'Effects of front-of-pack labels on the nutritional quality of supermarket food purchases: evidence from a large-scale randomized controlled trial', *Journal of the Academy of Marketing Science*, avril.

ELLIES MP, JF HOCQUETTE (2017) *Viande Bovine. Production, Transformation, Valorisation et Consommation*, Lavoisier.

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, 1511-1527.

FREHNER, A., MULLER, A., SCHADER, C., DE BOER, I.J.M., VAN ZANTEN, H.H.E., 2020. Methodological choices drive differences in environmentally-friendly dietary solutions. *Global Food Security* 24, 100333.

FROGER, C., JOLIVET, C., BUDZINSKI, H., PIERDET, M., CARIA, G., SABY, N. P., ... & BISPO, A. (2023). Pesticide Residues in French Soils: Occurrence, Risks, and Persistence. *Environmental Science & Technology*.

GUYOMARD, H., SOLER, L. G., DETANG-DESSENDRE, C., & REQUILLART, V. (2023). The European Green Deal improves the sustainability of food systems but has uneven economic impacts on consumers and farmers. *Communications Earth & Environment*, 4(1), 358.

HAYASHI, K. Partitioning product footprint changes into yield and environmental improvement effects: toward life cycle assessment of agricultural system transitions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2023, vol. 28, no 4, p. 336-348.

HÉLIAS A, H VAN DER WERF, LG SOLER, F AGGERI, JY DOURMAD, C JULIA, L NABEC, S PELLERIN, B RUFFIEUX, G TRYSTRAM (2022) Implementing environmental labelling of food products in France, *The International Journal of Life Cycle Assessment*.

JACQUIER C, BONTHOUX F, BACIU M, RUFFIEUX B (2012) "How to Improve the Effectiveness of Nutritional Information policies? Assessment of Unconscious Pleasure Mechanisms Involved in Food Choice Decisions", *Nutrition Reviews*, 70(2).

JISUNG J, MULLER L, RUFFIEUX B, LUSK J (2016) "Value of parsimonious nutritional information in a framed field experiment" *Food Policy*, 63(C).

KLEEF E V, H DAGEVOS (2015) The growing role of front-of-pack nutrition profile labeling: a consumer perspective on key issues and controversies. *Critical reviews in food science and nutrition* 55(3).

LACROIX A, MULLER L, RUFFIEUX B (2017) *L'étiquetage au service d'une alimentation durable : le point de vue des consommateurs*, 8 pages INRA.

LINDNER, J. P., FEHRENBACH, H., WINTER, L., BLOEMER, J., & KNUEPFER, E. (2019). Valuing biodiversity in life cycle impact assessment. *Sustainability*, 11(20), 5628.

LUSK JL, J ROOSEN, J SHOGREN (2011) *The Oxford handbook of the economics of food consumption and policy*. Oxford University Press.

MEISELMAN H (2020) *Handbook of Eating and Drinking Interdisciplinary Perspectives*, Springer.

MONDIERE A., CORSON M.S., AUBERGER J., DURANT D., FORAY S., GLINEC J.F., GREEN P., NOVAK S., SIGNORET F., VAN DER WERF H., (2024). Trade-offs between higher productivity and lower environmental impacts for biodiversity-friendly and conventional cattle-oriented systems. *Agricultural Systems*, 213 (2024) 103798.

MULLER L, DELATTRE P (2021) *Impact de 6 formats d'affichage environnemental sur les paniers d'achats alimentaires, Rapport de recherche pour l'ADEME (ici « ADAE1 »).*

MULLER L, DELATTRE P (2023). *Quel format d'affichage environnemental sur la face avant des emballages des aliments ? Rapport de recherche pour l'ADEME (ici « ADAE2 »).*

MULLER L, RUFFIEUX B (2012) Modification des achats en réponse à l'apposition de différents logos d'évaluation nutritionnelle sur la face avant des emballages. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 47(4).

MULLER L, B RUFFIEUX (2020) What Makes a Front-of-Pack Nutritional Labelling System Effective: The Impact of Key Design Components on Food Purchases, *Nutrients*, 12.

MULLER Laurent, LACROIX Anne, RUFFIEUX Bernard (2019), 'Environmental Labelling and Consumption Changes: A Food Choice Experiment', *Environmental and Resource Economics*

NABEC, L., CHEVALIER, C., BRIAT, E., & ROUX, D. (2015). Légitimité et stratégies de légitimation des associations de consommateurs dans le paysage consumériste actuel. *Décisions Marketing*, 78. <https://doi.org/10.7193/dm.078.63.77>

PARTIE P, GENERAUX P. (2016) *Évaluation ex ante de systèmes d'étiquetage nutritionnel graphique simplifié*, Rapport du comité scientifique

POUX, X., AUBERT, P.-M., 2018. AN agroecological Europe in 2050: multifunctional agriculture for healthy eating. Findings from the Ten Years For Agroecology (TYFA) modelling exercise. *Iddri-ASca*, p. 74.

PREVOST M, HOT P, MULLER L, RUFFIEUX B, COUSIN E, PICHAT C, BACIU M (2017), "Neural correlates of the healthiness evaluation processes of food labels" *Nutritional Neuroscience*

REGNIER, F., & MASULLO, A. (2009). Obésité, goûts et consommation* Intégration des normes d'alimentation et appartenance sociale. *Revue française de sociologie*, 50(04), 747-773.

SAUJOT, M., AUBERT, P.-M. 2023. *Quels arbitrages politiques pour l'affichage environnemental alimentaire ? Note*, Iddri.

SCHADER, C., MULLER, A., SCIALABBA, N.E.-H., HECHT, J., ISENSEE, A., ERB, K.-H., SMITH, P., MAKKAR, H.P.S., KLOCKE, P., LEIBER, F., SCHWEGLER, P., STOLZE, M., NIGGLI, U., 2015. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of The Royal Society Interface* 12, 20150891

SCHILS, R. L., BUFE, C., RHYMER, C. M., FRANCKSEN, R. M., KLAUS, V. H., ABDALLA, M. PRICE, J. P. N. (2022). Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 330, 107891.

SUCHMAN, M. C. (1995). Managing Legitimacy: strategic and Institutional approaches. *Academy of Management Review*, 20(3), 571–610. VAN DER WERF, H. M., KNUDSEN, M. T., & CEDERBERG, C. (2020). Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 3(6), 419-425.

- VAN DER WERF, H.M.G., KNUDSEN, M.T., CEDERBERG, C., 2020. Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability* 3, 419-425.
- VAN HAL, O., DE BOER, I.J.M., MULLER, A., DE VRIES, S., ERB, K.H., SCHADER, C., GERRITS, W.J.J., VAN ZANTEN, H.H.E., 2019. Upcycling food leftovers and grass resources through livestock: Impact of livestock system and productivity. *Journal of Cleaner Production* 219, 485-496
- VAN ZANTEN, H.H.E., SIMON, W., VAN SELM, B., WACKER, J., MAINDL, T.I., FREHNER, A., HIJBEEK, R., VAN ITTERSUM, M.K., HERRERO, M., 2023. Circularity in Europe strengthens the sustainability of the global food system. *Nature Food* 4, 320-330.
- VAN ZANTEN, H.H.E., HERRERO, M., VAN HAL, O., RÖÖS, E., MULLER, A., GARNETT, T., GERBER, P.J., SCHADER, C., DE BOER, I.J.M., 2018. Defining a land boundary for sustainable livestock consumption. *Global Change Biology* 24, 4185-4194.
- WEIDEMA, B. P., SIMAS, M. S., SCHMIDT, J., PIZZOL, M., LØKKE, S., & BRANCOLI, P. L. (2020). Relevance of attributional and consequential information for environmental product labelling. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25, 900-904.
- WILLET, W., ROCKSTRÖM, J., LOKEN, B., SPRINGMANN, M., LANG, T., VERMEULEN, S., ... & MURRAY, C. J. L. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *EAT Lancet* 393 (10170), 447–492.