



INRAE

Ifremer



Agriculture, aquaculture et pêche :

Impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité

Synthèse du rapport scientifique de l'étude
Version 2 - juillet 2025

L'étude a été sollicitée par les ministères en charge de la Transition écologique et de l'Agriculture et de la souveraineté alimentaire et de la forêt, l'Agence de la transition écologique (ADEME). Le rapport d'étude a été élaboré par un comité d'experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires, ni les instituts INRAE et Ifremer. La présente synthèse ainsi que le rapport dont elle a été tirée, n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs et autrices.



Les documents relatifs à cette étude sont disponibles sur les sites web d'INRAE (www.inrae.fr) et d'Ifremer (www.ifremer.fr).

Rapport scientifique de l'étude : <https://hal.inrae.fr/hal-05143887>

Résumé du rapport scientifique de l'étude : <https://hal.inrae.fr/hal-05110171v1>

Synthèse du rapport scientifique de l'étude : <https://hal.inrae.fr/hal-05127327v1>

Directeurs de publication

Olivier Le Pivert, délégué de l'appui aux politiques publiques, Ifremer

Guy Richard, directeur de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (Depe), INRAE

Pilotes scientifiques de l'étude :

Clara Ulrich, coordinatrice des expertises halieutiques, Ifremer, centre Atlantique, Nantes

Françoise Lescourret, directrice de recherche, agroécologie, INRAE, Centre PACA, Avignon

Olivier Le Gall, directeur de recherche, agroécologie, INRAE, Centre Nouvelle Aquitaine, Bordeaux

Coordination du projet :

Catherine Donnars, INRAE, Depe, Paris

Pour citer ce document :

Clara Ulrich (coord.), Françoise Lescourret (coord.), Olivier Le Gall (coord.), Valentin Bellassen, Claire Bernard-Mongin, Christian Bockstaller, Luc Bodiguel, Claire Cerdan, Cécile Chéron-Bessou, Fabienne Daurès, Alessandra Di Lauro, Anne Farruggia, Colin Fontaine, Marine Friant-Perrot, Guillaume Fried, Didier Gascuel, Sarah Huet, Thierry Laugier, Morgane Le Gall, Sophie Le Perchec, Harold Levrel, Allison Loconto, Sterenn Lucas, Pierre-Alain Maron, Clémence Morant, Anne Mérot, Emmanuelle Porcher, Megan Quimbre, Adrien Rusch, Marie Savina-Rolland, Clélia Sirami, Fabrice Vinatier, José Luis Zambonino Infante, Catherine Donnars (2025). *Agriculture, aquaculture et pêche : impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité*. Synthèse du rapport scientifique de l'étude, INRAE -Ifremer (France). 88 p.

Version 2 - Juillet 2025 intégrant des modifications sur les infographies et données de certains labels.

Agriculture, aquaculture et pêche : impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité

Clara Ulrich (coord.), Françoise Lescourret (coord.), Olivier Le Gall (coord.), Valentin Bellassen, Claire Bernard-Mongin, Christian Bockstaller, Luc Bodiguel, Claire Cerdan, Cécile Chéron-Bessou, Fabienne Daurès, Alessandra Di Lauro, Anne Farruggia, Colin Fontaine, Marine Friant-Perrot, Guillaume Fried, Didier Gascuel, Sarah Huet, Thierry Laugier, Morgane Le Gall, Sophie Le Perhec, Harold Levrel, Allison Loconto, Sterenn Lucas, Pierre-Alain Maron, Clémence Morant, Anne Mérot, Emmanuelle Porcher, Megan Quimbre, Adrien Rusch, Marie Savina-Rolland, Clélia Sirami, Fabrice Vinatier, José Luis Zambonino Infante, Catherine Donnars.

Version 2 - juillet 2025

Sommaire

Introduction.....	3
Le contexte de l'étude : le projet d'un affichage environnemental sur les produits alimentaires.....	3
<i>Infographie 1 - Chronologie des labels, de l'affichage environnemental et du déclin de la biodiversité.....</i>	<i>4</i>
Les objets d'étude de BiodivLabel : la biodiversité et les labels	6
Organisation et démarche de l'étude BiodivLabel.....	11
<i>Infographie 2 - La démarche « BiodivLabel »</i>	<i>14</i>
1. Cadres méthodologiques sur la biodiversité, les pratiques et les labels.....	16
Introduction.....	16
1.1. Un cadre commun récent pour appréhender la biodiversité : les EBV	16
1.2. Une classification des pratiques en fonction de leurs impacts sur la biodiversité.....	18
<i>Infographie 3 - De la typologie des pratiques à la biodiversité.....</i>	<i>20</i>
1.3. Les labels étudiés dans la dynamique de labellisation.....	22
2. L'impact des labels et de leurs pratiques sur la biodiversité	25
Introduction.....	25
2.1. Une grille d'analyse commune pour décrire les effets	25
2.2. Revue de la littérature sur les impacts des labels sur la biodiversité.....	26
2.3. Impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité et analyse des cahiers des charges des 10 labels agricoles étudiés	31
2.3. Les Impacts des pratiques aquacoles sur la biodiversité et analyse des cahiers des charges.....	38
2.5. Les impacts de la pêche sur la biodiversité et analyse des deux cahiers des charges.....	41
<i>Infographie 4 - Analyse des cahiers des charges.....</i>	<i>46</i>
3. Pistes méthodologiques pour quantifier l'impact des labels sur la biodiversité.....	48
Introduction.....	48
<i>Infographie 5 : Cheminement méthodologique de trois voies pour estimer l'impact des produits alimentaires labellisés, sur la biodiversité.....</i>	<i>50</i>
3.1. Un indicateur prédictif d'impact sur la biodiversité à partir des cahiers des charges (méthode CONTRA-BiodivLabel).....	52
3.2. Un indicateur d'impact sur la biodiversité à partir des données statistiques sur les labels agricoles (méthode BVIAS).....	54
3.3. Notation européenne panachant 3 indicateurs de biodiversité pour les produits de la mer (approche de scoring CSTEP)	57
3.4. Discussion sur la quantification des impacts sur la biodiversité.....	60
4. Effectivité et efficacité des engagements des labels.....	65
4.1. Identification des fonctions institutionnelles qui modulent la mise en œuvre des règles du label	65
4.2. Des démarches institutionnelles récentes favorables à la biodiversité	72
<i>Infographie 6 - Tenir les promesses : le design institutionnel des labels</i>	<i>70</i>
4.3. Un contexte économique et réglementaire instable	74
Conclusion.....	77
Références bibliographiques citées	79
Collectif de travail.....	86

Introduction

Depuis une dizaine d'années la recherche établit clairement l'intrication entre l'état de l'environnement, l'alimentation et la santé. La distance, qui sépare les consommateurs des producteurs de denrées alimentaires, rend cependant ces liens de plus en plus virtuels. De multiples initiatives cherchent à réduire cette distance en informant les consommateurs via des labels, des applications numériques, des réseaux de vente directe en ligne... Depuis 2020, des initiatives réglementaires européennes et françaises cherchent aussi à renforcer l'information du consommateur. Pionnière, la loi Climat et résilience de 2021 (République française, 2021) instaure, en France, un affichage environnemental sur tous les produits alimentaires commercialisés, à l'instar du Nutri-Score sur le volet nutritionnel. La construction de l'outil d'affichage environnemental a suscité un important travail méthodologique concerté avec les acteurs. Celui-ci a souligné la difficulté à appréhender l'impact des produits sur la biodiversité lors de son bilan intermédiaire en 2022¹. C'est dans ce cadre que les ministères en charge de la Transition Ecologique, et de l'Agriculture et de la souveraineté alimentaire, ainsi que l'ADEME, ont sollicité INRAE et l'Ifremer pour mieux documenter ce volet biodiversité, en se focalisant sur les pratiques de production. Le choix a été fait de s'appuyer sur des labels dont les cahiers des charges certifient des pratiques, et aussi parce que le foisonnement des labels, notamment privés, les place au cœur de nombreux débats sur les relations entre production et consommation durables. L'étude, intitulée « BiodivLabel », a été menée par un comité pluridisciplinaire d'experts scientifiques issus d'organismes publics de recherche. Le présent document est la synthèse du rapport scientifique de l'étude.

L'Infographie 1 représente les éléments de cadrage posés au démarrage de l'étude : au centre le contexte institutionnel de l'affichage environnemental, entouré des deux objets qui nous ont occupés : les labels étudiés, positionnés dans le mouvement de labellisation qui a pris de l'ampleur depuis 30 ans, et la biodiversité de l'autre côté, au travers de quelques indicateurs caractérisant son effondrement.

Le contexte de l'étude : le projet d'un affichage environnemental sur les produits alimentaires

Le projet d'instituer un affichage environnemental sur les produits alimentaires est né du Grenelle de l'Environnement (2007). Du fait de la résistance des entreprises et de l'absence de priorisation politique, l'initiative est jusqu'à ce jour restée cantonnée au niveau de la recherche. L'ADEME a joué un rôle moteur dès 2011 en constituant progressivement la base de données « Agribalyse »² à partir des caractéristiques des aliments produits et consommés en France, et en animant la réflexion méthodologique sur leur empreinte environnementale évaluée par des Analyses de cycle de vie (ACV). Ces réflexions et la base Agribalyse sont aujourd'hui hébergées dans un Groupement d'intérêt scientifique : le GIS Revalim³. Le projet d'affichage environnemental a été réactivé par la loi Climat et résilience de 2021 (République française, 2021) :

« Un affichage destiné à apporter au consommateur une information relative aux impacts environnementaux d'une catégorie de biens ou de services mis sur le marché national est rendu obligatoire ... Cet affichage est visible ou accessible pour le consommateur, en particulier au moment de l'acte d'achat. ... L'information apportée fait ressortir, de façon fiable et facilement compréhensible pour le consommateur, l'impact environnemental des biens sur l'ensemble de leur cycle de vie. Elle tient compte selon leur pertinence pour une catégorie donnée des émissions de gaz à effet de serre, d'atteintes à la biodiversité et de consommation d'eau et d'autres ressources naturelles. Elle tient également compte des externalités environnementales des systèmes, évaluées scientifiquement, en particulier pour les produits agricoles, sylvicoles et alimentaires. »

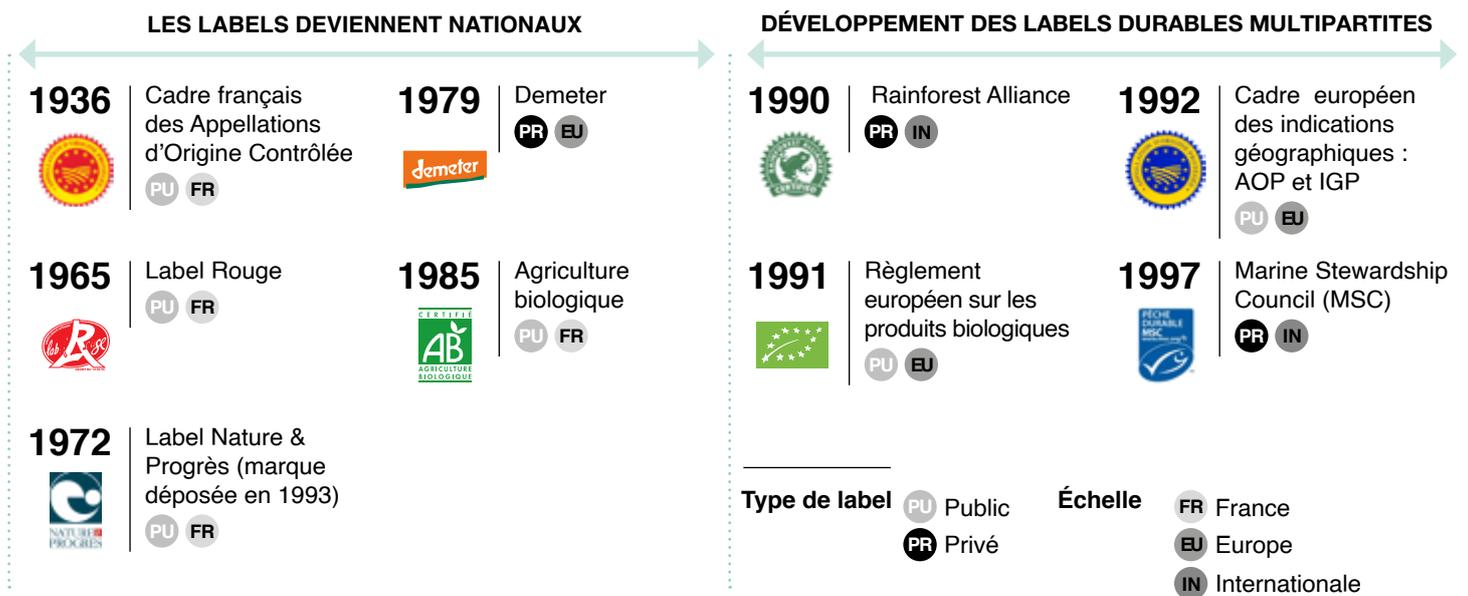
À l'instar du Nutri-Score pour le volet nutritionnel, l'affichage environnemental devra reposer sur un référentiel scientifique et permettre de comparer les produits d'une même catégorie entre eux, et entre catégories, de manière à ce que le consommateur puisse privilégier les produits ou catégories de produits à plus faible impact environnemental. L'objectif est aussi d'inciter les opérateurs économiques à améliorer leurs approvisionnements et procédés de fabrication (European Commission, 2021). Au-delà de ces objectifs performatifs, l'affichage environnemental répond à une demande de transparence sur les caractéristiques des produits et des modes de production.

¹ <https://affichage-environnemental.ademe.fr/secteur-alimentaire/comite-scientifique-alimentation> [Consulté le 30/04/2025]

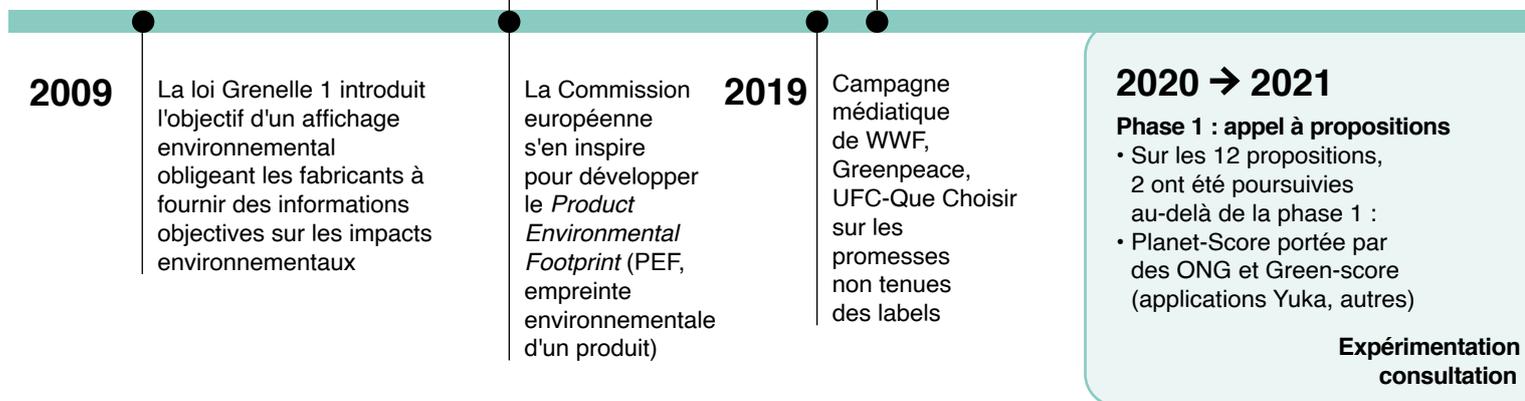
² <https://agribalyse.ademe.fr/>

³ <https://doc.agribalyse.fr/documentation/le-programme-agribalyse/les-partenaires-du-programme>

Infographie 1 - Chronologie des labels, de l'affichage environnemental et du déclin de la biodiversité



CONTEXTE INSTITUTIONNEL DE L'AFFICHAGE ENVIRONNEMENTAL DES PRODUITS ALIMENTAIRES

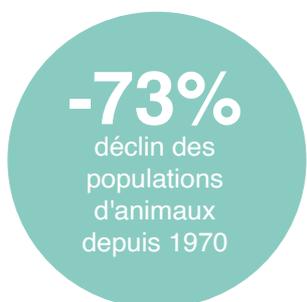


1964 | IUCN crée la liste rouge des espèces menacées d'extinction

1997 | WWF crée l'indice Planète vivante

2002 | Création de l'indice européen de suivi des oiseaux communs

2009 | Rockström *et al.* proposent le concept de limites planétaires. La limite de l'intégrité de la biosphère est largement dépassée



FORTE CROISSANCE DU NOMBRE DE LABELS, DISCUSSION SUR LEUR CRÉDIBILITÉ

2000  Label Bleu-Blanc-Cœur PR FR	2009  Round Table on Responsible Soy (RTRS) PR IN	2012  Certification Haute Valeur Environnementale (HVE) PU FR
2005  Round Table Sustainable Palm Oil (RSPO/CSPO) PR IN	2010  Aquaculture Stewardship Council (ASC) PR IN	2014  Ecolabel pêche durable PU FR

LABELS ÉTUDIÉS

2023 La stratégie nationale biodiversité en France mentionne l'affichage environnemental	2024 Proposition de directive européenne sur les allégations écologiques pour lutter contre l'écoblanchiment, dite 'Green Claims'	20?? Instauration de l'affichage environnemental sur les produits alimentaires en France et en Europe
--	---	---

fin 2022 2022 → 2024 mi-2025

2022 → 2024

- Phase 2 : groupes de travail**
- Préfiguration du coût environnemental (ministère de la transition écologique, Ademe) et du calculateur Ecobalyse
 - Modélisations tests (550 produits) par des bureaux d'études
 - Travaux sur les méthodes et conseil scientifique

Étude BiodivLabel

en vue de l'affichage environnemental des produits alimentaires des partenaires sur la méthode et les modalités de l'affichage

INDICATEURS DE L'EFFONDREMENT DE LA BIODIVERSITÉ

2013 | Le réseau international d'observation de la biodiversité, GEO-BON, définit le concept des EBV, *Essential Biodiversity Variables*, à l'instar des variables du climat créées par le GIEC.

2019 | Premier rapport de l'IPBES sur la biodiversité mondiale



2022 | COP15 Biodiversité accord de Kunming-Montréal pour atteindre 30% d'aires protégées en mer et terre

Conformément aux travaux antérieurs entrepris et à l'article 2 de la loi Climat et résilience, l'ACV est la méthode qui a été privilégiée. Elle a l'avantage de suivre un protocole standardisé prenant en compte l'ensemble des impacts tout au long de la vie du produit. Cependant, lors des concertations organisées aux niveaux national et européen, son opérationnalisation dans l'affichage environnemental a été contestée notamment sur le volet biodiversité, jugé incomplet (Raimbault et Soutjis, 2024). Plusieurs études ont alors cherché à éclairer ce volet. C'est l'objet de l'étude BiodivLabel, mais d'autres travaux y ont aussi contribué concomitamment, comme ceux du GT Mer sur les produits de la mer (Gaillet *et al.*, 2023) et ceux du Conseil général de l'alimentation de l'agriculture et des espaces ruraux (Assemat *et al.*, 2023), des GIS grandes cultures et élevages (Babin *et al.*, 2023) ou de l'Iddri sur les méthodes (Brimont et Saujot, 2021).

Le projet d'affichage environnemental des produits alimentaires n'a pas encore abouti à une proposition publique. Il a évolué pour inclure des indicateurs complémentaires à l'ACV, liés à l'organisation spatiale des productions agricoles, dont la présence de milieux semi-naturels ou de prairies, la diversité culturelle, la taille limitée des parcelles ou encore une faible densité animale à l'échelle territoriale. Le travail sur les produits de la mer a été reporté. Cependant quelques initiatives de scores environnementaux ont déjà émergé en Europe⁴ (Cicek *et al.*, 2024). En France, parmi les propositions issues de la concertation, le Planet-Score⁵, porté initialement par l'Institut technique de l'agriculture biologique (Itab) et des ONG est adopté par quelque 300 marques (janvier 2025) et le Green Score⁶ (nouveau nom de l'Eco-Score) est diffusé par des applications comme Open Food Facts ou Yuka.

Les objets d'étude de BiodivLabel : la biodiversité et les labels

Les pressions des modes de production sur la biodiversité sauvage

La logique de l'affichage environnemental est de rendre visible l'impact de la consommation sur l'environnement. En matière de biodiversité, c'est donc la biodiversité sauvage qui est ciblée et non la biodiversité domestique, représentée par les races animales et les variétés végétales locales, même si préserver celles-ci est un enjeu et que plusieurs labels les valorisent. L'importance des transformations que subit la biodiversité sauvage fait consensus dans la communauté scientifique. Historiquement, le déclin de la biodiversité a été médiatisé par les listes d'espèces menacées ou en voie d'extinction (Figure 1). Au-delà de l'effondrement de la diversité des espèces, l'abondance moyenne des populations locales baisse et la situation va se dégrader encore avec le réchauffement climatique.

Si cette fonction d'alerte conserve son utilité, elle ne rend compte que d'une partie de la biodiversité. La plateforme intergouvernementale dédiée à la biodiversité, l'IPBES, montre que c'est tout le fonctionnement des écosystèmes qui change du fait des activités humaines, évaluant que 75% des écosystèmes terrestres et 66% des écosystèmes marins sont déjà « sévèrement altérés » (IPBES *et al.*, 2019). Depuis 2009, le cadre conceptuel des limites planétaires sert souvent à représenter la non-durabilité des modes et niveaux de production et de consommation actuels. L'intégrité de la biosphère, dimension postérieurement, comporte une composante génétique et une pour la biodiversité fonctionnelle⁷. Dans les milieux marins, la dégradation de la biodiversité est causée en premier lieu par la surpêche (IPBES *et al.*, 2019). Selon la FAO, elle concerne un peu plus d'un tiers des populations marines pêchées et suivies scientifiquement (Encadré 1), les autres étant très majoritairement exploitées à un niveau maximum acceptable pour leur survie (FAO, 2024).

Outre la mortalité directe des prélèvements, la surpêche déséquilibre la répartition entre espèces, ce qui bouleverse les réseaux trophiques et favorise progressivement les espèces de bas niveau trophique qui colonisent alors le milieu. La régulation des pêches peut localement infléchir cette surexploitation. C'est le cas dans l'Atlantique Nord-Est où la situation s'est globalement améliorée sur les 20 dernières années (Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) *et al.*, 2024b), mais à l'échelle du monde la tendance est à la dégradation et ce d'autant plus qu'on estime qu'environ un tiers des captures totales est non déclaré, non réglementé ou illicite (Temple *et al.*, 2022).

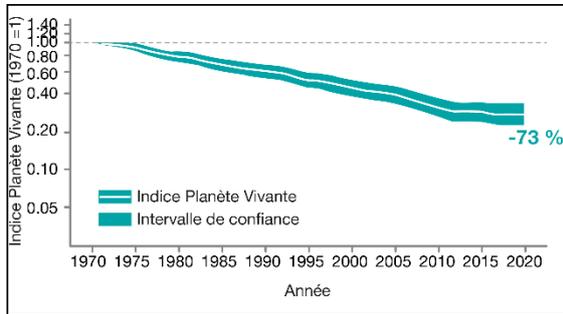
⁴ Voir rapport du WUR en décembre 2024 : <https://edepot.wur.nl/680057> [Consulté le 30/04/2025]

⁵ <https://www.planet-score.org/> [Consulté le 30/04/2025]

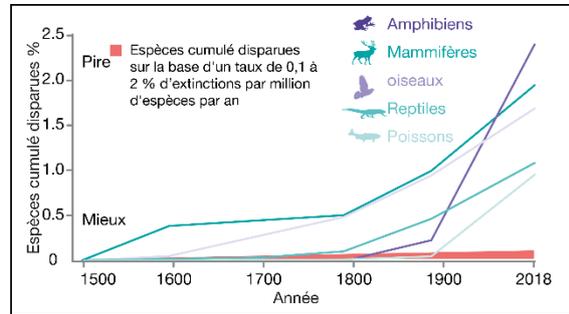
⁶ <https://fr.openfoodfacts.org/green-score> [Consulté le 30/04/2025]

⁷ Les limites sur l'intégrité de la biosphère sont calculées à partir du taux d'extinction d'espèces (nombre d'extinctions sur un million d'espèces, par an) pour la diversité génétique ; et du taux d'appropriation par l'homme de la production primaire nette en GtC/an pour la composante fonctionnelle.

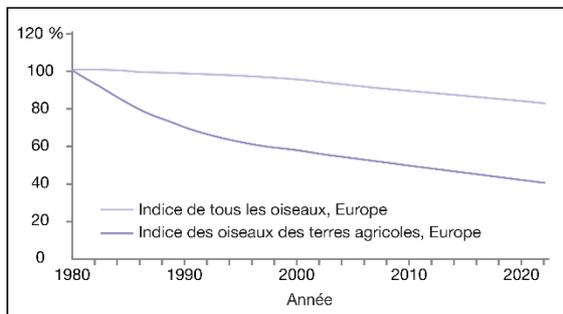
Encadré 1. Cinq exemples d'indicateurs et représentations de l'effondrement de la biodiversité



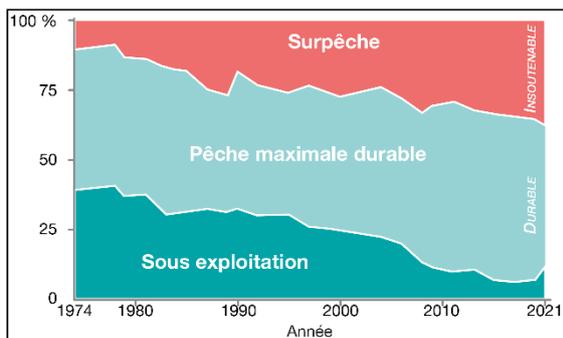
Déclin au niveau mondial des populations de vertébrés sauvages (mammifères, oiseaux, poissons, reptiles et amphibiens) de 73% depuis 1970. (WWF 2024)



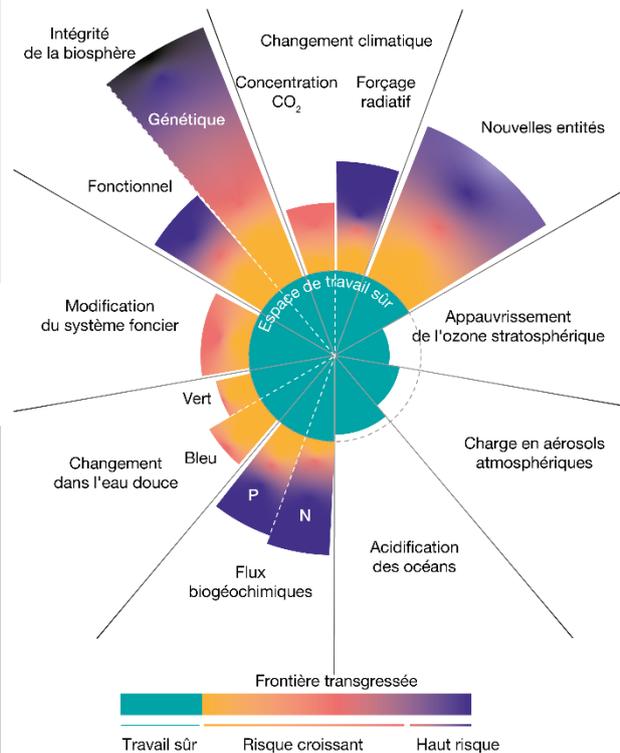
Taux cumulatif des espèces de vertébrés menacées d'extinction (données IUCN 2018) citées dans le rapport IPBES 2022



Déclin des espèces d'oiseaux en Europe : en général (rose) et pour les oiseaux inféodés aux zones agricoles (violette). Pan European Common Bird Monitoring Scheme (Commission européenne, 2024)



Tendances mondiales de l'état des stocks de pêche marine dans le monde, 1974-2019. FAO (2024)



Colonne de gauche de haut en bas : Indice Planète vivante calculé par le WWF (source : <https://www.wwf.fr/vous-informer/actualites/rapport-planete-vivante-2024-les-populations-de-vertebres-sauvages-ont-decline-de-73-depuis-1970>) ; Déclin des espèces d'oiseaux : Commission européenne, pecbms.info/trends-and-indicators/indicators/all/yes/indicators/E_C_All_E_C_Fa/) ; Etat de la pêche et de l'aquaculture FAO (2024). The state of world fisheries and aquaculture, données 2021. (FAO, 2024).

Colonne de droite de haut en bas : Données IUCN : in Rapport IPBES, 2022 https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/2020-02/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers_fr.pdf) ; Etat des neuf limites planétaires : Earth beyond six of nine planetary boundaries. Science Advances, 9 (37): 16. [http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.adh2458](https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458) (Richardson et al., 2023)

Dans les milieux terrestres, l'agriculture joue un rôle prédominant dans la destruction et la fragmentation des milieux naturels. Elle est aussi responsable des pollutions dues aux pesticides et aux engrais qui contaminent l'ensemble des milieux y compris aquatiques. Le rôle respectif des mécanismes impliqués reste débattu (Tscharntke *et al.*, 2021), mais plusieurs études démontrent que l'agriculture, notamment intensive, est le facteur prépondérant des menaces pesant sur les espèces en général (Maxwell *et al.*, 2016). Elle est la première cause de la disparition des insectes (Ollerton *et al.*, 2014) ou des oiseaux (Stanton *et al.*, 2018), avec une diminution de 60% des populations d'oiseaux vivant dans les milieux agricoles européens en moins de 40 ans (Rigal *et al.*, 2023).

L'aquaculture a également été reconnue parmi les activités humaines ayant un impact significatif sur la biodiversité mondiale au début des années 2000, en lien avec la forte croissance de la production qui dépasse désormais la pêche en termes de tonnages (51% ; FAO, 2024). Le développement spectaculaire des élevages de poissons et crevettes en zone tropicale s'est souvent fait au détriment des mangroves, qui comptent parmi les écosystèmes les plus riches en biodiversité. Outre les pollutions et la dégradation des milieux environnant les élevages aquatiques intensifs, l'utilisation de farines et d'huiles de poisson pour nourrir les poissons d'élevage accroît la pression de pêche. L'aquaculture est fortement concentrée en Asie. En France, elle reste limitée en termes de volumes et d'emprise spatiale. D'ailleurs, la grande majorité des produits aquacoles consommés est importée (d'Asie, du Pérou, de Norvège, d'Écosse, etc.), délocalisant de fait les impacts sur la biodiversité.

Les labels comme instruments de régulation d'un système alimentaire plus durable

La saisine de l'étude proposait de s'intéresser spécifiquement aux labels. Ce terme générique recouvre plusieurs statuts : certification, mention ou marque. La loi Climat et résilience l'a précisé en limitant les labels privés aux seules démarches collectives reposant sur un cahier des charges, garantissant une qualité particulière et un contrôle régulier (article L.640-2-1 du Code rural et de la pêche maritime). Documenter l'impact des labels sur la biodiversité intéresse les acteurs publics à plusieurs titres. Outre la construction de l'outil d'affichage environnemental, ce travail peut contribuer à justifier les critères des marchés publics pour l'approvisionnement en restauration collective (Loi Egalim 2018, Loi Climat et résilience 2021), à éclairer les fondements des allégations environnementales dans les évolutions réglementaires, à orienter le soutien de certains modes de production ou pratiques...

Le nombre de labels privés a fortement augmenté depuis les années 1990. Ce développement a été motivé par une montée de gamme dans l'alimentation permettant l'ouverture de nouveaux segments de marché. Il a aussi été impulsé par des ONG qui y ont vu un levier économique susceptible de pallier l'incapacité des États à réorienter les marchés vers les enjeux du développement durable et à soutenir les producteurs plus vertueux.

Cependant le foisonnement de labels et la participation d'industriels de l'agroalimentaire et de la grande distribution à la création de labels privés a eu un effet décrédibilisant. Sur la période récente, des campagnes de plaidoyer ont dénoncé l'écart entre les promesses de certains labels et leurs résultats⁸. En juillet 2024, le centre commun de recherche de la Commission européenne (Joint Research Center, JRC) a recensé 210 labels alimentaires sur la durabilité, déplorant « *la forte prolifération, l'hétérogénéité et les incohérences de l'étiquetage de durabilité sur le marché alimentaire de l'UE* » (Sanye Mengual *et al.*, 2024). Des sites d'information et des études cherchent alors à guider les consommateurs dans la « jungle des labels » en comparant leurs engagements. C'est le cas par exemple de l'étude Basic *et al.* (2021) ou du site suisse Labelinfo⁹.

Les réglementations française et européenne se sont aussi saisies du risque d'allégations environnementales trompeuses. La directive européenne (CE) 29/2005 sur les allégations environnementales a été actualisée en février 2024 (Union européenne, 2024). Et le projet d'une nouvelle directive « Green Claims » (UE, 825/2024) sur l'écoblanchiment ou « *greenwashing* » propose que les engagements environnementaux soient objectivés et vérifiables en préalable de la labellisation (Bernheim-Desvaux, 2024; Bombardier et Miaux, 2024).

La saisine a centré l'étude BiodivLabel sur un échantillon de treize labels représentant une diversité de contextes de production. Ils relèvent tous d'une certification, c'est-à-dire disposent d'une procédure attestant de leur conformité réalisée par un organisme accrédité ; ils sont publics ou privés, de portée nationale à mondiale, généralistes ou dédiés à une filière. Le choix n'a pas privilégié spécifiquement la biodiversité : leur visée se rapporte à la qualité des produits, au lien au territoire,

⁸ Par exemple : (Génération futures); (UFC Que choisir); <https://www.bloomassociation.org/wp-content/uploads/2020/05/imposture-label-msc.pdf> (Bloom) (consultés le 19 février 2025)

⁹ <https://www.labelinfo.ch/fr/>

à la durabilité... Cela pourra expliquer, par la suite, que certains labels ne soient pas très informatifs sur la biodiversité, sans pour autant préjuger de leur intérêt sur d'autres enjeux sociétaux. L'échantillon est décrit dans le Tableau 1. Il comprend :

- 3 labels biologiques : le règlement Bio européen (aussi appelé « agriculture biologique » et « bio » dans le texte et AB pour sa marque française), Demeter, Nature & Progrès ;
- 2 Signes d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO) : l'AOP Comté qui est une Appellation d'origine protégée valorisant les savoir-faire locaux (signe plus restrictif sur le caractère local que les Indications géographiques protégées, IGP) et 5 produits Label Rouge (volailles, bovins, porcs, saumons, moules) ;
- 2 labels publics nationaux récents : la certification Haute valeur environnementale (HVE) et l'écolabel pêche durable ;
- 1 label privé français : Bleu-Blanc-Cœur, dont la présence est significative dans les filières animales ;
- 3 labels agricoles internationaux portant sur la durabilité des filières tropicales : Rainforest Alliance qui certifie notamment des plantations de cacao, café ou bananes ; le Certified Sustainable Palm Oil (CSPO) délivré par la Round Table Palm Oil, qui est une « Table ronde » multipartite dédiée à l'huile de palme — RSPO restant l'acronyme le plus large et usuel, nous l'utiliserons — ; la Round Table on Responsible Soy (RTRS) qui promeut une culture de soja « responsable » ;
- Et 2 labels privés durables internationaux sur les produits issus de la mer et de l'aquaculture : le Marine Stewardship Council (MSC) et l'Aquaculture Stewardship Council (ASC).

Cet échantillon compte donc dix labels de produits uniquement agricoles, deux labels de pêche et trois labels aquacoles dont deux communs avec l'agriculture (règlement Bio, Label Rouge). L'étude BiodivLabel n'a pas abordé leur philosophie ni leur positionnement sociopolitique. Nous nous sommes tenus à analyser leur impact sur la biodiversité au travers de leurs cahiers des charges. Ceux-ci peuvent parfois se décliner par produit (Label Rouge) ou par type d'activité (culture / élevage ; poissons / mollusques). Par souci de simplicité, la terminologie « cahier des charges » a été employée pour tous les labels, même si certains emploient d'autres mots (règlement, référentiel, cahier de ressources...).

Certains labels sont stables, d'autres réforment régulièrement leur cahier des charges, ce qui montre un souci d'adaptation constant, mais complique toute évaluation de leur impact, puisque celle-ci devient rapidement obsolète. Dans notre cas, on peut citer les certifications HVE et Bleu-Blanc-Cœur qui ont été révisées courant 2023, l'AOP Comté en 2024, le MSC qui a publié en 2022-2023 un nouveau cahier des charges devant être déployé à partir de 2026 et ASC dont l'actualisation du cahier des charges Saumon interviendra fin 2025 et entérinera des obligations plus fortes en matière d'approvisionnement par la pêche minotière. La revue de littérature repose sur les versions antérieures à ces mises à jour. L'examen des cahiers des charges considère les versions en vigueur, éditées jusqu'en 2023, mais pas au-delà, sauf précisions explicites.

En termes de volumes, la part des labels reste globalement marginale dans la production et dans la consommation alimentaire aussi bien en France qu'en Europe ou dans le monde : elle dépasse rarement 10% par filière¹⁰, sauf pour quelques catégories de produits. Par exemple, en France, 22% des produits de la mer débarqués proviennent de pêcheries labellisées MSC¹¹ ; les AOP/IGP représentent environ 90% de la production viticole, 20% pour l'huile d'olive et de 20 à 40% selon les types de fromages. L'agriculture biologique est le label agricole le plus consommé tous produits confondus : 5,6% de la consommation (Agreste, données 2023)¹². Rainforest-Alliance est le label le plus fréquent pour les cultures tropicales de type café ou cacao...

Enfin, les produits certifiés sont plus souvent commercialisés via des circuits courts, de proximité ou équitables que le tout-venant, avec quelques exceptions notables : les produits certifiés issus de l'aquaculture et de la pêche consommés en France ou en Europe, sont majoritairement importés et les labels MSC et ASC négocient des marchés avec des acteurs industriels et de la grande distribution.

¹⁰ <https://www.inao.gouv.fr/Nos-actualites/chiffres-cles-2022> [Consulté le 19 février 2025]

¹¹ <https://www.msc.org/fr/15-ans-de-peche-durable-avec-le-msc-france> [Consulté le 18 février 2025]

¹² https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/GraFra2024Chap9.3/GraphAgri2024_agriculture-biologique.pdf

Logo	Label	Création	Type	Productions (dont celles étudiées)	Allégation principale	Titulaire du label, encadrement réglementaire, source	Quelques ordres de grandeur (données situées entre 2021 et 2024)
	Agriculture Biologique FR	1985	Public	Toutes productions agricoles et aquacoles	Système global, meilleures pratiques en matière d'environnement (climat, biodiversité, ressources naturelles), de bien-être animal, diversité des aliments produits	République Française Encadrée par le Code rural en cohérence avec le Règlement européen. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031282373 Commission européenne, Règlement CEE 2092/91, dernière révision (UE) 2021 (https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32021R1165)	France : 6,5% de la production ; 5,6% de la consommation. 14% des exploitations (60 000), 10,4% de la surface agricole Europe : 4 % du marché alimentaire, 10,5% de la SAU - (Monde >3,2M producteurs ; 70 M ha)
	Règlement Bio UE	1991					
	Nature et Progrès	1972	Privé	Toutes productions agricoles	Modèle alternatif valorisant l'agroécologie paysanne et répondant à des enjeux globaux (climat, biodiversité, santé du vivant)	Fédération Nature et progrès Certification biologique, devenue marque collective privée en 1993, boycott du règlement européen bio depuis 1995, exclus en 2007. https://www.natureetprogres-avergne.org/nature-et-progres/historique	France et Belgique : 700 producteurs. Produits commercialisés localement hors GMS.
	Demeter FR	1979	Privé	Toutes productions agricoles	Agriculture biodynamique, approche holistique et régénérative (biodiversité)	Fédération biodynamie Demeter International Certification complémentaire au règlement Bio EU	France : plus de 1000 exploitations (dont 700 domaines agricoles)
	Label Rouge	1965	Public	Type de produits (bovins, porcs, volailles, saumon, moules)	Produits qui offrent une qualité supérieure (organoleptique, conditions de production, service)	République française Encadrée par le code rural : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031282373	France : 1,4% de la production. 6% des exploitations.
	Appellation d'origine protégée Indication géographique protégée	1992 (EU)	Public	Déclinaison géographique, toutes productions agricoles (AOP Comté, fromage)	Typicité des produits liée à un terroir et des savoir-faire locaux	Commission européenne AOP est une déclinaison nationale (fond rouge) des IGP (fond bleu). La norme est encadrée par le Règlement UE 2024/1143 https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32024R1143 et le Code rural. http://data.europa.eu/eli/reg/2024/1143/oj	France, AOP/IGP : 3,5% de la production ; 8% des exploitations UE : 640 AOP et 752 IGP
	Haute Valeur Environnementale (HVE)	2012	Public	Toutes productions	Préservation des écosystèmes et limitation des pressions environnementales (sol, eau, biodiversité)	République française Certification à trois niveaux, devenue certification environnementale (= HVE 3) en 2024, encadrée par le Code rural, révisée en 2023. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000037556749	France : 38 000 exploitations (9%), dont 70% en viticulture
	Bleu Blanc Cœur	2000	Privé	Produits issus de l'élevage (socle commun)	Agriculture saine et durable par le levier de l'alimentation animale enrichie en oméga 3	SCIC Bleu-Blanc-Cœur, membre du collectif La Troisième voie https://bleu-blanc-oeur.org/	France : 7000 exploitations ; entre 5 et 10% de la production dans les filières d'élevage
	Ecolabel Pêche durable	2014	Public	Pêche	Vision globale de la durabilité	République française Encadré par le Code rural et de la pêche maritime, Art. L644-15. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000022495201	8 pêcheries certifiées
	Marine Stewardship Council (MSC)	1998	Privé	Pêche	Gestion durable des populations de poissons, lutte contre la surpêche	MSC, organisation à but non lucratif Label avec 2 niveaux d'ambition https://www.msc.org/fr/certification-msc/referentiel-pecheres-msc	France : 14 pêcheries et 22% des captures Monde : >600 pêcheries et 30% des volumes commercialisés
	Aquaculture Stewardship Council (ASC)	2010	Privé	Productions aquacoles (saumons, bivalves)	Durabilité (responsabilités environnementale et sociale)	ASC, organisation à but non lucratif https://fr.asc-aqua.org/les-referentiels-asc/	France : 10 fermes, 31% des volumes de saumons consommés Monde : >2 000 fermes (49 pays)
	Rainforest Alliance (RA)	1990	Privé	Multi-filières agroforestières	Vision globale de la durabilité	ONG Rainforest Alliance https://www.rainforest-alliance.org/fr/connaissances/que-signifie-certifier-rainforest-alliance/	2 millions d'opérateurs certifiés sur 6 millions d'hectares (70 pays)
	Certified (ou Round) Table Sustainable Palm Oil (CSPO / RSPO)	2005	Privé	Huile de palme	Vision globale de la durabilité (production, approvisionnement)	RSPO, ONG à but lucratif (5000 membres) https://rspo.org/resources/?category=supply-chain-certification	>3 millions d'hectares certifiés (98 pays)
	Round Table for Responsible Soy (RTS)	2009	Privé	Soja	Vision globale de la durabilité (production, approvisionnement)	RTS, ONG à but lucratif (140 membres) https://responsiblesoy.org/	2 millions d'hectares (6 pays) <1% du soja commercialisé

Tableau 1. Description des 13 labels étudiés (sources diverses : sites web des labels et statistiques issues des sites Agreste/ministère de l'Agriculture, FAO)

Organisation et démarche de l'étude BiodivLabel

Les principes méthodologiques

La conduite du travail s'est appuyée sur un guide méthodologique de l'expertise scientifique collective (Donnars *et al.*, 2021). Les principes généraux sont la compétence, l'impartialité, la pluralité et la transparence. L'absence de conflits d'intérêts, la prise en compte de la diversité des connaissances et des arguments scientifiques sont primordiales. Les résultats doivent dégager les acquis de connaissances et pointer les controverses, les incertitudes et les lacunes afin d'éclairer les débats publics et l'action des décideurs.

La pluralité et l'indépendance du comité d'experts

Un comité pluridisciplinaire de 29 scientifiques a réuni des spécialistes en agriculture et biodiversité terrestre, en pêche, aquaculture et biodiversité marine et en sciences économiques et sociales. La pluralité a aussi été institutionnelle, avec 9 organismes impliqués : INRAE (12 experts), Ifremer (5), Cirad (3), CNRS (2), MNHN (2), l'Institut Agro (2), Anses (1), AgroParisTech (1) et l'université de Pise en Italie (1). L'attention a également porté sur la parité de genre et sur un panachage des âges afin de couvrir l'évolution de la formation scientifique sur plusieurs décennies (1980/2010).

Plusieurs règles ont visé à prévenir des risques de partialité. Les missions dévolues à la maîtrise d'ouvrage (commanditaires ADEME, MTE, MASA) et à la maîtrise d'œuvre (INRAE-Ifremer) ont été explicitées par une convention. Le comité a travaillé de manière autonome et les conclusions sont de sa responsabilité. Ses membres relèvent tous de la recherche ou de l'enseignement supérieur publics. L'absence de conflits d'intérêt a été vérifiée ainsi que la diversité des partenariats afin que le comité d'experts ait collectivement une vision large et relativement équilibrée des préoccupations sociétales sur le sujet traité. Les co-publications au sein du comité (entre auteurs et entre co-auteurs) sont rares (1,6%), ce qui limite le risque d'alliances cognitives susceptibles d'influencer l'équilibre de la discussion scientifique. L'exercice a révélé des divergences d'approche scientifique, notamment à propos des modèles de production et des métriques utilisées dans les évaluations environnementales. La présente rédaction s'efforce de refléter la pluralité des points de vue.

Enfin, dans un souci d'information et de dialogue, des parties prenantes et porteurs de labels ont été consultés et, au-delà des commanditaires, plusieurs directions des ministères ainsi que l'Institut national des appellations d'origine (Inao) et l'Office français de la biodiversité (OFB) ont été associés au suivi de l'étude.

Sources documentaires

L'état de l'art actualisé de la littérature scientifique fonde la qualité de l'analyse. L'exploration a été principalement réalisée dans les bases de données Web of Science (WoS) et Scopus (requêtes initiales en avril 2023 ; complétées par une veille jusqu'en juin 2024). D'autres ressources ont été interrogées, telles que la plateforme Evidensia (sur les labels), Google Scholar et les corpus juridiques.

Les requêtes documentaires ont porté sur la biodiversité, les pratiques de pêche, d'agriculture, d'aquaculture et les labels. Les investigations ont été adaptées sur la base du vocabulaire des communautés scientifiques concernées, du nombre et du profil des sources. Plus d'un millier de références bibliographiques ont été analysées (1 205), dont 876 articles scientifiques publiés dans des revues à comité de lecture répertoriés dans le WoS (Figure 1). Parmi ces articles, 1/3 sont des synthèses ou des méta-analyses (compilation d'une série d'études indépendantes). Pour l'essentiel (83%), ces publications sont postérieures à 2010.

Les principales revues éditrices des articles cités sont multidisciplinaires ou spécialisées en sciences environnementales, en écologie, en agronomie et en sciences de la durabilité (Tableau 2). Les auteurs cités représentent la communauté scientifique internationale, avec une prépondérance de l'Europe et de l'Amérique du Nord. On observe néanmoins un biais de sélection bibliographique vers la recherche française. Dans la littérature dite 'grise', les rapports d'institutions publiques nationales et internationales forment environ la moitié des documents (Figure 1). Ils présentent souvent l'intérêt de contextualiser les diagnostics et de fournir des panoramas chiffrés. Parmi les sources privées, les rapports d'ONG (15%) et de porteurs de labels (11%) sont les plus cités.

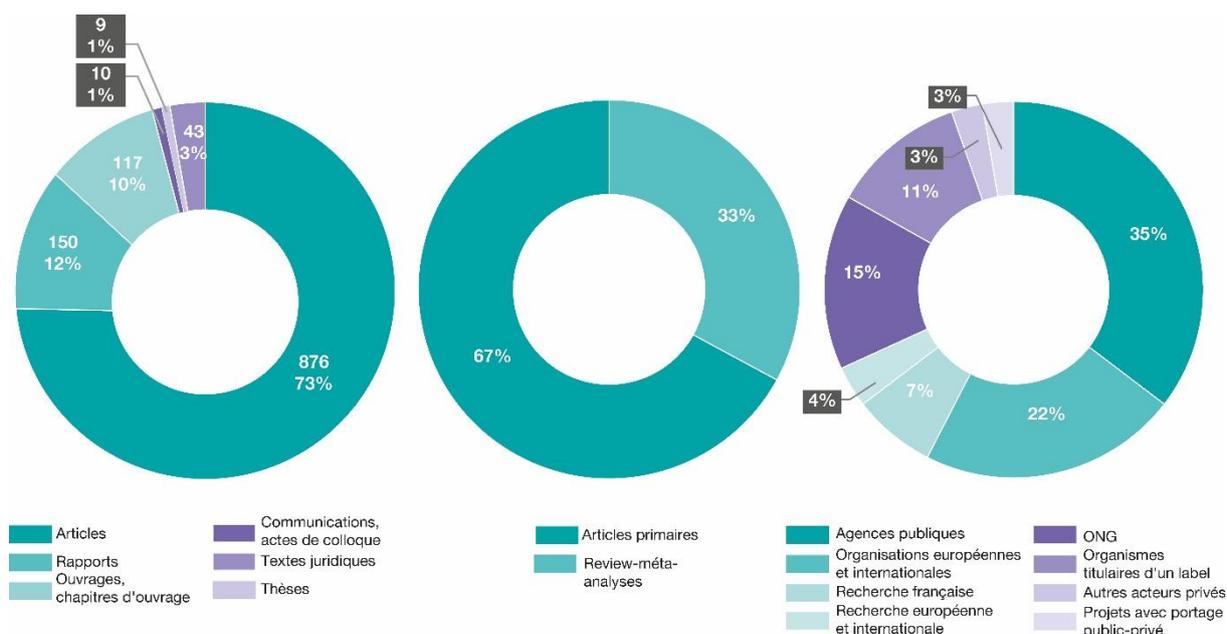


Figure 1. Répartition des sources documentaires (à gauche), dont répartition entre articles scientifiques primaires et synthèses ou méta-analyses (au milieu) et répartition de la littérature grise (à droite) selon les types d'institutions émettrices.

Tableau 2. Les 9 revues supports du plus grand nombre d'articles cités (corpus issu du WoS) avec le nombre de publications concernées.

Revue les plus citées	Nombre de publications
<i>Agriculture Ecosystems & Environment</i>	46
<i>Marine Policy</i>	32
<i>Journal of Applied Ecology</i>	24
<i>International Journal of Life Cycle Assessment</i>	21
<i>Science of the Total Environment</i>	18
<i>Journal of Cleaner Production</i>	17
<i>Ecological Indicators</i>	15
<i>Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America</i>	14
<i>Nature</i>	13

Une analyse conjointe des approches marine et terrestre

L'étude concernant l'ensemble des produits alimentaires et des milieux, le comité d'experts a adopté une approche la plus transversale possible, tout en prenant acte des différences dans les relations qu'entretiennent respectivement l'agriculture, l'aquaculture ou la pêche, avec la biodiversité. Par exemple, alors que la pêche prélève directement des individus dans des populations sauvages (à l'instar de la chasse), l'agriculture modifie un milieu, souvent déjà largement anthropisé, pour y cultiver et élever des plantes et animaux domestiqués, généralement exogènes au milieu naturel adjacent. L'aquaculture se situe entre les deux, utilisant des milieux artificiels (bassins) ou naturels (sites en mer ou en étangs) et des animaux sélectionnés ou prélevés dans les populations sauvages (larves, juvéniles ou reproducteurs). Les ressources marines sont publiques et partagées, ce qui met l'accent sur l'échelle collective de leur gestion, tandis que l'évaluation environnementale en agriculture et aquaculture s'arrête souvent à la parcelle, à l'atelier d'élevage ou la ferme.

Un cheminement par étapes successives

La démarche a progressé selon la logique d'un arbre de décisions, par questionnements successifs, comme décrit dans l'Infographie 2. Pour commencer, nous avons choisi les cadrages initiaux permettant de décrire de manière cohérente, dans

toute l'étude, la biodiversité (comment décrire l'état d'un objet aussi complexe ?), les pratiques agricoles, aquacoles ou halieutiques (quelle typologie ?) et les labels (comment les situer les uns par rapport aux autres ?).

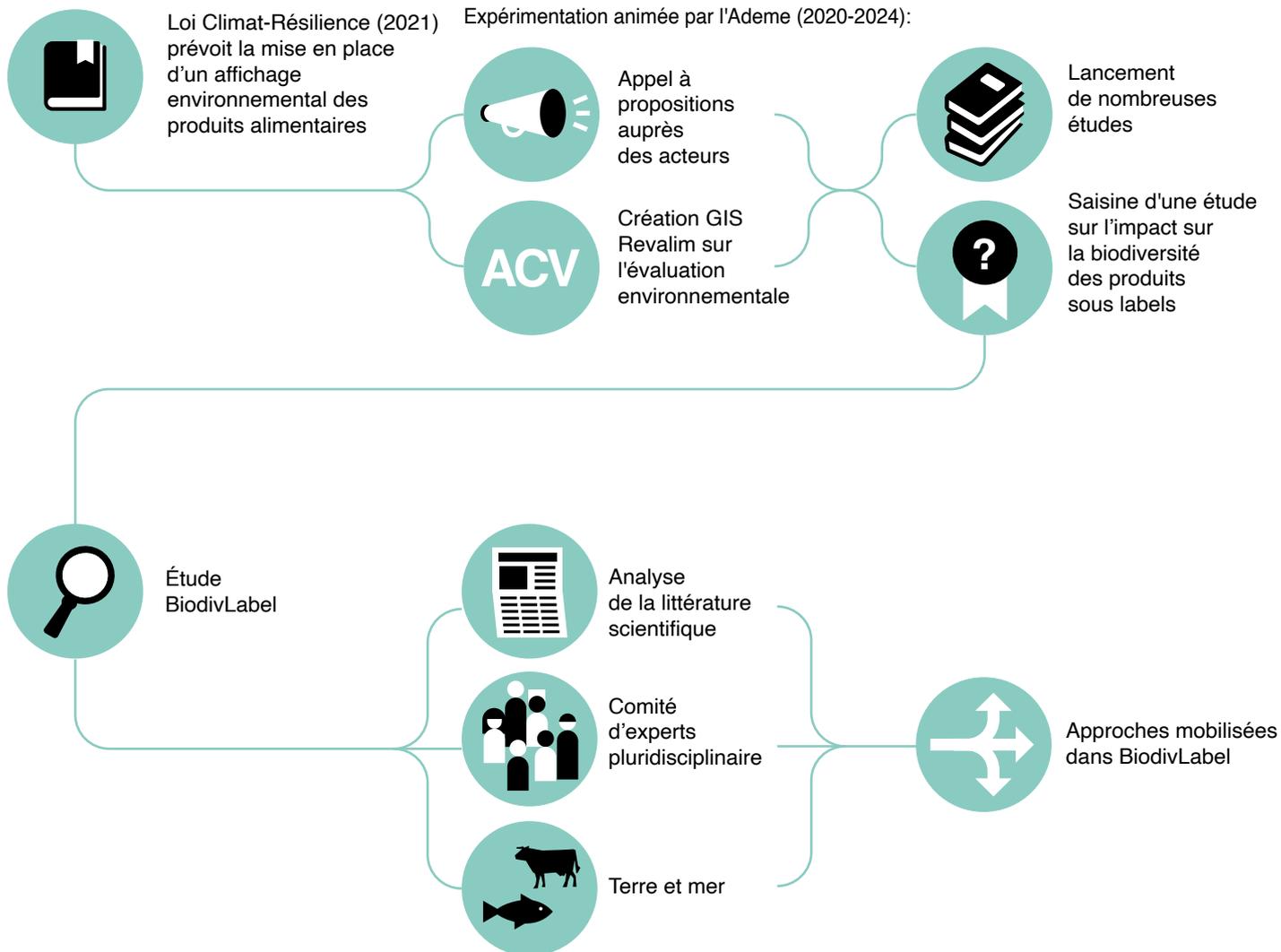
Puis nous nous sommes demandé si l'impact des labels sur la biodiversité est connu et significativement différent de celui des modes de production conventionnels. La bibliographie scientifique s'est révélée abondante pour seulement deux labels : l'agriculture biologique et le MSC. L'absence d'études sur quasiment tous les autres a conduit à examiner la littérature grise. Les enseignements ont été convergents mais n'ont pas réellement permis d'aller au-delà des deux labels les plus étudiés. Nous sommes alors passés par les pratiques de production ou de pêche : les connaissances scientifiques sur l'impact des pratiques sur la biodiversité ont été croisées avec les mesures contenues dans les cahiers des charges. Cela a permis d'identifier les pratiques favorables/défavorables couvertes par les labels, et d'apprécier l'ambition des engagements en matière de biodiversité.

Pour aller plus loin, nous avons exploré trois modélisations (deux en agriculture, une pour la pêche) qui apportent des éléments de quantification sur l'évaluation des pratiques potentielles ou effectives. Ces méthodes contribuent à la réflexion scientifique et politique en vue de l'opérationnalisation de l'affichage environnemental.

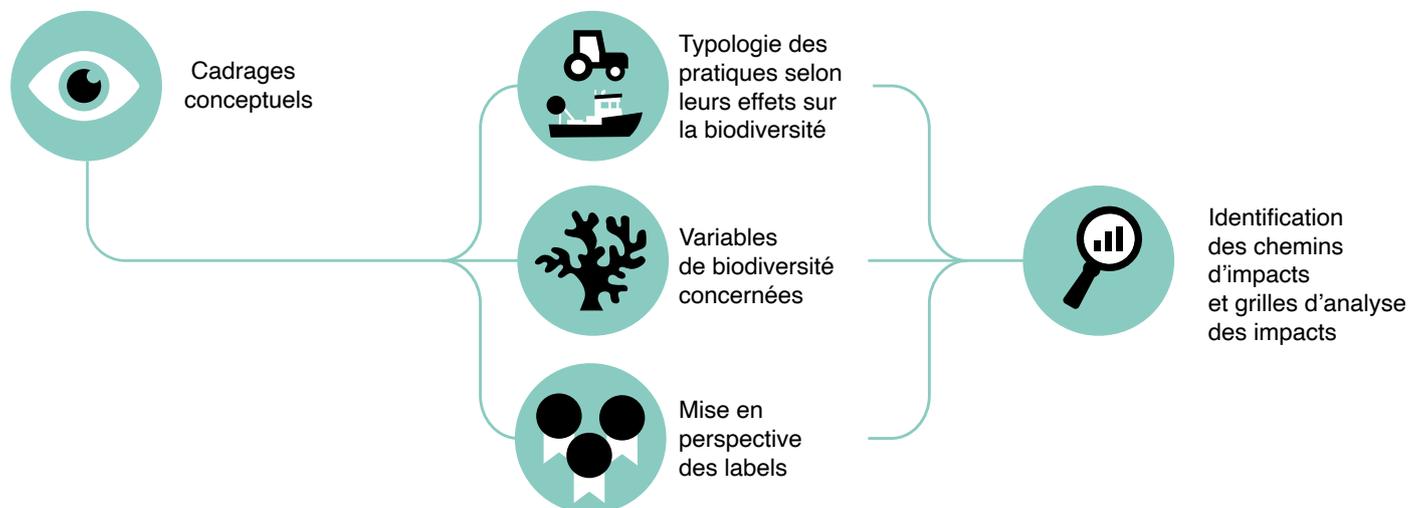
Enfin, s'en tenir aux pratiques est apparu insuffisant pour garantir l'effectivité des engagements des labels. L'étude approfondie de leur fonctionnement a montré l'intérêt de moduler l'évaluation environnementale à l'aune des garanties qu'ils apportent en termes de changement de pratiques et de traçabilité des produits. Les approches économiques et juridiques ont, par ailleurs, replacé l'attractivité et le rôle des labels en tant qu'instrument de régulation dans le contexte présent d'évolution de la réglementation. Les conclusions synthétisent les acquis et réflexions adressés aux acteurs, décideurs et scientifiques.

Infographie 2- La démarche « BiodivLabel »

Introduction • Contexte de la demande



1 • Comment appréhender les liens entre biodiversité, pratiques de production et labels



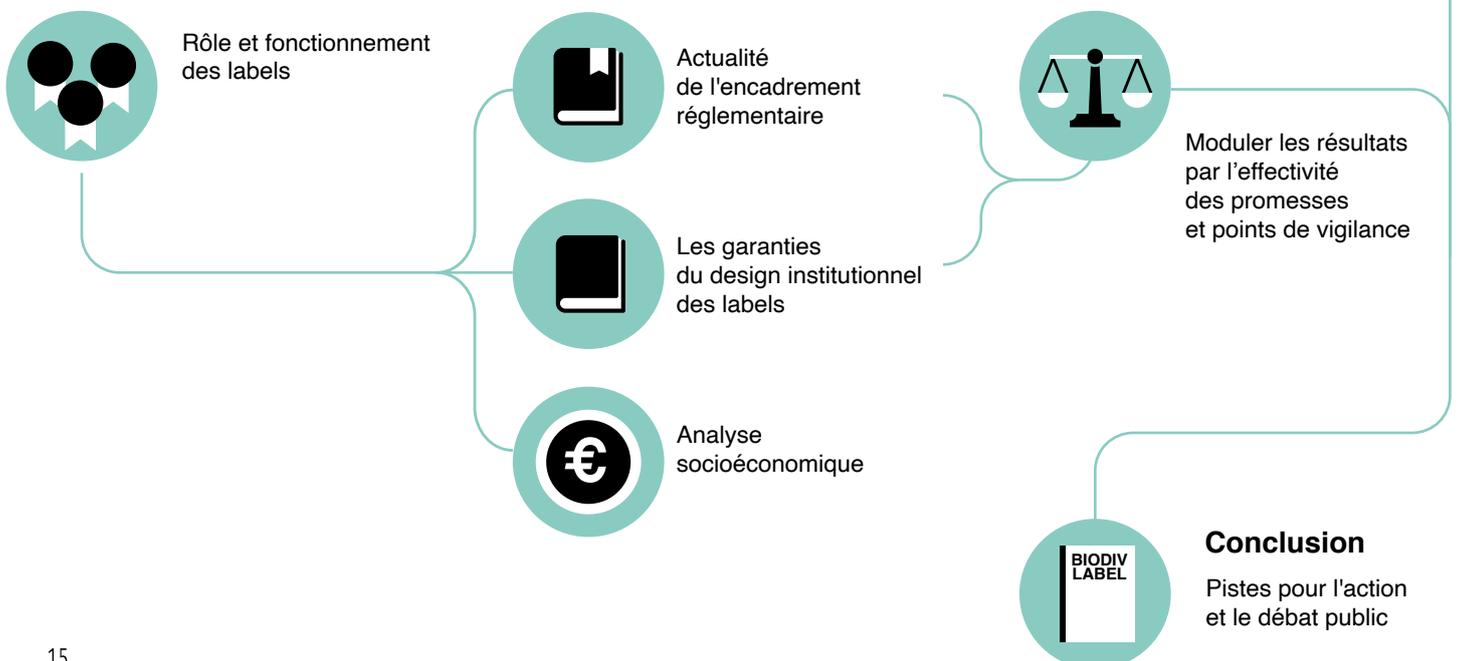
2 • Que sait-on des impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité ?



3 • Quelles pistes méthodologiques pour quantifier les impacts des produits alimentaires sur la biodiversité ?



4 • Quelles garanties offrent les labels ?



1. Cadrages méthodologiques sur la biodiversité, les pratiques et les labels

Introduction

Comprendre les impacts des modes de production agricoles, aquacoles et de la pêche sur la biodiversité nécessite de se pencher sur les pratiques mises en œuvre. La relation labels/biodiversité a donc été décomposée en 2 étapes, en passant par les pratiques décrites dans les cahiers des charges. Cette approche triangulaire a structuré notre démarche (Figure 1-1). Ce chapitre précise les cadrages conceptuels choisis pour les trois angles.

Pour la biodiversité, le cadre des variables essentielles de biodiversité ou « EBV »¹³ (*Essential Biodiversity Variables* en anglais) a semblé le plus adéquat. Bien qu'encore peu utilisé, ce référentiel permet d'appréhender toutes les dimensions de la biodiversité, et ses développements sont compatibles avec les approches politiques et régulatrices des activités agricoles, aquacoles et de pêche. Pour les pratiques, nous avons conçu une classification qui les regroupe par familles selon la nature des interventions : ajout, prélèvement, influence spatio-temporelle. Quant aux labels, décrire la dynamique de labellisation au cours du temps a permis de mieux contextualiser et comprendre leurs évolutions et leurs orientations depuis 30 ans en faveur de la durabilité.

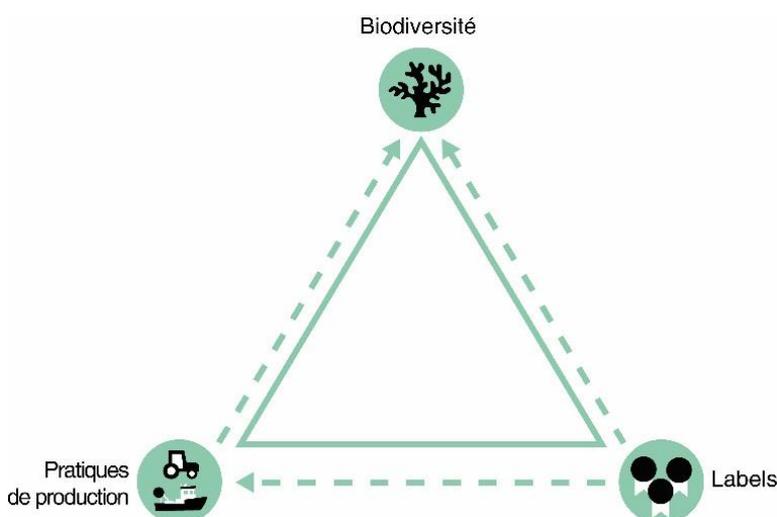


Figure 1-1. Représentation du triptyque de l'étude BiodivLabel : biodiversité, pratiques et labels.

1.1. Un cadre commun récent pour appréhender la biodiversité : les EBV

Les 21 variables essentielles de la biodiversité ou EBV

Suivant l'exemple précurseur des scientifiques du climat, les chercheurs du groupe d'observation de la terre dédié à la biodiversité ou GEO-BON (*Group on Earth Observation – Biodiversity Observation Network*) ont proposé en 2013 un référentiel de variables essentielles de biodiversité ou EBV (Pereira *et al.*, 2013). Les EBV sont distribuées en 6 classes couvrant les échelles d'organisation du vivant, de la diversité génétique à celle des écosystèmes. Ces classes se subdivisent en 21 variables qui décrivent les états et fonctionnalités de la biodiversité (Tableau 1-1).

¹³ Voir « Essential Biodiversity Variables » : <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/> (consulté le 26 mars 2024)

Tableau 1-1. Les 6 classes et les 21 variables essentielles de la biodiversité (EBV). Source Wikipédia : https://fr.wikipedia.org/wiki/Variables_essentielle_de_biodiversit%C3%A9 - traduction à partir du site GEO-BON

Classe d'EBV	EBV	Description
 Composition génétique	Diversité génétique	Diversité et hétérozygotie (séquences d'ADN) entre les individus d'une espèce
	Différenciation génétique	Divergence génétique entre les populations d'une espèce
	Taille effective de population	Nombre d'individus d'une population théorique ayant la même diversité génétique que l'espèce
	Consanguinité	Reproduction entre individus apparentés
 Populations des espèces	Distribution des espèces	Extension géographique de l'espèce
	Abondance des espèces	Nombre d'individus de l'espèce
 Traits de vie des organismes	Morphologie	Variation des caractéristiques physiques des organismes de la même espèce
	Physiologie	Fonctions conditionnant l'adaptation des organismes à l'environnement
	Phénologie	Présence, absence, abondance ou durée des activités saisonnières des organismes
	Mouvement	Mobilité spatiale des organismes
	Reproduction	Production sexuée ou asexuée de l'espèce
 Composition des communautés	Abondance de la communauté	Abondance des espèces dans les assemblages écologiques
	Diversité taxonomique	Diversité des espèces ou d'autres taxons dans les assemblages écologiques
	Diversité phénotypique	Diversité des traits fonctionnels dans les assemblages écologiques
	Diversité des interactions entre espèces	Diversité et structure des interactions multi-trophiques dans les assemblages écologiques
 Fonctionnement des écosystèmes	Productivité primaire	Transformation de l'énergie en matière organique (principalement par photosynthèse)
	Phénologie de l'écosystème	Durée et amplitude des processus cycliques observés
	Perturbation du fonctionnement	Changements abrupts du fonctionnement par rapport à la dynamique habituelle
 Structure des écosystèmes	Fraction vivante du couvert	Surface du sol couverte par des organismes vivants
	Distribution spatiale de l'écosystème	Répartition des espèces végétales et animales
	Profil vertical de l'écosystème	Distribution de la biomasse au-dessus et en-dessous de la surface du sol

Une approche compatible avec d'autres cadres d'analyse ou de gestion

Ce cadre présente l'avantage d'être compatible avec beaucoup d'approches car il fonctionne comme une interface entre les observations et les indicateurs de suivi de la biodiversité utilisables par les naturalistes, les gestionnaires de l'environnement et les scientifiques, et qu'il est adapté aux évaluations multi-échelles (Navarro *et al.*, 2017). Nous avons donc considéré qu'il était pertinent pour l'étude BiodivLabel, avec en perspective, l'utilisation de ses enseignements dans des politiques publiques. La définition juridique de la diversité biologique adoptée lors du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro en 1992 correspond bien à l'approche multi-échelles et ouverte des EBV. Les EBV sont aussi alignées avec les exigences de reporting de la COP (Conference of the Parties) Biodiversité (CDB). L'IPBES relie d'ailleurs les classes d'EBV avec sa propre grille d'analyse selon les 5 déterminants majeurs du déclin de la biodiversité¹⁴ ainsi qu'avec les autres indicateurs utilisés dans ses rapports (Figure 1-2).

¹⁴ Soit le changement d'usage des terres, la surexploitation des ressources naturelles, le changement climatique, les pollutions et les espèces exotiques envahissantes: <https://biodiv.mnhn.fr/sites/fr/files/2020-10/R%C3%A9sum%C3%A9%20FR%20rapport%20IPBES.pdf>

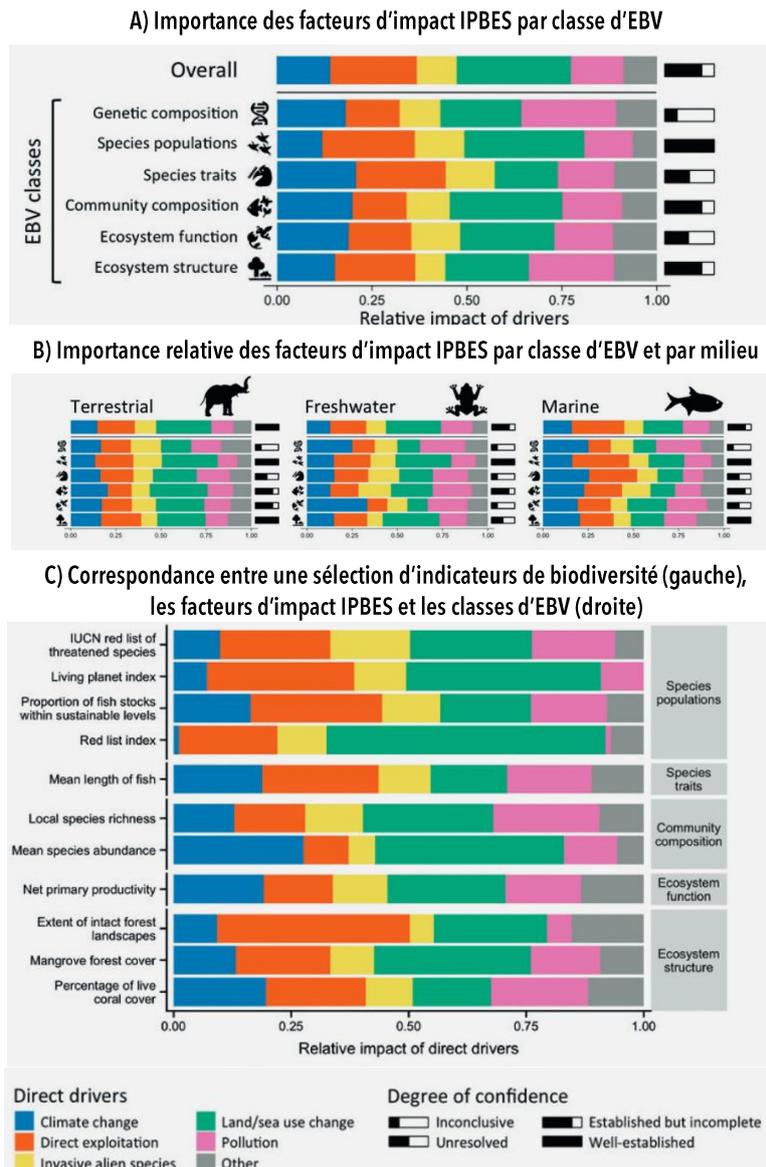


Figure 1-2. Relations entre les EBV et d'autres indicateurs couramment utilisés par des organismes du domaine de la biodiversité. Rapport IPBES 2022 (extraits Figure 2.23, pages 252-253). A) Les 6 catégories d'EBV sont décrites selon l'importance des 6 déterminants du déclin de la biodiversité ; B) Détails par milieu ; C) Correspondances un panel d'indicateurs de biodiversité couramment utilisés. La longueur de la barre de couleur indique l'importance relative des déterminants de l'impact sur la biodiversité ; les barres noires et blanches reflètent le degré de confiance, mesuré par la quantité et la qualité des informations pour estimer l'impact relatif des facteurs de changement (plus de noir = plus de confiance).

1.2. Une classification des pratiques en fonction de leurs impacts sur la biodiversité

La conception d'une typologie des pratiques spécifique à la biodiversité

Les pratiques traduisent les actions et les moyens mis en œuvre pour cultiver, élever des animaux ou pêcher. Les typologies de pratiques sont généralement construites dans cette perspective de production. Notre typologie met en exergue les phénomènes, les états du milieu ou les fonctions de la biodiversité que les pratiques modifient (Stokes *et al.*, 2023). Cette approche est usuelle pour la pêche, mais inédite en agriculture et aquaculture. Sa logique écosystémique vaut à la fois pour les écosystèmes agricoles anthropisés, les écosystèmes marins soumis à la pêche et les écosystèmes aquatiques qui hébergent ou jouxtent les implantations aquacoles. Elle distingue quatre grandes familles de pratiques.

La première famille de pratiques concerne l'allocation spatio-temporelle des activités. Dans les trois activités – agriculture, aquaculture et pêche –, les opérateurs allouent des espaces à des usages de production ou de captures en mer. Ce sont les zones de pêche, les parcelles cultivées, les bâtiments d'élevage. Dans un paysage terrestre, ces espaces peuvent abriter des éléments semi-naturels (ESN), comme les mares, les haies, les bois, les bordures des champs, etc. Pour la mer et les milieux aquatiques, les milieux exploités sont majoritairement naturels. Allouer tel espace ou tel autre à la production, configurer les parcelles, privilégier un seul type de cultures ou une diversité de cultures, inclure des prairies permanentes dans un paysage de cultures annuelles, sont des choix et des pratiques qui influencent les habitats, les réseaux trophiques et globalement la biodiversité. De la même façon, en mer, l'implantation des infrastructures en aquaculture ou les choix de la zone de pêche, la saisonnalité, la fréquence des passages et la profondeur où opèrent les engins jouent sur les habitats, les réseaux trophiques et la biodiversité marine en général.

L'état de la biodiversité marine résultant de la somme des pressions de tous les bateaux de pêche, l'accent est mis sur la gestion collective des populations de poissons ou mollusques pêchés à l'échelle d'écorégions maritimes. La régulation des activités passe par des quotas, des règles d'exclusion et la répartition des droits de pêche entre les pays et les acteurs. En agriculture, ce niveau supra-exploitation peut faire écho à la coordination entre exploitations labellisées réalisée par les Indications géographiques pour définir le volume et les caractéristiques des produits AOP/IGP.

La deuxième famille englobe tous les ajouts de facteurs physiques et chimiques qui modifient le statut physique et/ou chimique de l'écosystème. Dans cette grande famille des intrants, on trouve les pesticides et les traitements médicamenteux. Ces produits peuvent tuer les espèces ciblées et non ciblées, mais perturbent plus largement le développement physiologique des espèces présentes et contaminent l'ensemble des agroécosystèmes et des écosystèmes naturels du fait de leur rémanence et de leur dispersion. Selon les produits utilisés, cette contamination chimique peut avoir un impact à long terme qui pèse sur la biodiversité au-delà de l'activité biocide immédiate des traitements. En agriculture, la fertilisation (minérale ou organique) constitue une deuxième composante majeure d'impact sur la vie des sols et sur la richesse spécifique des communautés végétales. Parmi les facteurs modifiant le statut physique des milieux : le travail du sol déstructure les habitats des communautés des sols selon son intensité (profondeur du labour, fréquence du travail, retournement des couches de sol) ; les filets utilisés dans les vergers forment des barrières qui privent insectes et oiseaux d'habitats et de nourriture ; les infrastructures de drainage et d'irrigation modifient l'hydrologie. En mer, on peut citer l'abrasion et la remise en suspension de particules par les engins qui sont traînés sur les fonds marins, et en aquaculture l'apport de substances chimiques et l'implantation d'infrastructures sous-marines qui altèrent les habitats.

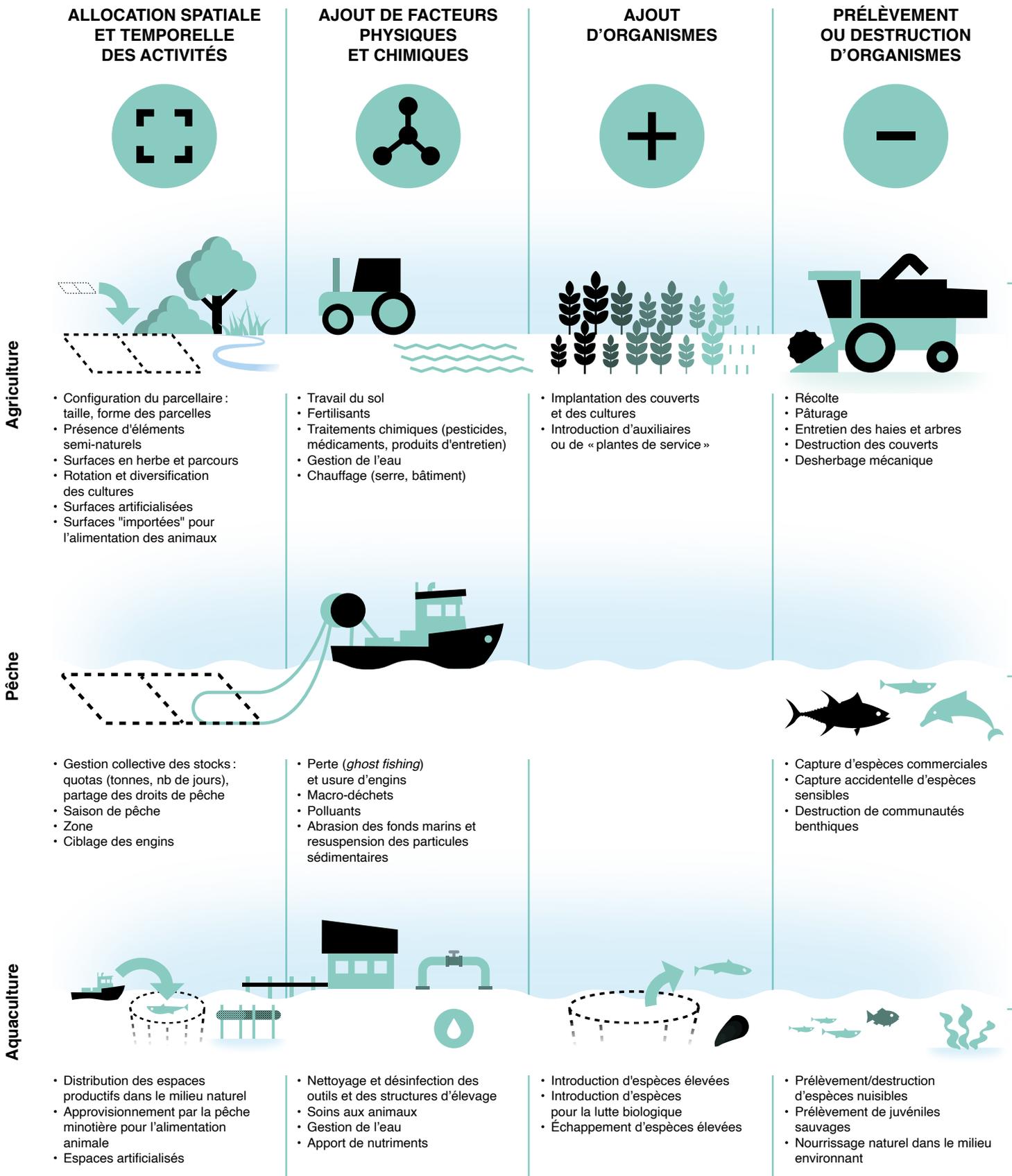
La troisième concerne seulement l'agriculture et l'aquaculture : l'ajout d'organismes. L'agriculture ajoute dans le milieu des plantes cultivées et des animaux d'élevage sélectionnés. Ces ajouts sont en compétition avec la biodiversité sauvage. En aquaculture, des alevins, juvéniles (bars) ou lignées sélectionnées (saumon, tilapia du Nil) sont élevés dans le milieu aquatique naturel avec des risques d'échappements ; en conchyliculture des naissains sauvages (larves) ou produits en écloserie d'huîtres ou de moules sont prélevés puis réintroduits ailleurs. Enfin, la lutte biologique qui intervient en alternative aux traitements chimiques, introduit des organismes de nature variée : insectes, bactéries, champignons...

La quatrième et dernière famille réunit les prélèvements d'organismes vivants. Elle concerne en premier chef la pêche qui est une activité d'extraction d'espèces sauvages, mais aussi l'aquaculture qui collecte des naissains sauvages et nourrit les poissons d'élevage à partir de pêche « minotière » (transformation en farine et huile pour nourrir les élevages). En agriculture, les récoltes constituent un prélèvement saisonnier, la fauche ou le pâturage d'herbe sont eux des prélèvements plus réguliers qui affectent directement ou indirectement la biodiversité via la privation de ressources et d'habitats.

Les chemins d'impact sur la biodiversité

L'Infographie 3 synthétise les relations entre les pratiques de production ou de pêche et la biodiversité selon cette typologie. Les pratiques modifient les processus écologiques et les états biotiques ou abiotiques (états physiques et chimiques) qui jouent sur la biodiversité. Ces états et processus de l'écosystème concernent la quantité et la qualité des habitats, la connectivité entre les habitats, les réseaux trophiques, la démographie des populations et à l'échelle des individus, leurs aptitudes à croître, survivre, se reproduire. Ce cadre général considère les pratiques sans préjuger du sens de leurs impacts sur la biodiversité. Ces impacts peuvent être positifs, négatifs, nuls ou non significatifs, selon les taxons et EBV considérés. Les relations causales qualifiées de chemins d'impacts peuvent être directes ou indirectes, et sont généralement interdépendantes. Enfin, les impacts sur la biodiversité peuvent varier selon les modalités des pratiques mises en œuvre : l'intensité, la fréquence, le type d'engins, la nature, la dose et les associations de produits, etc.

TYPOLOGIE DE PRATIQUES



ÉTATS DES ÉCOSYSTÈMES ET PROCESSUS MODIFIÉS

VARIABLES DE BIODIVERSITÉ CONCERNÉES

RELATIONS TROPHIQUES

CROISSANCE, SURVIE ET REPRODUCTION

ÉTAT PHYSIQUE ET CHIMIQUE DU MILIEU, DISPONIBILITÉ DES RESSOURCES ABIOTIQUES

DISPONIBILITÉ ET CONNECTIVITÉ DES HABITATS

LES 6 CLASSES DE VARIABLES ESSENTIELLES DE BIODIVERSITÉ (ESSENTIAL BIODIVERSITY VARIABLES, EBV)



Composition génétique

- Diversité génétique intraspécifique
- Différenciation génétique des populations
- Taille effective de population
- Consanguinité



Populations d'espèces

- Distribution d'espèces d'intérêt
- Abondance des individus d'espèces d'intérêt



Traits de vie des organismes

- Phénologie
- Morphologie
- Physiologie
- Mouvement (dispersion, migration)
- Caractéristiques démographiques, reproduction



Composition des communautés

- Abondance des espèces dans la communauté
- Diversité taxonomique ou phylogénétique
- Diversité des traits des espèces
- Diversité des interactions entre les espèces



Fonctionnement des écosystèmes

- Productivité primaire
- Phénologie à l'échelle de l'écosystème
- Perturbation du fonctionnement



Structure des écosystèmes

- Fraction du couvert vivant
- Distribution horizontale des éléments dans l'écosystème
- Profil vertical de l'écosystème

1.3. Les labels étudiés dans la dynamique de labellisation

Une histoire en quatre périodes

Il ne s'agit pas ici de dresser un panorama des labels alimentaires, ni de la place de la biodiversité dans ces labels. La mise en perspective se limite à situer les 13 labels étudiés dans la dynamique générale de labellisation des produits alimentaires. Leurs objectifs et profils organisationnels s'inscrivent en effet dans des contextes socioéconomiques dont la périodisation aide à comprendre leur positionnement, même s'il existe quelques chevauchements ou décalages dans le temps pour certains labels.

1960-1990 : développement des labels nationaux. Pendant les trente glorieuses, l'émergence et l'élargissement des labels à l'échelle nationale s'appuient sur la croissance du pouvoir d'achat des consommateurs et viennent en réaction à la transformation radicale de l'agriculture par l'usage massif des intrants chimiques, de la mécanisation et du remembrement.

La création du Label Rouge (LR) vise ainsi à se démarquer de l'industrialisation naissante de l'élevage. En 1965, le poulet est le premier produit certifié de qualité supérieure en termes de propriétés organoleptiques et de tradition (Westgren, 1999). Le Label Rouge est encore aujourd'hui la démarche nationale de qualité 'de référence' pour les consommateurs français.

Les premières Appellations d'origine contrôlée (AOC) viticoles et fromagères se sont diffusées depuis le début du XX^e siècle. Leurs normes garantissent des méthodes régionales qui contribuent à préserver une diversité culturelle et gastronomique. En 1992, ce régime est étendu à l'ensemble des « Indications géographiques européennes » qui comprend dorénavant les Appellations d'origine protégée (AOP, ex-AOC), les Indications géographiques protégées (IGP) et les Spécialités traditionnelles garanties (STG). Les IGP sont protégées par l'Organisation mondiale de la propriété intellectuelle. Les analystes soulignent régulièrement leur rôle dans les régulations du commerce alimentaire international (van der Meulen *et al.*, 2008).

L'histoire de l'agriculture biologique est également née au début du XX^e siècle de mouvements de producteurs qui refusent les intrants chimiques et le tournant agro-industriel. Ils conçoivent des cahiers des charges alternatifs sur la base d'un apprentissage par la pratique (Ollivier et Bellon, 2013). Des courants se forment un peu partout dans le monde qui donneront naissance à diverses formes d'agriculture biologique, dont la biodynamie ou la permaculture¹⁵ (Besson, 2011). Leurs approches s'accordent sur la préservation des sols et les effets néfastes des produits de synthèse. Les réseaux biologiques s'organisent au niveau national à partir de 1962, tout en restant pluriels. Dans les années 1980, une phase d'institutionnalisation aboutit à la création du label Agriculture biologique (AB) qui devient unique et public en 1985. Le cahier des charges de l'association Nature & Progrès (créée en 1964) sert de référence, et le label AB inspire le règlement Bio européen qui sera instauré en 1991.

1992-2002 : émergence de labels durables multipartites portés par des ONG. Dans la suite du Sommet de la Terre de 1992, des ONG s'associent à des multinationales pour créer des labels afin de réorienter les chaînes d'approvisionnement mondialisées. Rainforest Alliance et Forest Stewardship Council (FSC) ont été pionnières de ces labels volontaires de durabilité (*Voluntary Sustainability Standards* en anglais) (Islam, 2008).

L'ONG Rainforest Alliance s'associe avec d'autres ONG travaillant à la conservation de la biodiversité pour former le Réseau d'agriculture durable (Sustainable Agriculture Network, SAN) en 1993 et certifier des produits tropicaux destinés à l'export : banane, cacao, café et thé (Lemeilleur *et al.*, 2015). En 2017, les cahiers des charges ont été harmonisés dans une norme unique à l'issue d'une concertation entre parties prenantes et scientifiques. Pour utiliser le label, les entreprises doivent signer un accord de licence et se conformer à des exigences de traçabilité. Les produits qui contiennent au moins 30% de produits certifiés peuvent porter le label Rainforest Alliance. En 2018, Rainforest Alliance a fusionné avec le label hollandais UTZ Certified, différenciant dorénavant un cahier des charges pour la production agricole et un autre pour la chaîne d'approvisionnement. En 2023, le SAN s'est dissocié du label Rainforest Alliance.

Le Marine Stewardship Council (MSC) est né en 1998 d'une alliance entre WWF (World Wild Fund) et Unilever pour réagir à l'effondrement des populations de cabillaud des Grands Bancs sur la façade canadienne de l'océan Atlantique. L'objectif est d'orienter le consommateur vers une pêche durable.

¹⁵ Notamment Rudolf Steiner en Autriche (promoteur de la biodynamie), A. Howard et Lady E. Belfour en Angleterre, les époux Müller et HP Rusch en Suisse, J. I. Rodale aux Etats-Unis, Masanobu Fukuoka au Japon ou encore B. Mollison et D. Holmgren à l'origine de la permaculture en Australie. Voir Besson, Y., 2011. *Les fondateurs de l'agriculture biologique. Albert Howard, Rudolf Steiner, Maria & Hans Müller, Hans Peter Rush, Masanobu Fukuoka*. Paris: Le Sang de la Terre, 775 p.

Cette deuxième période de labellisation a bénéficié de la segmentation croissante des marchés alimentaires ouvrant sur une « économie des qualités » selon l'expression de Callon *et al.* (2002). En retour, les labels durables internationaux ont influencé les pratiques de production des filières d'export.

2002-2020 : montée des critiques et harmonisation des normes. Le tournant du XXI^e siècle voit exploser le nombre de labels durables privés : l'indice Ecolabel en compte ainsi 456 dans 199 pays et 25 secteurs industriels en 2024¹⁶(Figure 1-3).

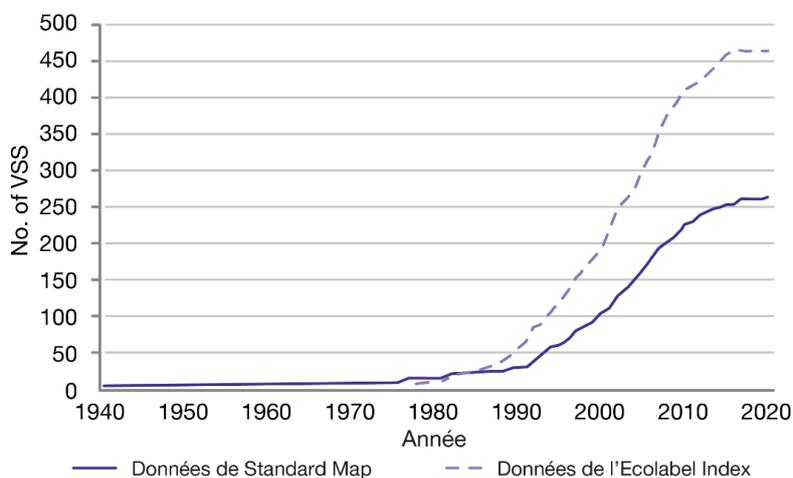


Figure 1-3. Evolution du nombre de labels volontaires durables (*Voluntary Sustainable Standards*) dans le monde recensés dans deux bases de données : Standard Map et Ecolabel Index.

Ces labels de durabilité jouent un rôle croissant en tant que producteurs de normes et de régulateurs dans les échanges commerciaux alimentaires, occupant notamment un espace laissé vacant par l'incapacité des Etats à mettre en œuvre les engagements des COP (*Conference of the Parties*) Climat et Biodiversité.

Des configurations publiques/privées émergent sous forme de « tables rondes » multipartites pour l'huile de palme durable (Round table for Sustainable Palm Oil, RSPO, 2004), pour le soja (Round Table Responsible Soy, 2006), ou encore pour le bœuf (Global Round Table for Sustainable Beef 2013). L'Aquaculture Stewardship Council (ASC) est créée par l'ONG WWF et l'IDH (Sustainable Trade Initiative), basée aux Pays-Bas, en 2010, à l'issue de Dialogues sur l'aquaculture rassemblant diverses parties prenantes. Des chercheurs soulignent que le terme « *stewardship* » renvoie à une responsabilité collective de gestion des ressources à protéger, tandis que les « *Round Tables* » se focalisent davantage sur la procédure multipartite (Ponte, 2014). Leurs résultats restent cependant modestes quant à l'inclusion des petits producteurs et des collectivités publiques locales dans la stratégie des labels. D'autres initiatives axant l'effort sur les « bonnes pratiques », adoptent la nomenclature « Better » : Better Sugar Cane Initiative en 2008, Better Cotton Initiative en 2009.

En France, le label Bleu-Blanc-Cœur (2010) fait partie des démarches collectives privées nationales visant une alimentation durable. Il se distingue parce qu'il privilégie des engagements de résultats en termes d'apports nutritionnels (richesse en oméga 3).

Durant cette période, la multiplication des labels nourrit des interrogations surtout quand ils émanent d'acteurs privés ou de configurations hybrides publiques/privées. Parmi les critiques, les labels tropicaux sont taxés de concerner surtout des monocultures ; le coût élevé des certifications les rend peu accessibles aux petits producteurs ou petits pêcheurs ; la représentativité des producteurs et des consommateurs est jugée trop limitée (Auld *et al.*, 2015), de même que leur impact réel (Loconto et Hatanaka, 2018) ou encore leur évolution. Des auteurs soulignent, par exemple, que l'expansion du marché de la bio dans les années 2000 et la reconnaissance politique du label ont affaibli sa portée critique (Lamine et Bellon, 2009).

Face aux critiques, les labels durables ont cherché à renforcer leur crédibilité en se dotant de « méta-normes » qui certifient leur conformité avec les valeurs qu'ils sont censés représenter. Intervenant à une échelle « supra », l'Alliance Iseal (Alliance internationale pour l'accréditation et l'étiquetage en matière sociale et environnementale)¹⁷ créée en 2002, joue notamment

¹⁶ <https://www.ecolabelindex.com> [Consulté le 10/01/2025]

¹⁷ L'International Social and Environmental Accreditation and Labelling Alliance, l'association globale des standards environnementaux et sociaux fondée en 2022 par quatre organisations majeures de standardisation (Forest Stewardship Council, Fairtrade International, the Marine Stewardship Council, the International Federation of Organic Agriculture Movements), autour d'un référentiel commun : l'Assurance Code.

ce rôle à l'échelle internationale (Fransen, 2015). De nombreuses initiatives proposent par ailleurs des comparaisons et clés de lecture sur les attributs des labels (Tableau 1-2). Le débat qui traverse les labels durables n'est pas simple car les critiques légitimes nourrissent en même temps une réaction contre la préservation de l'environnement et le désengagement des acteurs économiques.

Dans ce contexte, on observe un retour des labels publics. La certification publique nationale Haute valeur environnementale (HVE) voit ainsi le jour en 2012 dans la suite du Grenelle de l'Environnement. Son principe d'options offre la possibilité de choisir ses engagements sans opérer forcément d'importants changements de pratiques. Créé dans la suite du Grenelle de la mer, l'écolabel national Pêche durable naît en 2017. Il reste encore peu diffusé.

Les nouveaux labels conduisent plutôt à une hybridation des modèles productifs qu'à leur réorientation, brouillant la ligne de démarcation entre les systèmes conventionnels et alternatifs (Billows *et al.*, 2024). Depuis 2020, le label Bleu-Blanc-Cœur et quatre autres labels privés revendiquent ainsi une « troisième voie agricole » œuvrant pour une agriculture responsable¹⁸.

Tableau 1-2. Principales initiatives internationales d'analyse et de comparaison des labels volontaires de durabilité.

Initiative et porteurs de l'initiative	Type d'outil	Labels de l'étude BiodivLabel
International Trace Center (UN Agency) : ITC Standard Map (depuis 2011) https://standardsmap.org/en/compare	Base de données permettant la comparaison multi-sectorielle de labels de durabilité > 300 labels Possibilité d'un filtre sur la biodiversité	Agriculture biologique, RSPO, RTRS ; Rainforest Alliance
Sustainability Standards Comparison Tool (SSCT) https://www.kompass-nachhaltigkeit.de/en/product-search/most-viewed Alliance ISEAL, agence allemande de coopération internationale (GIZ) et ITC (2016)	Grille analytique de comparaison de la crédibilité des labels (durabilité, pertinence, impartialité, transparence, etc.)	Rainforest Alliance, RSPO, RTRS
Multi-Stakeholder Initiative Integrity Evaluation Tool https://www.msi-integrity.org/wp-content/uploads/2017/11/MSI_Evaluation_Tool_2017.pdf MSI Integrity et Harvard Law School's (2017)	Grille analytique de comparaison des structures institutionnelles des initiatives multipartites de durabilité (mandat, gouvernance, transparence, etc.)	
EVIDENSIA Knowledge Matrix https://www.evidensia.eco/ ISEAL, WWF, Rainforest Alliance (depuis 2019)	Base de données recensant les travaux de recherche (< 10 ans) sur l'impact des labels et des initiatives volontaires de durabilité	Agriculture biologique, RSPO, RTRS ; Rainforest Alliance, MSC, ASC,
Tool's 7-step Benchmark Process https://ourgssi.org/benchmarking/ Initiative mondiale pour des produits de la mer durables (GSSI)	Comparaison experte des labels de pêche sur des critères environnementaux, de gouvernance et opérationnels	MSC, ASC
Label INFO https://www.labelinfo.ch/fr/ Organismes suisses (Pusch et ZHAW, en lien avec ITC, GIZ (2023)	Grille analytique comparaison entre différents labels de durabilité pour les produits d'origine agricole – s'appuie sur le SSCT et l'ITC Standard map	Agriculture biologique, Demeter, Rainforest Alliance, ASC, MSC

Actuellement : vers une 'territorialisation' des initiatives ? Les échelles plus restreintes, au niveau d'un territoire semblent revalorisées. L'Alliance Iseal et ses membres se mobilisent, par exemple, sur la façon d'intégrer le paysage dans l'évaluation des performances des labels durables. Plus généralement, les réflexions des acteurs s'orientent davantage sur des engagements de résultats locaux, alors que les cahiers des charges privilégient jusqu'à présent des objectifs sur les moyens à l'échelle du producteur ou d'une pêcherie. En agriculture, le suivi peut concerner les couverts végétaux, la qualité de l'eau, de l'air ou la biodiversité... Plusieurs exemples illustrant cette tendance sont décrits dans le chapitre 4.

Par ailleurs, les discussions sur l'impact et la crédibilité des labels ont remis sur le devant de la scène les systèmes participatifs de garantie (SPG). Ceux-ci se démarquent de l'orientation de la réglementation qui, depuis 15 ans, préconise l'indépendance des fonctions de contrôle et d'accréditation, via la mise aux normes ISO. Or les titulaires des labels reconnaissent le rôle que tiennent les SPG dans l'intégration des normes par les opérateurs. La dimension participative des étapes d'audits donne notamment à l'étape du contrôle une dimension d'apprentissage mutuel, au plus près des conditions d'application du label (Lemeilleur et Allaire, 2018). L'audit devient un levier du changement des modes de production (cf. la théorie du changement). Le label Nature & Progrès a fait, sur ce point, figure d'irréductible : alors qu'il avait guidé la création du règlement Bio européen, la réforme de ce règlement en 2007 a exclu les producteurs de Nature & Progrès en rendant obligatoire la certification par tierce partie indépendante. Les membres du réseau ont préféré rester fidèles aux pionniers de la bio et privilégier leur système participatif associant, dans l'activité de contrôle, le producteur, un représentant du label et des acteurs locaux (transformateurs, consommateurs...)(Loconto, 2017).

¹⁸ <https://www.collectiftroisiemevoie.com/> [Consulté le 30/04/2025]

2. L'impact des labels et de leurs pratiques sur la biodiversité

Introduction

Ce chapitre se concentre sur le cœur de la saisine : que sait-on des impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité ? La revue de la littérature (section 2.2) montre que peu d'études traitent spécifiquement de cette question. Seuls l'agriculture biologique et le MSC font l'objet de nombreux travaux. C'est pourquoi l'investigation s'est portée sur les pratiques, avec un questionnement en deux temps : 1) quelles sont les pratiques de production et de pêche ayant un impact reconnu scientifiquement sur la biodiversité ? 2) Ces pratiques sont-elles mentionnées dans les cahiers des charges et pour quels engagements ?

Nous avons examiné les cahiers des charges disponibles et mis en œuvre au moment de l'analyse. Certains labels actualisent régulièrement leurs règles ce qui rend rapidement caduque leur évaluation. De plus, nous nous sommes fondés uniquement sur les documents de base. Seuls quelques labels ont donné lieu à une déclinaison par produit (Label Rouge, ASC) puisqu'il n'existe pas de cahier des charges commun. Nous n'avons pas pris en compte les guides de bonnes pratiques, ni les déclinaisons nationales, ni les dérogations ou précisions concernant telle ou telle production. L'analyse qui suit a le mérite d'une approche globale, mais peut souffrir d'imprécision pour des cas particuliers. Elle offre néanmoins une clé de lecture originale pour évaluer les engagements des labels au regard des connaissances scientifiques de l'impact des pratiques sur la biodiversité.

Les spécificités de l'agriculture, l'aquaculture et la pêche nous ont conduits à mener parallèlement les analyses (sections 2.3, 2.4 et 2.5), tout en adoptant une démarche la plus commune possible (2.1).

2.1. Une grille d'analyse commune pour décrire les effets

L'analyse de la littérature a été faite de manière similaire sur les différents corpus scientifiques ou 'gris'. Elle s'est centrée sur la démarche PICO, sigle anglais pour population, intervention, comparaison et résultat (« *Population, Intervention, Comparator, Outcomes* »). Ce cadre méthodologique est classique dans les revues systématiques et méta-analyses en recherche médicale (Methley *et al.*, 2014). L'Anses, l'EFSA et certains auteurs des domaines marin et agricole l'utilisent aussi dans l'évaluation des risques.

Nous avons adapté la démarche PICO à nos critères (Tableau 2-1) :

- La population décrit le groupe sur lequel le test est effectué et les sources de données (nombre d'exploitations enquêtées, type de pêcheries...).
- Les interventions correspondent au type de label étudié (agriculture biologique, MSC, RSPO...).
- Les comparaisons peuvent être diachroniques (avant/après certification) ou synchroniques (certifié/non certifié ; modalités de pratique testée/témoin). Ont été acceptés certains articles qui analysent les effets d'un label ou d'une pratique sans comparateur.
- Les résultats (outcomes) sont renseignés selon les EBV et les 5 déterminants du déclin de la biodiversité définis par l'IPBES.

L'analyse a adjoint les critères des expertises scientifiques collectives en qualifiant les résultats selon leur fiabilité et pertinence, et en identifiant les incertitudes, controverses et lacunes dans les savoirs.

Tableau 2-1. Grille d'analyse de la bibliographie

Critères	Caractéristiques des informations recueillies
Nature de la publication	Littérature académique : article, synthèse (<i>review</i>) ; méta-analyse ; littérature grise : rapports institutionnel, d'ONG, technique...
Description de la méthode	Suivi standardisé, évaluation <i>ex ante</i> (basée sur des pratiques ou cahier des charges) ; évaluation <i>ex post</i> (basée sur des observations de biodiversité) ; large étude expérimentale ou observationnelle ; modélisation (basée sur des observations, données statistiques...), Analyse de cycle de vie
Contexte de l'étude ou des études (P dans la méthode PICO)	Type de production ou de pêche ; type d'opérateurs ; type de milieux ou écosystèmes ; couverture géographique ; couverture temporelle ; nombre d'observations (large étude > 100 observations)
Description des pratiques (P dans la méthode PICO)	Famille de pratiques, pratiques et modalités de mise en œuvre, interactions entre pratiques ; intensité des pratiques ; niveau de pression de pêche (zone x fréquence de passage x type d'engin)
Description de la biodiversité étudiée (P dans la méthode PICO)	Classes d'EBV et EBV ; taxons ; groupes taxonomiques ; groupes fonctionnels ; populations ciblées/non ciblées ; espèces dont sensibles et/ou protégées
Labels (I dans la méthode PICO)	Nom du ou des labels ; analyse mono-label ou pluri-labels
Type de comparaison (C de la méthode PICO)	Comparaison diachronique (avant/après), synchronique (test/témoin) ou absence de comparaison
Résultats (O dans la méthode PICO)	Effets détaillés par EBV et par groupe taxonomique ; sens de l'effet (favorable/défavorable), taille de l'effet ou du risque ; degré de confiance/incertitude, portée des résultats (généricité)
Robustesse	Qualité de la preuve, robustesse de la méthode décrite dans l'article

2.2. Revue de la littérature sur les impacts des labels sur la biodiversité

Démarche et corpus bibliographique

Pour construire le corpus bibliographique, nous avons croisé trois requêtes décrivant par une série de mots clés : 1) la biodiversité terrestre et marine (lexique des EBV), 2) les labels (leur nom et quelques termes génériques) et 3) les trois domaines d'activités : pêche, aquaculture et agriculture.

Une première remarque concerne le tri drastique effectué dans la sélection des articles explorés car nos objets d'étude n'y étaient souvent qu'effleurés. La biodiversité est en effet régulièrement citée dans les publications comme élément de contexte ou comme enjeu, sans être l'objet de l'étude. De même, de nombreux articles évoquent des labels comme idéal type ou piste pour l'action, sans qu'ils ne soient examinés en tant que tels.

La deuxième observation porte sur la très inégale répartition des publications entre les labels : si les impacts de l'agriculture biologique et du MSC sur la biodiversité sont amplement étudiés, ce n'est pas du tout le cas des autres labels de notre échantillon.

La littérature scientifique sur l'agriculture biologique étant pléthorique, nous avons analysé uniquement les articles de synthèse, les études avec plus de 100 sites d'observation et les méta-analyses (65 publications). La littérature grise sélectionnée apporte des compléments généralement convergents avec la littérature scientifique. De nature hétérogène (statut, méthodes, ampleur...), ces travaux proviennent d'associations environnementales, organismes coopératifs, consortiums scientifiques ou de titulaires de labels (ex : rapport édité par Global Nature Fund, UICN, IFOAM, Basic, Rainforest Alliance...). Concernant les labels français, l'étude du Basic (2021) compare le plus de labels (14) et détaille le plus leurs impacts sur la biodiversité.

Pour la pêche, seul le label MSC dispose d'un corpus conséquent. Une revue systématique datant de 2020 (Arton *et al.*, 2020) a servi de base, complétée par une cinquantaine de publications plus récentes et d'une littérature technique et institutionnelle issue de la plateforme Evidensia sur les labels durables, de la documentation disponible sur le site web du MSC et de différents rapports institutionnels et associatifs.

Pour l'aquaculture, le corpus scientifique s'est avéré très restreint (18 articles), portant généralement sur des labels non identifiés individuellement dont l'aquaculture biologique (déclinaison allemande NaturLand) ou ASC.

La bibliographie sur les ACV a été distinguée car elle ne rend pas compte d'impacts observés, mais d'impacts prédits à partir de modèles. Ce corpus est récent et a concerné une dizaine d'articles sur des produits essentiellement agricoles (11 en agriculture biologique, 1 RSPO, 1 MSC, 2 sur les produits aquacoles dont un mentionnant, entre autres, les moules de bouchot AOP de la baie du Mont-Saint-Michel).

L'agriculture biologique clairement favorable à la biodiversité

Un consensus général se dégage sur l'effet positif de l'agriculture biologique sur la biodiversité, comparativement à l'agriculture conventionnelle. La très large majorité des études retenues se fondent sur une approche comparative synchronique (de type « contrôle/impact »), avec des parcelles ou des exploitations (cas moins fréquent) sous label agriculture biologique comparées à leur équivalent en agriculture conventionnelle (témoin). Les approches diachroniques (de type avant/après) sont rares.

La majorité des études est réalisée à l'échelle d'une parcelle cultivée (articles scientifiques) ou de la ferme (ACV et littérature grise). Les deux mesures phares de l'agriculture biologique sont généralement invoquées pour expliquer les effets positifs : l'interdiction des pesticides de synthèse et des fertilisants minéraux au profit des fertilisants organiques (Christel *et al.*, 2021). D'autres arguments ressortent d'observations ou d'expérimentations sur l'allongement des rotations, la diversification des productions, la limitation du travail du sol (Tyser *et al.*, 2021).

Les effets de l'agriculture biologique sont plus souvent étudiés pour les plantes et les arthropodes, et pour les EBV « Richesse spécifique » et « Abondance des communautés », mais certains travaux couvrent aussi les autres classes d'EBV et d'autres groupes taxonomiques. Pour le corpus scientifique, la méta-analyse la plus complète (Tuck *et al.* (2014) : 94 études, 184 observations) conclut à une richesse spécifique en moyenne de 34% supérieure dans les parcelles en agriculture biologique en comparaison de parcelles en conduite conventionnelle. Cet ordre de grandeur est retrouvé dans d'autres méta-analyses, soit plus anciennes (Bengtsson *et al.* (2005) : abondance +50% et richesse spécifique +30%), soit plus récentes mais avec un nombre d'études plus faible, comme celles de Smith *et al.* (2019) : abondance +32% et richesse spécifique +23%; et Smith *et al.* (2020) : abondance +38% et richesse spécifique +38%.

La littérature grise confirme cette conclusion pour les labels bio et apparentés (Demeter, Nature & Progrès, Bio-équitable France) dans toutes les études *a priori* (comparant les impacts potentiels de l'agriculture biologique à partir de leur cahier des charges) et dans la grande majorité des études *a posteriori* (résultats observés). Dans les études ACV, deux approches de la modélisation des impacts coexistent : l'une, semi-quantitative issue de SALCA-BD (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment - BioDiversity), se fonde sur des critères locaux et des dires d'experts (4 articles), l'autre est basée sur des impacts quantifiés liés à l'utilisation des terres dans le cadre conceptuel du « *land-use impact* » (Canals *et al.*, 2007) (8 articles). Dans ce cadre, les impacts sont calculés par rapport à une référence, souvent le milieu naturel (ex : forêt). Ainsi, tout écart de rendement se traduit par une surface équivalente occupée en plus ou en moins sur le milieu naturel. Nous y reviendrons dans le chapitre 3.

Les résultats des ACV varient selon la méthode. Dans le corpus agricole analysé, les ACV semi-quantitatives étaient toujours favorables à l'agriculture biologique pour l'élevage ou les cultures, par rapport aux systèmes conventionnels (Muller-Lindenlauf *et al.*, 2010; Nemecek *et al.*, 2011; Prechsl *et al.*, 2017). En revanche, les résultats étaient plus variables dans les ACV utilisant le cadre conceptuel du « *land-use impact* ». Le lait biologique restait favorable car il utilise à la fois moins de surfaces à fort impact pour l'alimentation du bétail (moins de concentrés) et plus de surfaces à faible impact (pâturage) (Muller-Lindenlauf *et al.*, 2010; Nemecek *et al.*, 2011; Prechsl *et al.*, 2017) qu'en conventionnel. En revanche, le faible nombre de travaux réalisés sur les cultures biologiques et l'hétérogénéité de leur périmètre¹⁹ empêchent de conclure en l'état : une étude inclut, par exemple, toute la chaîne de consommation (Tidåker *et al.*, 2021), une autre évalue l'impact rapporté à 100 ha de cultures combinées (Tuomisto *et al.*, 2012). L'étude de Lindner *et al.* (2022), classée dans la littérature grise (non publiée dans une revue scientifique), se base également sur le cadre conceptuel du « *land-use impact* » mais se singularise par son indicateur de degré d'hémérobie, soit de distance à la naturalité. Dans cette étude, les résultats pour les produits biologiques sont beaucoup plus variables que pour les produits conventionnels, ce qui s'explique par l'ajustement du modèle à la surface nécessaire pour produire 1 kg de produit.

Enfin, cette revue de la littérature souligne un intérêt croissant sur les effets spatiaux de l'agriculture biologique. L'amplitude des impacts varie en effet selon le type de paysage et le contexte pédoclimatique local. Au-delà de ces variations, plusieurs études rapportent que l'effet positif sur la diversité et/ou l'abondance des plantes sauvages (+30% ; Henckel *et al.*, 2015) croît avec la proportion d'agriculture biologique dans le paysage, suggérant un possible effet spatial cumulatif. Celui-ci est également vérifié pour certains arthropodes (les abeilles par exemple), mais pas pour tous.

¹⁹ Seulement les études calculant des impacts sur la biodiversité avec l'ACV et comparant au moins deux systèmes de pratiques différents dont un certifié ont été incluses dans le corpus bibliographique.

Des effets peu documentés sur les autres labels agricoles

AOP/IGP : la littérature scientifique n'étudie pas leur impact sur la biodiversité sauvage, elle aborde uniquement la biodiversité domestique associée aux microflores naturelles utilisées pour les vins et fromages, et la diversité génétique des variétés ou races locales. Les quelques études grises analysées avancent des résultats modérés : le rapport sur les AOP St-Nectaire et Salers (Caron *et al.*, 2010) observe un gain significatif pour la flore ; l'étude du Basic (2021) attribue un effet plus favorable à la biodiversité au cahier des charges du Comté qu'à celui du Cantal.

HVE : trois études (Actionaid *et al.*, 2020; Basic *et al.*, 2021; OFB, 2022) utilisant des méthodes différentes concluaient à un effet faible du cahier des charges initial de HVE (version 2011). Cependant, outre que ces études soulignaient le manque de données permettant d'apprécier les pratiques des exploitations certifiées, la révision du cahier des charges en 2023 les rend obsolètes.

Label Rouge et Bleu-Blanc-Cœur : aucune publication scientifique ne traite de l'impact de ces deux labels sur la biodiversité sauvage. Les études multi-labels de la littérature grise (Cavrois, 2009; Basic *et al.*, 2021) montrent des effets faibles sur la biodiversité quelles que soient les filières concernées.

Rainforest Alliance, RSPO et RTRS : en se fondant sur une petite dizaine d'articles scientifiques et quatre études institutionnelles (Komar, 2012; Hughell et Newsom, 2013; Borneo futures for RSPO *et al.*, 2020; Grenz et Angnes, 2020), nous concluons que les plantations de café ou thé certifiées Rainforest-Alliance ont des effets globalement positifs sur la biodiversité. Les résultats pour RSPO ne donnent pas de tendance univoque (Azhar *et al.*, 2015; Carlson *et al.*, 2018; Gatti *et al.*, 2019; Schmidt et De Rosa, 2020). L'enjeu principal se situe par rapport à la déforestation ; or certains auteurs notent qu'elle précède souvent la certification. Toutes les études soulignent en revanche l'intérêt des engagements des labels Rainforest Alliance, RSPO et RTRS de conserver une part de surfaces naturelles.

Le label MSC : une meilleure garantie sur l'état des populations exploitées, un impact moins clair sur les autres dimensions de la biodiversité

La littérature s'accorde sur le fait que les produits de la mer labellisés MSC ont une probabilité très élevée de provenir de populations de poissons non surpêchées. Ce niveau est supérieur à la moyenne des pêches mondiales et européennes. La surpêche est mondialement définie par rapport à un indicateur calculant un niveau maximum de prises possible, tout en préservant le renouvellement démographique des populations : le Rendement maximum durable (RMD).

La définition de la surpêche n'est cependant pas univoque selon qu'on privilégie un critère de biomasse (ou de biomasse féconde) ou bien de mortalité. Dans le premier cas, il s'agit d'un indicateur d'état noté « B/Brmd », dans le second, d'un indicateur de pression noté « F/Frmd ». En France et en Europe, l'évaluation scientifique renseigne les deux critères « B » et « F » pour la majorité des populations suivies scientifiquement (environ 170 populations de 70 espèces capturées par les pêcheries hexagonales, représentant 80% des débarquements totaux ; Vermard et Ulrich 2024). Le critère de pression est utilisé comme objectif de gestion dans la Politique commune de la pêche (PCP), tandis que le critère de biomasse est utilisé comme indicateur d'état dans la Directive cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM). Un autre seuil indique la limite basse où la quantité de reproducteurs est insuffisante pour le renouvellement de la population étudiée : il est noté « Blim ». La Figure 2-1 présente le classement des différents états des populations pêchées (Vermard et Ulrich, 2024) et les critères du MSC.

Le MSC, comme la FAO, privilégie un critère de biomasse. Le premier indicateur du MSC (noté PI 1.1.1 état de la population cible) classe *a minima* l'état de la population pêchée par rapport à la certitude d'être au-dessus de la limite Blim et, ensuite, par rapport à l'objectif Brmd. Le critère de pression de pêche, qui n'est pas renseigné partout dans le monde, n'est pas systématiquement pris en compte. C'est une critique formulée dans le rapport de l'association « On the Hook » (Stephenson et Johnson, 2023) qui reproche à l'indicateur Brmd de ne pas garantir suffisamment la protection de la ressource puisqu'il faut attendre que la biomasse se dégrade avant d'engager des mesures de limitation de la pêche. Plusieurs publications soulignent néanmoins que le processus de labellisation du MSC, en couplant gouvernance et suivi scientifique de l'état de la ressource (principe 3), permet au label d'être réactif face à la dégradation de l'effectif d'une population en suspendant temporairement les certifications. Par ailleurs, le futur référentiel MSC 3.1 (élaboré en 2022-2023 en vue d'une mise en œuvre avant 2026) introduit de nouvelles exigences sur l'obligation de règles de capture (*Harvest Control Rules*).

Le label MSC était historiquement considéré comme exigeant, cependant certains observent que ce n'est plus toujours le cas. Le rapport « On the Hook » cite l'exemple emblématique de l'interdiction de la pêche aux ailerons de requins actée dans de

nombreuses juridictions – depuis 2013 en Europe – et qui vient d’être intégrée dans la future révision du référentiel MSC. D’autres auteurs s’intéressent au rôle du label MSC pour réduire la pêche illégale ou non déclarée : leurs conclusions ne sont pas concordantes. Jones *et al.* (2023), par exemple, regrettent que le MSC soit peu présent là où la certification serait susceptible de générer des améliorations tangibles : en pêche minotière ou dans les zones maritimes surexploitées.

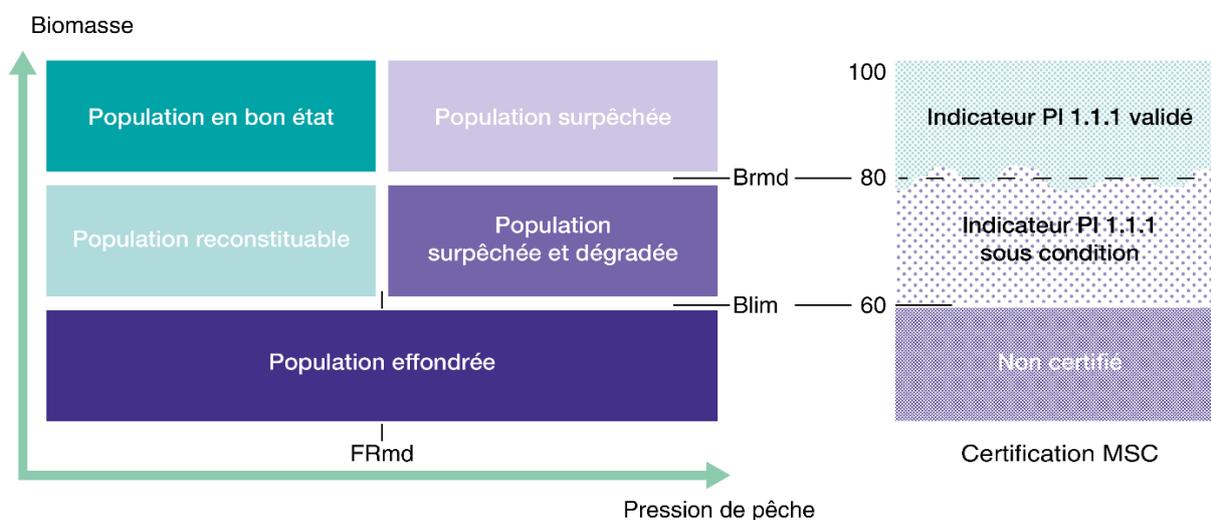


Figure 2-1. Classification de l'état des populations pêchées d'après Vermard et Ulrich (2024) et critères de certification considérés par le MSC en fonction de l'état de la biomasse des populations pêchées.

FRmd est l'indicateur de pression par rapport au RMD ; Brmd, Blim sont des indicateurs d'état. Le terme « dégradé » signifie que l'abondance des géniteurs ne permet pas le renouvellement de la population. Le 1^{er} indicateur de la certification MSC (PI1.1.1.) porte sur le risque de surpêche. L'attribution de la certification est sous condition lorsque la biomasse des populations cibles est supérieure à la limite basse (Blim) mais inférieure au Brmd, ce qui correspond à un score compris entre 60 et 80 points. La certification est accordée avec obligation d'améliorer le score avant 5 ans. La certification est sans condition (>80) lorsque la population pêchée « fluctue autour » du Brmd ou est au-dessus.

Figure adaptée d'après Vermard et Ulrich (2024) ; <https://archimer.ifremer.fr/doc/00946/105772/>

Concernant les autres composantes de la biodiversité marine telles que les fonds marins (habitats benthiques) et les espèces sensibles (menacées ou protégées) capturées accidentellement, les rares études scientifiques disponibles ne permettent pas de documenter l'impact spécifique du label MSC. En dehors de quelques cas spécifiques, les comparaisons ne dégagent pas de tendance nette entre les pêcheries MSC et non-MSC (comparaisons synchroniques), ni dans les trajectoires individuelles des pêcheries MSC (comparaisons diachroniques).

Cela peut s'expliquer d'une part par le manque de référentiels scientifiques et par l'absence, jusqu'à récemment, de données permettant d'évaluer la réduction des impacts écosystémiques de la pêche. D'autre part, le deuxième principe du MSC qui traite de l'impact sur l'environnement, repose sur l'approche des « meilleures pratiques existantes » en l'absence d'obligation de plafond chiffré pour les captures d'espèces sensibles. Un bilan réalisé par le MSC (Lees *et al.*, 2022) constate d'ailleurs qu'une minorité des améliorations entreprises par les pêcheries labellisées a entraîné une réduction directe des impacts sur la biodiversité marine *via* des améliorations techniques (16% des améliorations recensées sur la période 2000-2018). L'essentiel des actions recensées concernait la gouvernance des pêcheries et leurs capacités de collecte et de suivi des données scientifiques (cartographie des zones de pêche, incidences des prises accidentelles...).

Enfin, la littérature grise sur le MSC met en exergue la controverse sur la compatibilité entre pêche industrielle et durabilité. **Deux pratiques de pêche autorisées par le MSC sont ainsi dénoncées par des ONG.** Une campagne de Bloom²⁰ en France et le rapport anglais « On the Hook réfutent la possibilité qu'un label durable puissent certifier des chalutiers de fond et des thoniers senneurs pélagiques dont les impacts négatifs, respectivement sur les communautés benthiques et sur les captures accidentelles, sont importants et largement documentés. Plus généralement, ils critiquent la puissance de pêche des navires industriels.

²⁰ Bloom, 2023 - Le label de la mort. <https://bloomassociation.org/wp-content/uploads/2023/09/msc-peches-thonieres.pdf> [Consulté le 27/01/2025]

Les pêcheries thonières labellisées MSC illustrent cette controverse. La pêche thonière tient une place à part dans les débats sur l'impact des pratiques de pêche car elle opère majoritairement en dehors des juridictions nationales : elle relève d'accords de partenariat avec des pays tiers et du droit international sur la pêche de haute mer, qui est peu contraignant. La pêche thonière représente, par ailleurs, un très gros marché au niveau mondial ($\pm 9\%$ des tonnages mondiaux débarqués en 2020 ; FAO, 2024) et au niveau local, pour beaucoup de pays côtiers tropicaux. Elle concentre beaucoup de tensions d'usage et de critiques sociales et économiques qui ne sont pas abordées ici.

Les thoniers industriels réalisent 2/3 des captures de thons tropicaux. Or un tiers du thon commercialisé est certifié MSC. Le label serait même lié à 3/4 de la pêche thonière si l'on ajoute les pêcheries en cours de conversion MSC ou soutenues par le MSC au travers de programmes de soutien dans les pays du Sud²¹. Les thoniers industriels sont majoritairement des grands senneurs pélagiques utilisant des Dispositifs dérivants de concentration de poissons (DCP), sortes de radeaux flottants sous lesquels les poissons se rassemblent spontanément. Les DCP attirent donc différentes espèces marines (poissons, mammifères) qui sont ensuite capturées dans les sennes, peu sélectives, en même temps que les espèces ciblées. Les taux moyens de rejets à la mer d'espèces non ciblées (exprimés en pourcentage des captures totales) restent toutefois en moyenne moins élevés dans la pêche au thon que pour nombre d'autres pêcheries d'autres espèces, démersales notamment (Gilman *et al.*, 2020), mais les volumes restent importants, leur survie incertaine, et la majorité de ces rejets provient des pêcheries à la palangre et à la senne.

Le rapport de l'ONG ISSF (International Seafood Sustainability Foundation) sur des pêcheries thonières (Restrepo *et al.*, 2024) apporte une analyse quantitative précise. Il se fonde sur les données de 73 pêcheries certifiées par le MSC et note que plus de la moitié des pêcheries thonières de palangres et un tiers des pêcheries de sennes coulissantes ont reçu des scores « sous condition » (entre 60 et 80/100 dans le référentiel MSC), c'est-à-dire inférieurs au seuil des « meilleures pratiques mondiales » sur les indicateurs liés aux captures accidentelles et non ciblées. Les pêcheries thonières certifiées MSC utilisant des lignes pêchant en surface ont, en revanche, toutes reçu des scores supérieurs au seuil de conformité. Dans cette controverse, le MSC revendique de n'exclure aucun engin de pêche au motif que tous ont des impacts tangibles et que tous peuvent être utilisés de manière responsable. Le référentiel cible la réduction des risques d'impact des DCP (perte, enchevêtrement...) via des améliorations technologiques (tracking satellite, biodégradabilité, etc.).

Très peu d'informations spécifiques aux labels aquacoles

Peu de publications étudient les effets sur la biodiversité des labels d'aquaculture marine ou continentale. Elles concernent surtout des systèmes d'aquaculture marine ou en eaux saumâtres : l'élevage de crevettes (Asie), de saumons (Ecosse, Norvège) ou de truites. Les impacts sur la biodiversité ciblent les habitats critiques (mangroves pour la crevetticulture), l'exploitation de ressources biotiques (pêche de larves, juvéniles ou géniteurs sauvages), les échappées (saumons) ou l'origine des espèces élevées (indigènes/exotiques). L'impact de la pêche minotière qui approvisionne l'aquaculture en farines et huiles destinées à l'alimentation des poissons d'élevage est un impact indirect majeur. De ce fait, l'aquaculture de poissons situés en haut de la chaîne trophique (carnivores) a plus d'impacts que celle d'animaux aquatiques de bas niveaux trophiques (mollusques, crustacés).

Quelques articles évaluent l'aquaculture biologique (Baumgartner *et al.*, 2017; Di Marco *et al.*, 2017), d'autres comparent plusieurs labels entre eux (ASC, Global GAP, Naturland) sans apporter des conclusions nettes. Un article pointe le fait que les seuils uniformes des indicateurs de pression sur la biodiversité gagneraient à être adaptés aux conditions locales pour être incitatifs (Tlusty, 2012). Cette contextualisation est aussi une remarque adressée aux ACV aquacoles : la mesure des facteurs dont l'impact sur la diversité aquatique serait assez direct, comme l'eutrophisation ou la pollution, n'est jamais contextualisée au regard du milieu récepteur (vulnérabilité des biotopes, caractéristiques hydrodynamiques en termes de capacité de dilution/dispersion...) ce qui ne permet pas d'en déduire un impact réel sur la biodiversité.

²¹ En 2023, 33% des captures mondiales de thon étaient certifiées MSC, 20% en cours d'évaluation et 25% impliquées dans un FIP, Fishery Improvement Projet. Source : MSC Sustainable Tuna Yearbook 2024, <https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/stakeholders/tuna-news/msc-sustainable-tuna-yearbook-2024.pdf> [Consulté 05/02/2025]

2.3. Impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité et analyse des cahiers des charges des 10 labels agricoles étudiés

Bilan des connaissances sur l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité

Ce tour d'horizon relations entre labels et biodiversité n'ayant apporté qu'un éclairage partiel, nous avons élargi l'investigation aux pratiques afin d'analyser les cahiers des charges des labels à l'aune connaissances scientifiques sur l'impact des pratiques de production. Concernant l'agriculture, le dernier vaste état de l'art sur les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité, réalisé en France, date de l'expertise scientifique collective de 2008 (Le Roux *et al.*, 2008). S'il n'y a pas eu d'actualisation pendant 18 ans, plusieurs publications sont parues concomitamment à l'étude BiodivLabel.

Bonfanti *et al.* (2024) ont notamment publié un jeu de données réunissant 200 méta-analyses qui a constitué le point de départ de notre corpus. Ajusté aux priorités de l'étude BiodivLabel afin de garantir la robustesse des résultats, ce corpus « impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité » représente 169 études larges : 153 méta-analyses, 15 larges études avec plus de 100 sites ou parcelles observées, et une revue de littérature. Deux autres publications, s'appuyant également sur des méta-analyses, sont parues parallèlement (Babin *et al.*, 2023; Cozim-Melges *et al.*, 2024). Leurs résultats sont concordants avec les nôtres.

Le corpus constitué couvre les pratiques des cultures annuelles et la conduite des prairies en élevage. En revanche, les cultures pérennes et le maraîchage sont très peu représentés. Par ailleurs, les impacts sur la biodiversité sont surtout étudiés pour la classe d'EBV « Composition des communautés » et ses deux EBV principales : l'abondance de la communauté et la diversité taxonomique/phylogénétique. Au regard des données disponibles dans les publications, les espèces ont été regroupées en neuf groupes taxonomiques : les oiseaux, les mammifères, les autres vertébrés (dont amphibiens et poissons d'eau douce), les plantes, les arthropodes, les microorganismes, les lombrics, les nématodes et une classe « multitaxa ». Les arthropodes, les lombrics et les microorganismes du sol sont surtout appréhendés à travers leur abondance, les oiseaux par leur diversité. Quelques rares données concernent la reproduction, le mouvement et la démographie de quelques groupes, notamment ceux soumis à des pesticides (collembolles, amphibiens, poissons, insectes auxiliaires). Enfin, un nombre plus restreint d'observations se rapporte à la classe d'EBV « Fonctionnement de l'écosystème », faisant surtout référence à l'activité enzymatique des microorganismes du sol, qui est un bioindicateur des effets bénéfiques de la matière organique des sols.

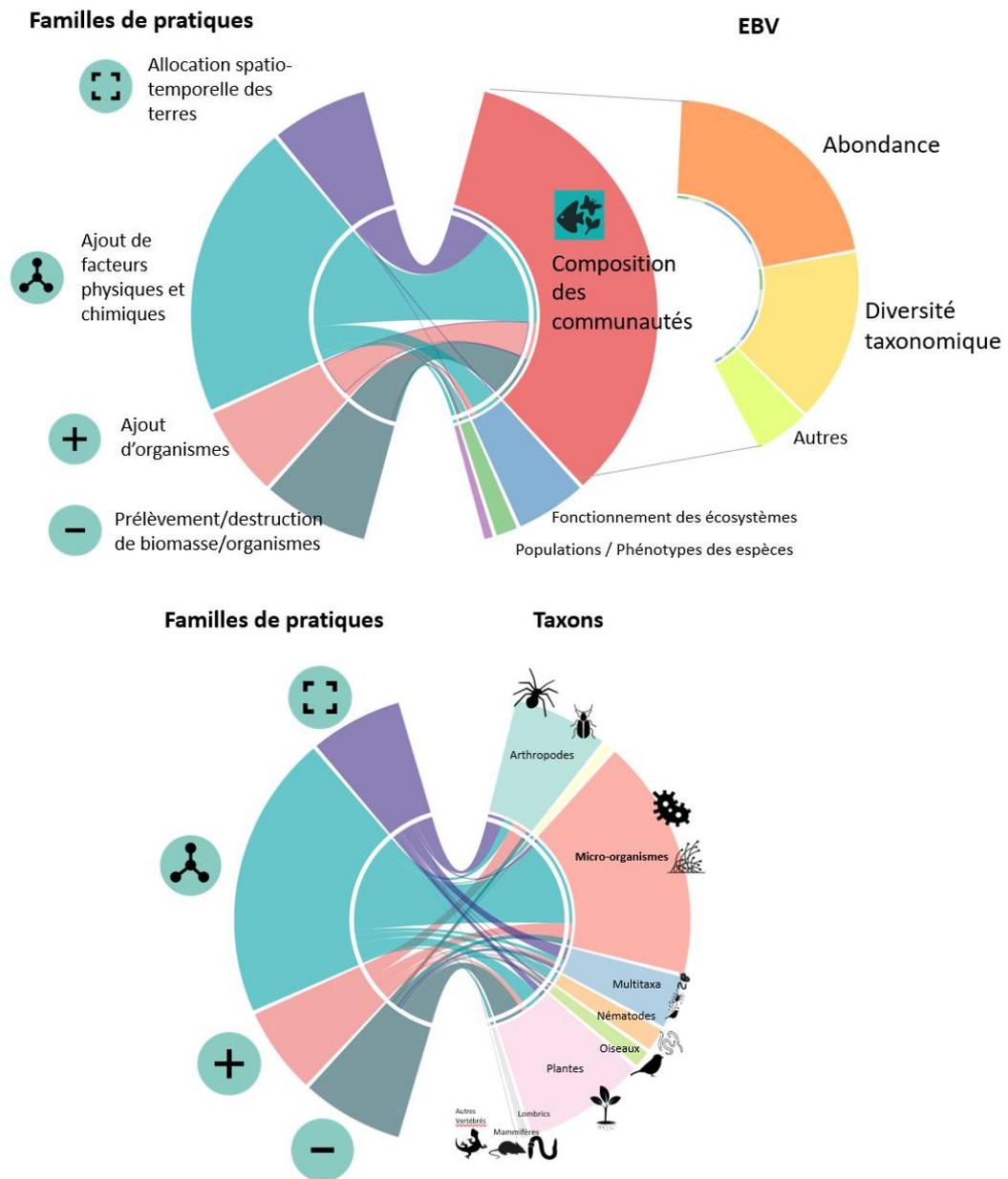
Quelque 1 500 « effets » ont été recensés (Figure 2-3). Un effet correspond au croisement entre une modalité de pratique (raccourci pour désigner un couple pratique testée/pratique témoin), un taxon et une EBV. Les microorganismes du sol sont le groupe taxonomique le plus étudié (42% des effets), devant les plantes (21%) et les arthropodes (17%). Les autres catégories sont sous-représentées. Une part conséquente des effets concerne plusieurs groupes fonctionnels et est classée en « multitaxa » (34%).

Les comparaisons de pratiques agricoles les plus étudiées se font entre des modalités d'intervention plus ou moins intensives ou selon la présence/absence de la pratique. Les méta-analyses s'attachent aux pratiques prises individuellement, elles ne rendent donc pas compte des interactions entre pratiques que nous n'avons donc pas pu documenter. Le choix d'analyser exclusivement des méta-analyses et de larges études exclut par ailleurs les pratiques marginales, récentes ou peu étudiées, ce qui constitue un biais du corpus sélectionné. Par exemple, les bâches plastiques largement utilisées en maraîchage, le chauffage ou les pratiques associées à des notions récentes promouvant la biodiversité, comme la « régénération » (agriculture régénérative, hydrologie régénérative), les « jardins-forêts » ou le « réensauvagement » ne sont pas traités.

La distribution des effets par famille de pratiques, par groupe taxonomique et par EBV est synthétisée dans la Figure 2-2. La famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques » représente la moitié des effets étudiés. Ce n'est pas étonnant car les intrants sont centraux dans la productivité de l'agriculture et au cœur des préoccupations environnementales (et sanitaires). La biodiversité des microorganismes des sols, particulièrement étudiée, renvoie aux pratiques de fertilisation (même constat de Babin *et al.* (2023) et Cozim-Melges *et al.* (2024)).

La famille « Allocation spatio-temporelle des terres » concerne majoritairement la présence d'éléments semi-naturels, puis les rotations, la diversification des cultures, l'agroforesterie, la distribution du parcellaire entre prairies et cultures, ainsi que la taille des parcelles. L'hétérogénéité dans la composition du paysage (diversité de ressources, d'abris et d'habitats) et/ou de la configuration du paysage agricole (« trames paysagères ») est favorable aux différents groupes taxonomiques.

Figure 2-2. Distribution des effets entre les 4 familles de pratiques et les 4 classes d'EBV (en haut), et avec les groupes taxonomiques (en bas). Un effet correspond au croisement d'une modalité de pratique x taxon x EBV.



Les pratiques correspondant aux deux autres familles sont étudiées de façons plus hétérogènes. La famille « Ajout d'organismes » regroupe des études portant sur l'introduction de couverts végétaux plus ou moins denses et pérennes, et sur les types et associations d'espèces semées ou plantées : légumineuses, cultures associées, agroforesterie... La composition plus ou moins diversifiée des milieux semi-naturels adjacents aux cultures est aussi un point d'attention. La famille « Prélèvement/destruction de biomasse/organismes » ne présente pas de conclusions claires. Peu de synthèses portent sur l'impact des récoltes (plantes, feuilles, graines, fruits) sur la biodiversité sauvage. Les pratiques de pâturage et de fauche dans les prairies sont, en revanche, largement discutées. Cependant l'hétérogénéité des modalités de comparaison et l'imprécision des situations testées et témoins rendent difficile l'interprétation de résultats concaténés. On ne sait pas toujours quels sont les types de prairies -naturelles, permanentes, temporaires, quelle est la conduite du pâturage, quelles surfaces sont concernées (parcelle ou secteur mis en défense ?). Les revues de Babin *et al.* (2023) et Cozim-Melges *et al.* (2024), déjà cités font le même constat.

En reprenant la méthode de comptage des effets, conçue par Makowski *et al.* (2023) et utilisée par Cozim-Melges *et al.* (2024), nous avons attribué un score semi-quantitatif aux pratiques testées croisées avec un taxon ou une EBV. Ce score était dit

« positif » en cas de majorité d'effets positifs, « neutre » en cas d'effets non significatifs ou de compensation entre effets positifs et négatifs, et « négatif » dans les autres cas. L'analyse a été restreinte aux deux EBV les plus représentées dans le corpus : l'abondance de la communauté et la diversité taxonomique/ phylogénétique. Nous avons privilégié une présentation des pratiques favorables à la biodiversité afin de mettre en avant les « bonnes pratiques » que l'on pourrait retrouver dans les cahiers des charges des labels, puisqu'ils portent une visée améliorative par rapport aux pratiques conventionnelles ou moyennes. Ce parti pris a cependant eu l'inconvénient de mettre dans l'ombre les pratiques défavorables.

Les pratiques ont ensuite été classées selon un niveau de confiance sur plusieurs dimensions de la biodiversité, la confiance ne représentant pas la taille d'effet (fort/faible), mais le degré de certitude sur l'existence d'un effet positif ou négatif (convergence entre publications scientifiques). La pratique est dite favorable avec un niveau de confiance fort (sigle : PFF) lorsqu'elle a un score positif pour au moins deux taxons, les deux EBV étant confondues, un score neutre ou non renseigné pour les autres taxons, et un score positif pour les 2 EBV tous taxons confondus. Ces pratiques PFF se rapprochent de celles qualifiées de « sans regret » dans la publication de Cozim-Melges *et al.* (2024).

La Figure 2-3 illustre la démarche de comptabilisation des effets (en haut) pour chaque taxon, EBV et couple de pratiques testées/témoin et de sélection des PFF (en bas) selon les règles édictées ci-dessus. La pratique est dite favorable à la biodiversité avec un degré de confiance modéré (sigle PFM), lorsqu'elle a un score positif pour au moins un taxon, un score neutre ou non renseigné pour les autres taxons, et un score positif pour une des deux EBV et neutre ou non renseigné pour l'autre. Dans tous les autres cas, nous avons considéré que les résultats n'étaient pas suffisamment univoques.

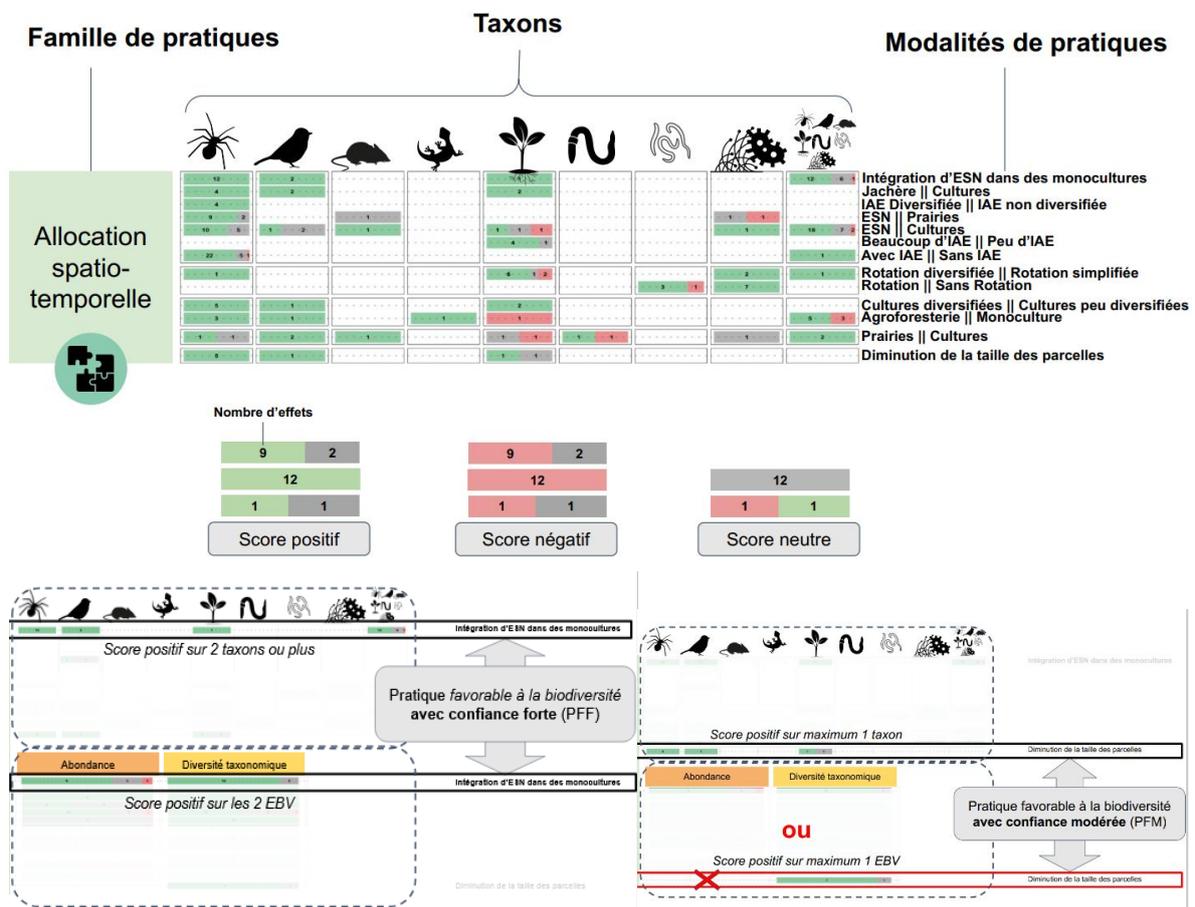


Figure 2-3. Illustration des critères permettant de définir les « pratiques favorables à la biodiversité avec un niveau de confiance fort » (PFF) sur la pratique « Intégration d'éléments semi-naturels » et un niveau de confiance modéré pour la pratique « taille de la parcelle ». La première obtient un score strictement positif pour les deux EBV, ainsi que pour les taxons arthropodes, oiseaux, plantes et multitaxa, l'effet sur le reste des taxons n'étant pas évalué dans la littérature étudiée. La deuxième obtient un score positif sur les taxons arthropodes, oiseaux et plantes mais est évaluée sur une seule EBV (diversité).

Du corpus étudié ressortent 8 PFF (Tableau 2-2). La famille « Allocation spatio-temporelle des terres » regroupe la présence d'éléments semi-naturels et de prairies dans le paysage et la mise en place de rotations culturales diversifiées. Ces résultats

enrichissent la méta-analyse de Cozim-Melges *et al.* (2024) qui ne traitait que partiellement du niveau supra-parcellaire et précisent la revue de la littérature non quantifiée de Babin *et al.* (2023), qui traitait de façon plus globale le rôle de l'hétérogénéité des paysages agricoles pour la biodiversité.

Tableau 2-2. Pratiques à confiance forte (PFF, en gras) et modérée (PFM) identifiées dans le corpus des 169 méta-analyses et larges études. Le bilan de la famille « Prélèvement/destruction de biomasse » n'est pas conclusif.

Famille de pratiques	Pratiques	Famille de pratiques	Pratiques
Allocation spatio-temporelle des terres	Présence d'éléments semi-naturels Rotations diversifiées Présence de prairies dans le parcellaire cultivé Diversification des cultures Diminution de la taille des parcelles	Ajout d'organismes	Semis/implantation de plantes de couverture Cultures associées Légumineuses Ombrage agroforestier Composition diversifiée des milieux semi-naturels Lutte biologique
Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires	Réduction/absence du travail du sol Absence de pesticides Fertilisation organique Absence de produits antiparasitaires et antibiotiques Amendement par biochar Réduction de la fréquence des traitements herbicides Fertilisation organo-minérale Irrigation	Prélèvement/destruction de biomasse/organismes	Bilan peu conclusif : de nombreuses modalités de pâturage et de fauche sont étudiées sans que ressortent des conclusions claires. Les effets des récoltes (plantes, graines, fruits) sur la biodiversité sont très peu documentés.

Les PFF de la famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques » confirment des connaissances déjà bien établies sur l'intérêt pour la biodiversité de réduire le travail du sol, de proscrire les pesticides de synthèse et d'apporter de la matière organique, via la fertilisation organique, afin de compenser l'appauvrissement des sols agricoles, cause majeure de la dégradation de leur fonctionnement²². Dans la famille « Ajout d'organismes », l'implantation de couverts végétaux (plantes de couverture) et les cultures associées (combinaison de 2 cultures) sont les deux pratiques favorables avec confiance forte.

Parmi les PFM, citons la réduction de la taille des parcelles, la diversification des cultures, un fort ombrage agroforestier, la composition diversifiée des éléments semi-naturels, la lutte biologique, l'absence ou la réduction de traitements médicamenteux en élevage...

Analyse des cahiers des charges agricoles au regard de la biodiversité

Parmi les labels agricoles, la réforme du cahier des charges HVE, intervenue en 2023 (version 4) a été prise en compte ; en revanche, celle de l'AOP Comté de novembre 2024 n'est pas intégrée. Les produits Label Rouge ont donné lieu à une déclinaison par produit (bovins, volailles, porcs) puisqu'il n'existe pas de cahier des charges commun. Dans une vue synthétique, nous les avons néanmoins rapprochés malgré quelques variations d'appréciation. Presque tous les labels étudiés affichent explicitement des objectifs environnementaux liés à la biodiversité dans leurs cahiers des charges, sauf les 3 produits Label Rouge uniquement centrés sur la qualité supérieure des produits et la conduite d'élevage.

Un premier tour d'horizon des pratiques recensées dans les cahiers des charges comme ayant un impact potentiel sur la biodiversité montre une grande variété des options. La visée des labels et l'orientation productive (culture ou élevage) motivent bien sûr les choix. La Figure 2-4 compare la répartition des mesures présentes dans les cahiers des charges (droite) et la répartition du nombre d'études dans la revue de littérature menée sur les pratiques agricoles. On retrouve globalement les mêmes thématiques et ordres de grandeur, avec une plus forte diversité d'entrées du côté des labels. Cette vue d'ensemble invite, de fait, à investiguer la littérature scientifique au-delà des méta-analyses, lesquelles restreignent les comparaisons aux pratiques les plus étudiées. Cela n'a pas pu être fait, faute de temps, dans l'étude BiodivLabel.

²² https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/resume_indiquasols_inrae_web.pdf [Consulté le 30/04/2025]

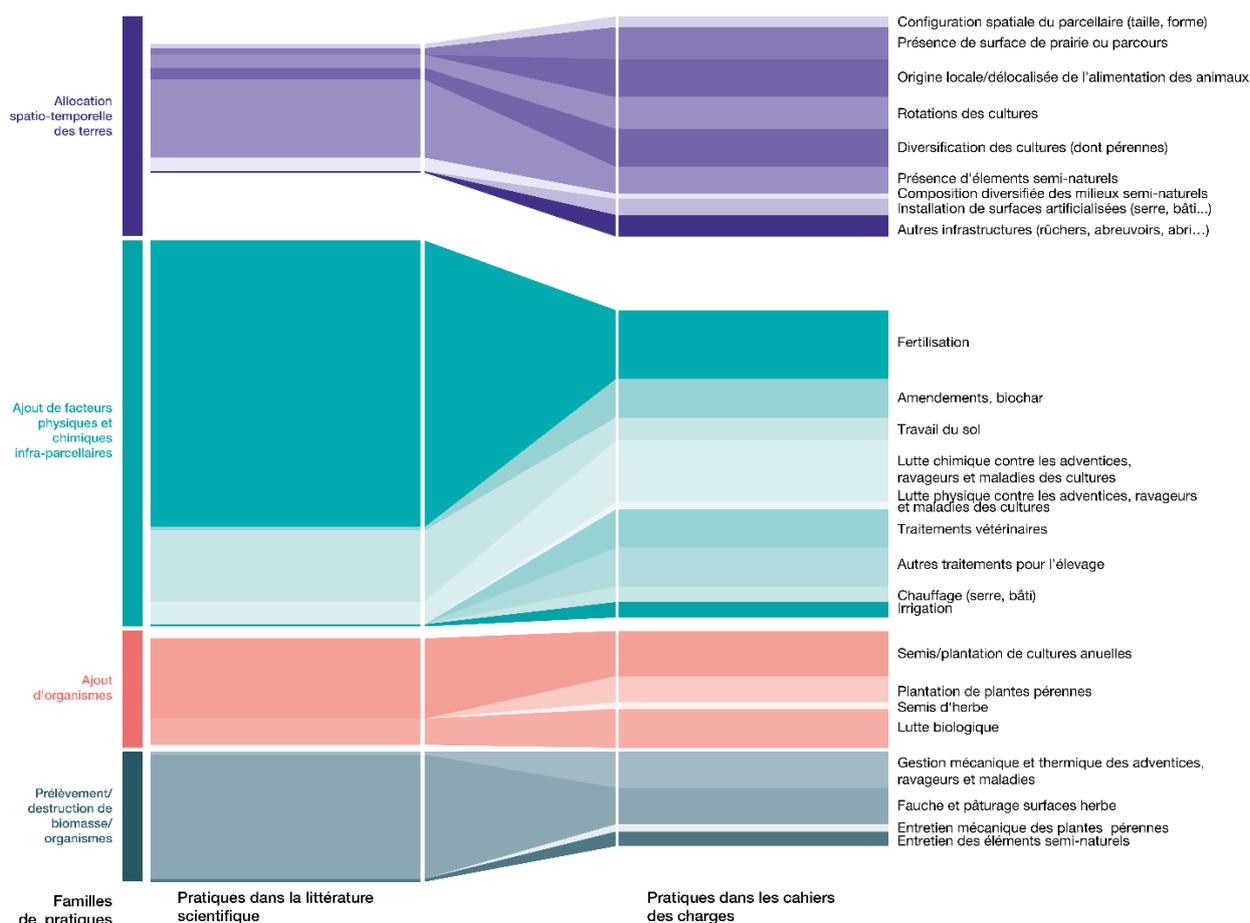


Figure 2-4. Comparaison des pratiques étudiées dans la littérature scientifique et contenues dans les cahiers des charges des 10 labels agricoles de l'étude BiodivLabel.

A gauche, dénombrement des études selon la pratique ; à droite, dénombrement des pratiques mentionnées.

Le Tableau 2-3 dénombre les mesures mentionnant des pratiques ayant un impact sur la biodiversité, en les classant selon notre typologie de pratiques. L'écart va de 3 pour le label Bleu-Blanc-Cœur à 19 pour le règlement Bio. Globalement, la fertilisation et la lutte chimique contre les ravageurs et maladies sont les pratiques les plus fréquentes et détaillées. L'organisation du parcellaire est assez fréquemment évoquée, mais de façon diverse et partielle.

Tableau 2-3. Répartition des mesures présentes dans les cahiers des charges mentionnant des pratiques ayant un impact sur la biodiversité pour les 10 labels agricoles. Les mesures sont classées par famille de pratiques.

Certains noms de labels sont abrégés : Dem = Demeter, N&P = Nature & Progrès, LR = Label Rouge, Comté = AOP Comté, RA = Rainforest Alliance, BBC = Bleu-Blanc-Cœur.

	Bio	Dem	HVE	N&P	LR	Comté	RA	RTRS	RSPO	BBC
Allocation spatio-temporelle des terres	32%	29%	24%	18%	36%	44%	33%	25%	20%	100%
Ajout de facteurs physiques et chimiques	42%	47%	41%	45%	36%	33%	22%	50%	40%	0%
Ajout d'organismes	16%	12%	18%	27%	9%	11%	33%	25%	20%	0%
Prélèvement/destruction d'organismes	11%	12%	18%	9%	18%	11%	11%	0%	20%	0%
Nombre de mesures recensées	19	17	17	11	11	9	9	8	5	3

Les objectifs vont de simples mentions de protection de la biodiversité à objectifs de résultats chiffrés. Les attentes sont souvent indiquées dans les principes généraux ou sont spécifiées dans des sections particulières ou intégrées aux pratiques agricoles. Les formulations et le degré de précision sont variables entre cahiers des charges et/ou entre pratiques.

Les mesures les plus directement liées à l'activité de production agricole annuelle sont plus détaillées : l'assolement, le semis et la plantation, les apports d'engrais, les traitements contre les maladies, ravageurs ou adventices, l'apport d'alimentation

animale, les soins aux animaux et la gestion du pâturage. Les pratiques pluriannuelles et stratégies de long terme comme la diversification culturale, les rotations, l'implantation ou la préservation de milieux semi-naturels le sont moins. Logiquement, les labels locaux dont les contextes pédoclimatiques sont connus, comme l'AOP Comté ou RSPO pour les palmeraies sur tourbe, précisent davantage leurs recommandations.

Les recommandations prédominent dans les cahiers des charges, mais si l'on s'en tient aux PFF, la proportion d'obligations augmente significativement. Les interdictions (ex : pesticides de synthèse, fertilisation minérale...) renvoient à des autorisations restreintes sur la base d'une liste fermée de produits et/ou à un ensemble de pratiques alternatives obligatoires (introduction d'une légumineuse dans la rotation culturale) ou recommandées (travail du sol).

Si certains cahiers des charges avancent des objectifs quantifiés, le chiffrage n'est généralement pas justifié explicitement dans le texte, ni par des références scientifiques. Il peut reposer sur la réglementation ou sur des connaissances de terrain. C'est, *a priori*, le cas pour les plafonds de fertilisation mentionnés dans certains cahiers des charges (règlement Bio, AOP Comté, Demeter, Nature & Progrès).

L'ambition et la criticité des mesures favorables à la biodiversité ont été approchées en croisant les 3 critères suivants :

- La concordance entre les pratiques mentionnées dans le cahier des charges et les 8 PFF identifiées ;
- Le degré d'engagement, ou « criticité », induit par la mesure : mention simple, recommandation, interdiction ou obligation ;
- L'ambition des mesures par rapport à la réglementation (minima de la conditionnalité PAC) ou aux données sur les pratiques moyennes lorsqu'elles existent.

Le Tableau 2-4 précise les indicateurs d'ambition choisis pour les 8 PFF. Ces indicateurs sont un compromis entre les connaissances scientifiques, les données administratives accessibles et les informations présentes dans les cahiers des charges. Par exemple, concernant les prairies dans le paysage agricole, l'idéal aurait pu conduire à définir l'ambition par la surface en prairie naturelle, qui est le type de prairies le plus riche en biodiversité. Cependant ce critère est très peu renseigné. Le choix a alors été fait d'un proxy sur la consommation d'herbe par les ruminants. Pour les autres critères, les Bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE) ouvrant droit à subventions dans la PAC servent souvent de référence.

Concernant les pratiques favorables à la biodiversité, il ressort que :

- Plusieurs pratiques favorables sont peu couvertes par les labels, comme la réduction du travail du sol pour lequel seul RTRS exige 20% minimum de surface cultivée sans recours au labour ; et les cultures associées qui sont une des pratiques optionnelles de HVE.
- A l'échelle du paysage, la préservation des milieux semi-naturels n'est abordée de manière ambitieuse et obligatoire que par deux labels de notre échantillon (Demeter et Rainforest Alliance).
- Quatre cahiers des charges (Demeter, agriculture biologique, Bleu-Blanc-Cœur et Rainforest Alliance) ont des mesures obligatoires de diversification des rotations ; Demeter est le seul label à imposer une succession ambitieuse.
- Une minorité de cahiers des charges mentionne des pratiques de couverture du sol (agriculture biologique, Demeter, HVE, Rainforest Alliance, RTRS) dont trois précisent la nature, surface, durée et/ou période de couverture (agriculture biologique, HVE et RTRS).
- La nature des prairies – naturelle, permanente, temporaire, diversifiée... – est rarement précisée (AOP Comté : permanente), alors qu'elle détermine l'impact sur la biodiversité.
- L'usage des pesticides de synthèse est interdit par Demeter, l'agriculture biologique et Nature & Progrès. Les labels AOP Comté et Rainforest Alliance mentionnent une mesure obligatoire de réduction de leur usage. La prévention par différentes techniques, dont la lutte biologique ou physique, est préconisée par les labels Demeter, agriculture biologique, Nature & Progrès, Rainforest Alliance, RSPO et RTRS.
- La fertilisation organique est mentionnée dans la plupart des cahiers des charges, mais le niveau d'ambition varie. Seuls les trois cahiers des charges, Demeter, agriculture biologique et Nature & Progrès interdisent la fertilisation minérale. L'AOP Comté exige une majorité d'apports fertilisants sous forme organique.

Le choix de privilégier les 8 PFF permet de circonscrire l'analyse aux mesures ayant un effet avéré le plus robuste dans l'état de l'art scientifique actuel. Cela ne fournit en revanche pas une image complète de la prise en compte de la biodiversité dans

les cahiers des charges. D'autres pratiques favorables à la biodiversité n'y figurent pas, soit parce qu'elles ne répondent pas aux critères des PFF (comme la réduction de la taille des parcelles qui est une PFM dans notre classement), soit parce qu'elles n'étaient pas présentes ou explicites dans le corpus bibliographique que nous avons étudié. C'est le cas notamment de la densité animale ou de l'origine géographique des aliments du bétail. Relevant de la famille « Allocation spatio-temporelle des terres », l'origine de l'approvisionnement en aliments est pourtant importante pour la biodiversité. La déforestation importée est mentionnée seulement dans le cahier des charges Viande bovine du label Bleu-Blanc-Cœur, lequel recommande de bannir le soja d'importation.

Tableau 2-4. Critères d'ambition définis pour les pratiques à confiance forte retenues dans l'analyse

SAU : Surface agricole utile ; BCAE : Bonne condition agricole et environnementale, conditionnalité dans la Politique agricole commune

Pratiques favorables à confiance forte	Ambition	Mesures se rapportant à la PFF présentes dans les cahiers des charges	Cahiers des charges mentionnant la PFF, selon le niveau d'ambition de la mesure	Cahiers des charges concernés par la pratique mais ne mentionnant pas la PFF
Intégration d'éléments semi-naturels	Forte	Surface dédiée aux ESN dans la SAU > 4% (en lien avec les BCAE 8 -biodiversité)	HVE, Demeter, Rainforest Alliance	Agriculture biologique, Nature & Progrès, AOP Comté, Bleu-Blanc-Cœur
	Faible	Surface d'ESN < 4% SAU ; ou maintien ou restauration de surfaces à Haute valeur de conservation (HCV en anglais)	Label Rouge, RTRS, RSPO	
Rotations diversifiées	Forte	Nombre minimum d'espèces et de familles botaniques ≥ 3 cultures (mieux que la BCAE 7 (PAC) : rotation de deux cultures)	Demeter	HVE, AOP Comté, Label Rouge, RSPO
	Faible	Mise en place de rotations des cultures	Nature & Progrès, Agriculture biologique, Bleu-Blanc-Cœur, RTRS, Rainforest Alliance	
Présence de prairies <i>versus</i> cultures	Forte	Surface avérée en prairies, majorité de pâturage (quantité / durée) et/ou de fourrages herbacés locaux pour l'alimentation du bétail, taux de chargement ou rythme de fauche adapté aux potentialités du milieu	Nature & Progrès (bovins), AOP Comté, Demeter, agriculture biologique, Bleu-Blanc-Cœur	HVE, Rainforest Alliance, RTRS, RSPO
	Faible	Surface herbagère locale par animal	Label Rouge (bovins)	
Réduction du travail du sol	Forte	Pourcentage de surface productive sans labour. Plan vers le zéro labour et agriculture de conservation des sols	RTRS	Agriculture biologique, Demeter, Nature & Progrès, AOP Comté, Label Rouge, Rainforest Alliance, RSPO, Bleu-Blanc-Cœur
	Faible	Semis direct, travail superficiel du sol	HVE	
Absence de pesticides de synthèse	Forte	Pas d'utilisation de pesticides de synthèse	Agriculture biologique, Demeter, Nature & Progrès	Label Rouge, Bleu-Blanc-Cœur
	Faible	Limitation des pesticides de synthèse (quantité, surface, période, liste restreinte de produits)	HVE, AOP Comté, Rainforest Alliance, RTRS, RSPO	
Fertilisation organique	Forte	Majorité d'apports en fertilisants organiques	Agriculture biologique, Demeter, Nature & Progrès, AOP Comté	RTRS, Bleu-Blanc-Cœur
	Faible	Apports en fertilisants organiques non-majoritaires	HVE, Label Rouge, Rainforest Alliance, RSPO	
Plantes de couverture	Forte	Implantation de plantes de couverture en tant que telles (dont légumineuses)	AB, Demeter	Nature & Progrès, AOP Comté, Label Rouge, Rainforest Alliance, RSPO, Bleu-Blanc-Cœur
	Faible	Possibilité de couverts végétaux divers (incluant mulch), a minima BCAE 6 -couverture des sols	HVE, RTRS	
Cultures associées	Forte	Peuplement complexe de plusieurs variétés	/	Agriculture biologique, Demeter, Nature & Progrès, AOP Comté, Label Rouge, Rainforest Alliance, RTRS, RSPO, Bleu-Blanc-Cœur
	Faible	Surface minimale (50%) en couvert végétal inter-rang, dont culture secondaire, pour les cultures pérennes	HVE	

Concernant les labels étudiés :

- Tous les labels présentent des PFF, mais aucun de les présentent toutes.

- Les trois labels biologiques (agriculture biologique, Demeter et Nature & Progrès) ressortent comme étant les plus exigeants et ambitieux.
- La certification HVE (version 4, novembre 2023) appréhende un large choix de pratiques favorables à la biodiversité, mais sans socle commun d'obligations et n'accède qu'une fois à un niveau d'ambition élevé (intégration d'éléments semi-naturels).
- Les trois labels tropicaux présentent quelques mesures obligatoires, mais rarement ambitieuses (sauf les aires de haute valeur conservatrice pour Rainforest Alliance et la réduction du travail du sol pour RTRS).
- Des trois labels spécifiques à l'élevage, l'AOP Comté intègre davantage de mesures ayant un impact sur la biodiversité; les PFF spécifiques à l'élevage concernent les surfaces en prairie, la fertilisation organique et l'intégration d'éléments semi-naturels, dont la présence est d'abord motivée par le bien-être animal (LR volailles).
- Le label Bleu-Blanc-Cœur se distingue par des engagements sur des objectifs de résultats portant sur la composition nutritionnelle des produits (qualité des acides gras). Il fait l'hypothèse que les résultats induisent conjointement une plus-value en santé humaine et agroécologique. Seules 2 PFF ressortent à l'échelle des exploitations (diversification, prairies).

L'Infographie 4 (page de gauche) résume les résultats de la section 2.2.

2.3. Les Impacts des pratiques aquacoles sur la biodiversité et analyse des cahiers des charges

Un champ de recherche encore peu développé

L'aquaculture n'est devenue une production de masse que depuis les années 1970 (FAO, 2024). Par bien des aspects, les modes de production aquatiques intensifs, notamment en pisciculture et crevetticulture, s'apparentent à ceux de l'élevage intensif terrestre. L'essentiel des fermes aquacoles se situe en Asie. Le corpus bibliographique reliant les pratiques aquacoles et la biodiversité est restreint (40 références) et principalement constitué d'études de cas. Les travaux sur l'impact des élevages aquatiques sur la biodiversité datent d'une trentaine d'années seulement (Wu, 1995).

Si l'investigation bibliographique a porté sur les systèmes aquacoles marins et continentaux, les études portent essentiellement sur les premiers. A l'instar de ce qui a été fait pour l'agriculture, la qualification des impacts est semi-quantitative : effet négatif, neutre ou positif. Il n'a pas été possible d'attribuer des niveaux de confiance aux pratiques concernées du fait de l'absence d'analyse des effets au niveau taxonomique. En revanche, contrairement à l'agriculture, les impacts sont évalués de manière absolue, en référence au milieu naturel.

Synthèse des connaissances sur les effets des pratiques aquacoles sur la biodiversité

Le niveau d'information dans la bibliographie nous a conduits à distinguer deux compartiments : le pélagique (masse d'eau au-dessus des fonds marins) et le benthique (fonds marins), et à utiliser des dénominations paraphyllétiques : « invertébrés », « vertébrés », ainsi que des catégories « bactéries », « plancton » (regroupant zoo- et phytoplanctons), « annélides », « mollusques », « échinodermes » ou « algues ».

Le compartiment benthique représente 63% des effets étudiés. Cette forte représentation s'explique par une plus grande facilité à analyser la biodiversité des sédiments situés sous les infrastructures aquacoles : le dénombrement des espèces présentes et la répartition des individus permettent d'évaluer les effets d'un site ou de comparer différentes installations et modes d'élevage aquacoles sur les assemblages benthiques. Ce sont surtout les invertébrés qui sont étudiés (86%), puis les bactéries (9%) et les algues (4,5%).

Le compartiment pélagique représente 37% des effets étudiés et concerne d'abord des poissons (lieu noir, maquereau, cabillaud, aiglefin, saumon, bar européen, sériole...) puis le plancton. Les effets traitent essentiellement (92,3%) de mesures d'abondance, de comportement et de diversité génétique à proximité des structures d'élevage. Les travaux mesurent les conséquences des échappements et des hybridations potentielles, ainsi que l'effet « récif », c'est-à-dire attracteur et concentrateur de biodiversité marine, exercé par les cages en mer où vivent les poissons d'élevage. Les études portant sur les effets sur les communautés planctoniques de l'aquaculture de bivalves sont rares (7,7%).

Trois familles de pratiques prédominent : « Ajout de facteurs physiques et chimiques » (37% des effets listés), « Ajout d'organismes » (31% des effets) et « Allocation spatio-temporelle des espaces naturels » (26% des effets). Elles sont souvent présentées de manière indissociable dans le corpus bibliographique, ce qui n'a pas toujours permis de ventiler les effets entre elles. C'est le cas, en particulier, de l'élevage en cages en mer étudié comme un « trio de pratiques marines » intégrant l'implantation de cages, l'introduction de poissons élevés et leur nourrissage. Les pratiques de la famille « Prélèvement/destruction d'organismes » sont peu étudiées par la littérature scientifique (moins de 6% des effets listés). La Figure 2-5 synthétise la distribution des effets.

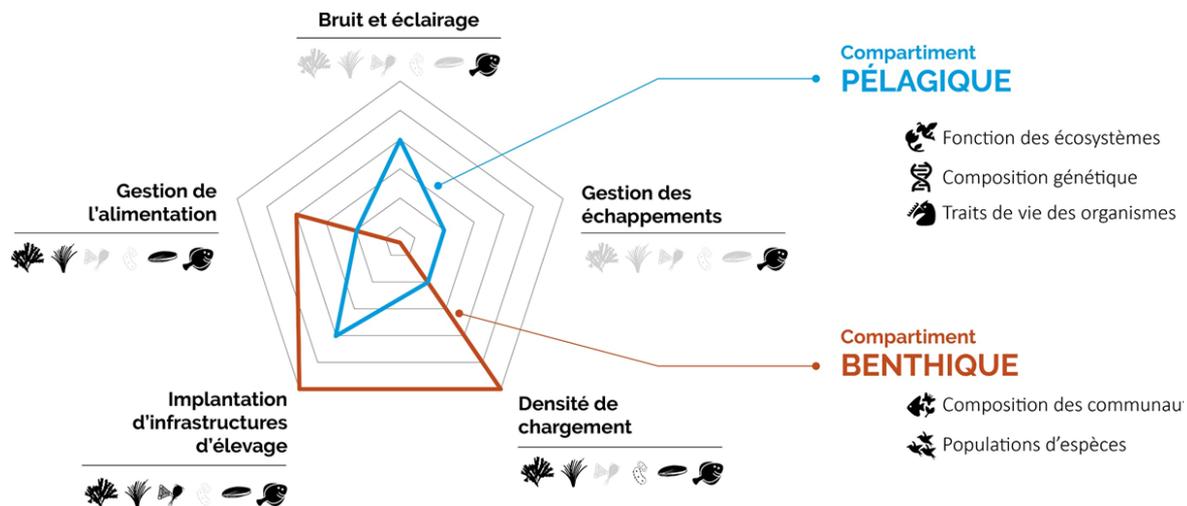


Figure 2-5. Distribution des pratiques aquacoles dont les effets sont les plus documentés dans la littérature scientifique en distinguant les compartiments du milieu aquatique ; 3 niveaux de connaissances : pratique un peu, moyennement, très documentée. Les taxons étudiés appartiennent aux vertébrés et invertébrés des milieux benthique et pélagique : algues, phyto et zoo planctons, bactéries, mollusques, poissons...

Les principales pratiques ayant un impact négatif sur la biodiversité sont décrites ci-dessous.

L'implantation de structures d'élevage perturbe les communautés avoisinantes. L'élevage de saumons attire ainsi d'autres espèces de poissons comme le lieu noir, le maquereau, le cabillaud ou l'aiglefin. Ces poissons attirent, à leur tour, des prédateurs supérieurs, ce qui peut constituer un piège écologique et conduire au déclin des populations autochtones. Il a aussi été constaté que le bruit engendré par les activités sur les cages et l'éclairage utilisé pour retarder la maturation sexuelle des saumons ont tous deux des répercussions négatives sur la reproduction des espèces fréquentant le site aquacole.

A une tout autre échelle, l'aquaculture de bivalves en filières (nom donné aux filets pour huîtres et moules) diminue également l'abondance des populations voisines et altère la structure de la communauté phyto et zooplanctonique, en particulier lorsque les populations de bivalves sont importantes. La perte d'espèces phytoplanctoniques a été mise en évidence par une baisse significative des niveaux de chlorophylle près des filières (jusqu'à -80% par rapport aux zones non productives). La filtration sélective des mollusques retient le phytoplancton et favorise alors les bas niveaux trophiques (petits phytoplanctons) qui n'ont plus de prédateurs ou compétiteurs. La filtration peut également éliminer les larves de leur propre espèce et celles d'autres espèces (crustacés, échinodermes, gastéropodes, poissons).

L'introduction d'espèces et leur échappement pèsent sur la diversité des espèces autochtones, avec un risque secondaire identifié quand les espèces introduites sont allochtones. Les échappements de saumons d'élevage des fermes aquacoles norvégiennes sont régulièrement médiatisés du fait des risques d'hybridation entre saumons domestiques et sauvages. Le risque est plus faible lorsque l'élevage est réalisé dans des bassins terrestres ou des étangs qu'en milieu ouvert, dans les rivières ou en zone côtière.

Le nourrissage des animaux aquatiques a des effets directs et indirects. Les élevages de poissons en cage diffusent des particules alimentaires non ingérées et des fèces qui s'accumulent excessivement dans les sédiments situés en dessous des cages. Les perturbations concernent la diversité des espèces environnantes, leurs populations et les milieux. Pour le compartiment benthique, les études pointent que la composition chimique et biologique du sédiment est modifiée dans un rayon d'au moins 10 mètres autour des cages, avec augmentation des teneurs en nutriments, en particulier azotés. L'effet est d'autant plus marqué que les densités d'élevage sont élevées. Les récifs riches en algues sont particulièrement vulnérables.

Concernant le compartiment pélagique, le nourrissage change le comportement des poissons sauvages. Certaines espèces se sédentarisent pour se nourrir des granulés alimentaires perdus autour des cages. La végétalisation de l'alimentation des poissons d'élevage s'est développée dans les années 2000 en réaction aux dommages de la pêche minotière sur la biodiversité marine. Ces granulés ultra-transformés ont tendance à modifier les compositions corporelles des poissons, en réduisant notamment l'apport en certains acides gras polyinsaturés et en introduisant potentiellement des éléments 'antinutritionnels'. Ces modifications peuvent entraîner des effets négatifs sur leur physiologie et leur reproduction, abaisser par exemple la qualité des œufs. Ces modifications du comportement et de la reproduction des populations naturelles peuvent avoir des effets en cascade.

La pêche minotière de petits poissons pélagiques destinés à être transformés en farines et huiles de poisson pour nourrir les animaux d'élevage (aquatiques et terrestres) est critiquée depuis longtemps mais continue cependant de croître. Les prélèvements ont des impacts directs sur l'abondance des populations des espèces de petits pélagiques, et indirects sur la chaîne trophique et le fonctionnement des écosystèmes (impacts qui seront développés dans la section 2.5 sur la pêche).

L'implantation de cages, avec une forte densité de poissons issus d'espèces exogènes, cumule les effets décrits séparément ci-dessus. La littérature examinée montre que la densité d'élevage est une source directe ou indirecte d'impact sur la biodiversité des écosystèmes locaux (Lambert et al., 2024). Réguler la densité en aquaculture est jugée essentielle non seulement pour le bien-être animal, mais aussi pour atténuer les impacts environnementaux négatifs. Le lien causal est clairement établi même si sa quantification demeure ardue car dépendante de nombreux facteurs (espèces, pratiques aquacoles, capacité de charge écologique du milieu récepteur, etc.).

Enfin, l'aquaculture prélève parfois des juvéniles d'espèces sauvages dans le milieu naturel à des fins de grossissement, mais sans maîtrise du cycle d'élevage : c'est le cas pour certains élevages de coquillages, mais aussi de poissons (ex : mérou, thon rouge).

Analyse des cahiers des charges aquacoles au regard de la biodiversité

Les cahiers des charges étudiés comprennent deux productions labellisées ASC (saumon, bivalves), deux productions Label Rouge (saumon et moules), ainsi que le règlement européen d'agriculture biologique qui régule également l'aquaculture biologique. L'examen des mesures montre que les pratiques ayant un impact sur la biodiversité sont bien prises en compte, mais ambitieuses dans environ un tiers des pratiques évaluées.

Les risques liés à l'installation de structures d'élevage sur les espèces et écosystèmes environnants sont généralement bien identifiés dans les cahiers des charges d'élevage et également encadrés par les réglementations en vigueur localement. L'aquaculture biologique impose notamment d'adapter les structures à l'environnement maritime ou le long du rivage pour les tables d'huîtres, et oblige à minimiser les incidences sur les fonds marins ou les masses d'eau proches. L'impact des équipements protecteurs des cages et bassins aquacoles sur les oiseaux marins piscivores est peu étudié dans la littérature scientifique. Les labels bio et ASC bivalves intègrent tous deux cette préoccupation et exigent que les filets anti-prédateurs soient sans danger pour les oiseaux plongeurs.

Les mesures de prévention ou de dilution contre le risque de pollution organique sont abordées de manière différente entre labels. Les labels ASC saumon et bivalves priorisent la prévention de l'état physicochimique des fonds marins en fixant des seuils sur plusieurs indicateurs afin d'assurer le bon fonctionnement de l'écosystème sous et autour des fermes. L'aquaculture biologique oblige à collecter les déchets organiques liés à l'élevage et à les disperser au large. Les impacts de ce transfert sur la biodiversité des milieux récepteurs ne sont cependant pas considérés. Ces deux approches pourraient d'ailleurs être complémentaires en termes de pratiques et de suivi.

La densité des élevages est explicitement encadrée dans les cahiers des charges bio et Label Rouge saumon. Leurs approches divergent : l'aquaculture biologique fixe une limite de densité qui varie en fonction des pratiques courantes localement (élevage de mollusques) et recommande des opérations de tri ou de dépeuplement lorsque la densité devient excessive, sans avancer d'ordres de grandeur. Le Label Rouge saumon plafonne la densité selon que l'élevage est en eau douce (100 kg/m³) ou en mer pour les cages ouvertes (15 kg/m³). Ces seuils, qui sont basés sur des critères de production, ne sont pas modulés en fonction de l'écosystème supportant la production, et peuvent alors dépasser la capacité de charge écologique des écosystèmes hôtes. Ces plafonds peuvent aussi dépasser certaines pratiques conventionnelles.

L'introduction d'espèces non indigènes dans le milieu et les risques d'échappement d'individus sont intégrés dans plupart des labels aquacoles étudiés. L'aquaculture biologique privilégie les espèces locales, ASC saumon n'autorise les

souches non indigènes que si elles étaient déjà courantes dans la région. La gestion des échappements passe par des mesures préventives (formation, équipements, choix d'espèces peu performantes du point de vue de la reproduction en milieu naturel...) et des obligations : ASC fixe ainsi un plafond d'échappement tandis que l'aquaculture biologique impose de « réduire les conséquences pour l'écosystème local », y compris en récupérant – si possible – les animaux évadés.

Les labels restreignent l'utilisation d'espèces sauvages bivalves : le règlement Bio autorise le captage de naissains de bivalves sauvages seulement en cas d'absence de « préjudice significatif pour l'environnement » ou pour les colonies surnuméraires ou spontanées ; ASC bivalves interdit, lui, l'utilisation de naissains sauvages d'origine non réglementée.

Enfin, **l'approvisionnement en aliments fait l'objet de compromis différents selon les cahiers des charges**. Les dispositions divergent notamment sur la pêche minotière : l'ASC saumon limite l'usage de farines et d'huiles de poisson dans les rations tandis que le Label Rouge saumon impose, au contraire, une teneur minimale en ingrédients marins (30 à 70% de farines de poisson et 8 à 30% d'huiles de poisson). Le Label Rouge exige une provenance de pêcheries certifiées durables (MSC entre autres), ce qu'ASC s'apprête également à rendre obligatoire dans la révision 2025 de son cahier des charges. L'aquaculture biologique privilégie l'emploi de co-produits provenant de pêcheries certifiées durables pour l'alimentation des poissons carnivores afin de limiter les prélèvements de poissons pélagiques sauvages.

L'alternative végétale est limitée dans le Label Rouge, l'ASC saumon et l'aquaculture biologique car elle abaisse la qualité nutritionnelle des poissons, notamment le taux d'oméga 3. L'ASC exige que le soja soit certifié par le label RTRS ou équivalent, l'aquaculture biologique n'autorise que des ingrédients bio. Toutefois, aucun des labels aquacoles ne se préoccupe des impacts de cette alimentation végétale « terrestre » sur la physiologie de la faune sauvage.

L'Infographie 4 synthétise les résultats pour les labels aquacoles. Si ceux-ci cernent les principaux risques, les mesures restent assez peu contraignantes sur les pratiques identifiées comme défavorables sur la biodiversité. Les exigences portent plus souvent sur le bien-être animal et les pressions exercées que sur les impacts effectifs sur la biodiversité.

2.5. Les impacts de la pêche sur la biodiversité et analyse des deux cahiers des charges

Une expertise scientifique déjà intégrée dans les indicateurs de suivi de la pêche

Le suivi scientifique des impacts de la pêche sur les populations marines commercialisées est une pratique établie depuis longtemps. Des évaluations régulières (Tableau 2-5) quantifient les dommages et fournissent des cadres d'analyse actualisés qui guident la gestion des pêches par les pouvoirs publics, notamment la Politique commune de la pêche en Europe (PCP) et la Directive cadre pour la Stratégie pour le milieu marin (DCSMM). Toutefois, les produits de la pêche consommés en France et en Europe dépendent de manière importante de pêcheries extra-communautaires.

Tableau 2-5. Instances internationales jouant un rôle scientifique dans l'appui aux politiques publiques de pêche.

Instances	Adresse Internet
CIEM (ICES en anglais), Conseil international pour l'exploration de la mer	https://www.ices.dk/Pages/default.aspx
CSTEP (STECF en anglais), Comité scientifique, technique et économique de la pêche de l'Union européenne	https://stecf.ec.europa.eu/index_en?prefLang=fr
JRC, Joint Research Center, Commission Européenne	https://joint-research-centre.ec.europa.eu/index_en
FAO, Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture	https://www.fao.org/home/en/

L'analyse des pratiques de pêche passe d'abord par une estimation de l'intensité de pêche, c'est-à-dire le cumul des activités individuelles dans une zone de pêche. L'unité de base est souvent la flottille, c'est-à-dire plusieurs navires de même classe/taille et mêmes engins, rarement un seul bateau. Les labels certifient, eux, des pêcheries, lesquelles regroupent des navires disposant d'un droit de pêche pour une même espèce ciblée (ou plusieurs) et intervenant dans une même zone de pêche avec un engin donné (Figure 2-6). Ainsi, le terme « pratique » ne renvoie pas seulement à une technique de pêche, mais à un « type » de pêche se rapportant à une espèce, un engin et une région maritime.

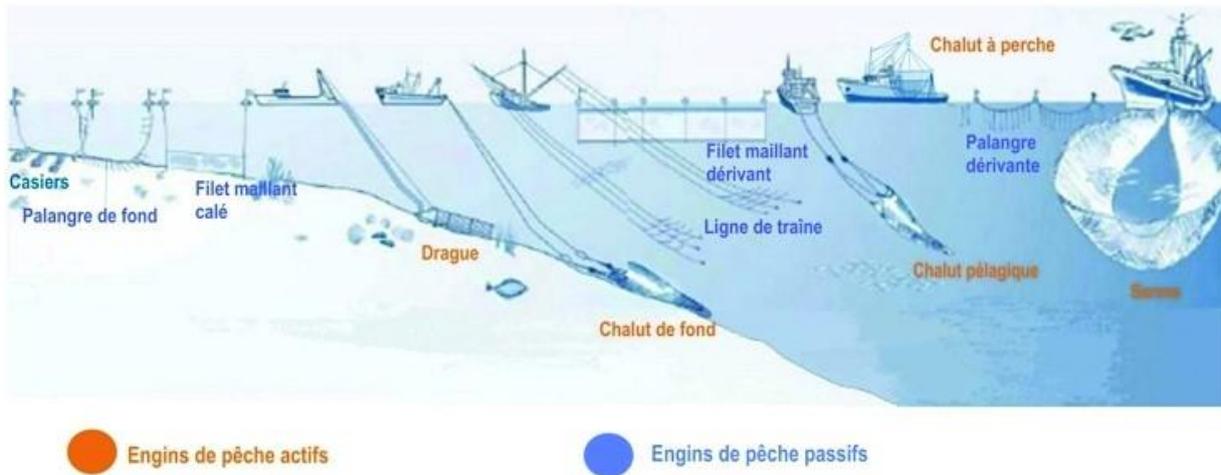


Figure 2-6. Les différents engins de pêche utilisés en France selon qu'ils sont actifs (arts traïnants) ou statiques (arts dormants). ©Ifremer. <https://peche.ifremer.fr/Le-monde-de-la-peche/La-peche/comment/Les-engins>

L'état des connaissances des pressions de la pêche sur la biodiversité

Les études scientifiques sur la biodiversité marine se limitent majoritairement à l'échelle des populations d'espèces ou des communautés pour les habitats benthiques. Les analyses, à des échelles biologiques plus intégrées telles que le fonctionnement de l'écosystème, restent lacunaires. L'analyse repose principalement sur des données réglementaires, obligatoires, à l'échelle de chaque navire : captures déclarées et distribution spatiale et temporelle de l'effort de pêche, complétées par des collectes de données scientifiques standardisées au niveau européen. Pour les impacts moins documentés, le risque potentiel moyen est estimé sur la base d'observations et de modélisations.

L'impact de la pêche sur la biodiversité est historiquement évalué par le prélèvement de biomasse marine. La principale pression de la pêche est la somme cumulée de toutes les captures, tous navires confondus (OSPAR, 2023a). Ces captures concernent les individus des populations commerciales ciblées et co-capturées. Comme vu précédemment, le « bon état » des populations marines exploitées est évalué par rapport au critère du Rendement maximum durable (RMD ou *MSY - Maximum Sustainable Yield*). En Europe, la fixation de « Totaux admissibles de captures » (TAC) annuels, divisés en quotas de pêche nationaux, vise, en principe, à l'atteinte du RMD. D'après le suivi scientifique national, en France (Vermard et Ulrich, 2024), 56% des volumes de poissons débarqués en France métropolitaine provenaient de populations exploitées de manière dite durable, c'est-à-dire avec une pression de pêche compatible avec le RMD, dont 49% dits « en bon état » c'est-à-dire avec une abondance au-dessus d'un seuil de référence établi scientifiquement (B_{REF}) ; 22% sont issus de populations surpêchées (pression $> F_{RMD}$), parfois avec une biomasse dégradée (abondance $< B_{REF}$), ou effondrée (abondance très faible). Et 20% des volumes sont issus de populations marines commercialisées ne faisant pas l'objet d'un suivi scientifique.

Le RMD présente cependant des limites. Défini à un niveau de pression qui reste encore élevé, il n'offre guère de marges : les populations peuvent se dégrader malgré un niveau de pêche contrôlé. Par ailleurs, le RMD est estimé sur la base de la capacité historique de renouvellement d'une population. Or celle-ci est de moins en moins stable pour les populations affectées par le changement climatique ou plus généralement par des évolutions de leur environnement (habitats, proies, prédateurs). Par ailleurs, le RMD est calculé pour des maillages de filets et des tailles légales de captures, sans considérer les prises accidentelles de juvéniles, lesquelles pèsent sur le renouvellement des populations. Enfin et surtout, le RMD est appliqué pour chaque population prise individuellement, souvent sans tenir compte des interdépendances entre espèces, des relations proies/prédateurs en particulier.

D'autres indicateurs complètent l'évaluation. Le SHI (*Sustainable Harvest Indicator*) calcule par exemple, à l'échelle d'une flottille et sur l'ensemble des espèces qu'elle pêche, le ratio moyen de la pression de pêche sur la pression de pêche au RMD, pondéré par les débarquements de chaque population. Le CSTEP évalue le nombre de populations vulnérables pêchées par flottille. Le rapport Transipêche (Quemper *et al.*, 2024) a proposé des indicateurs sur les engins : il a estimé qu'entre 2017 et 2021, les populations surexploitées représentaient plus de 60% des débarquements des chalutiers industriels (navires > 24 m de long) de la flottille française, et près de 85% pour la flottille des bolincheurs qui pêchent la sardine en zone côtière.

L'abrasion des fonds marins est une préoccupation depuis une vingtaine d'années. Les habitats, la diversité des espèces et l'abondance des communautés benthiques sont cruciaux dans le fonctionnement de l'écosystème marin. Plusieurs typologies classent les fonds marins selon leur sensibilité ou en combinant des indicateurs de résistance et de résilience. Les herbiers de posidonies en Méditerranée sont logiquement plus vulnérables que les fonds sableux ou la vase.

Les dommages dépendent de l'engin de pêche utilisé, de la sensibilité des fonds marins et des communautés benthiques présentes, ainsi que de l'intensité de pêche. La surface totale abrasée est calculée en cumulant les informations de tous les bateaux opérant sur une zone : trajet, largeur de l'engin, fréquence de passages (données connues ou estimées à partir des déclarations obligatoires des pêcheurs). On peut ainsi cartographier l'empreinte de la pêche sur les fonds (Figure 2-7). En moyenne, les fonds marins des façades maritimes hexagonales sont soumis au chalutage de fond entre une et cinq fois par an, mais certaines zones, comme la grande vasière du golfe de Gascogne où se concentre la pêche à la langoustine, le sont plusieurs dizaines de fois par an. Les chaluts de fond sont les principaux engins responsables des dommages sur les fonds dans l'Atlantique Nord-Est (93% selon Quemper *et al.*, 2024). Bien que beaucoup plus limitée, les filets et casiers exercent aussi une abrasion superficielle lors de leur mise en place ou par tassement (AFB *et al.*, 2019).

Il n'y a pas encore d'indicateurs officiels, ni consensuels, pour définir un « bon état » des fonds marins. Des propositions sont en discussion : par exemple plafonner à 2% la perte de l'extension naturelle d'un habitat benthique et ou à 25% sa dégradation. Définir de tels seuils opérationnels reste néanmoins un enjeu de recherche (Hiddink *et al.*, 2023).

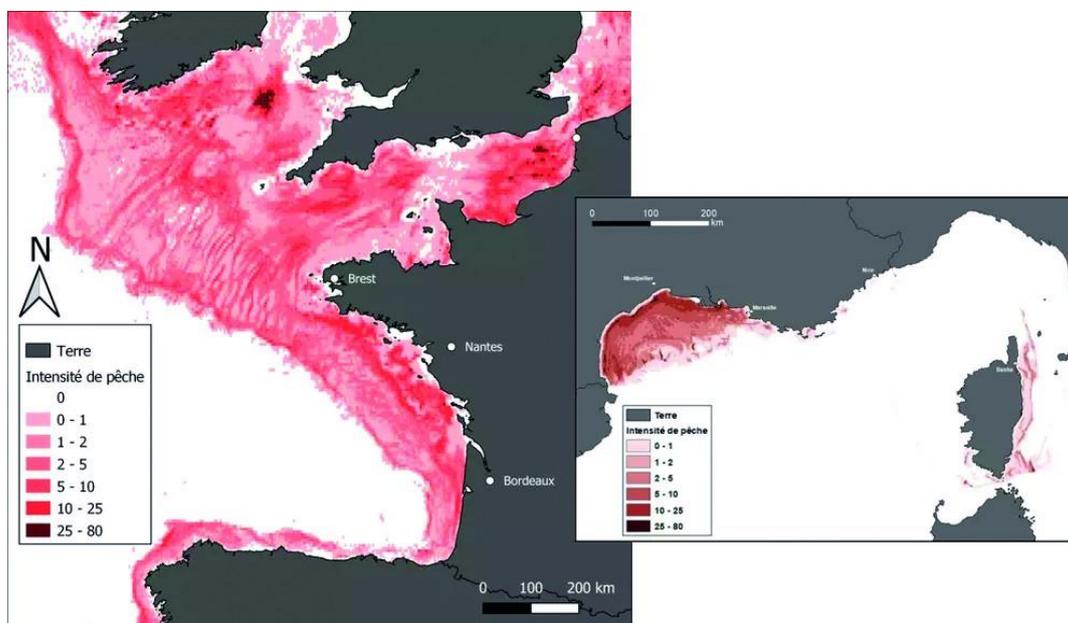


Figure 2-7. Cartes de distribution et d'intensité de la pression de pêche de fond sur la façade atlantique par les navires de pêche européens, et sur la façade méditerranéenne française par les navires français (navires de plus de 12 m).

L'intensité est exprimée en fréquence de passages sur une année. Crédits : à gauche, carte issue des données OSPAR 2016 V1 ; à droite, carte issue des projets IDEM (EU) et Benthchal (EC2CO), réalisée par Cyrielle Jac et Sandrine Vaz (Ifremer) : <https://sextant.ifremer.fr/record/8bed2328-a0fa-4386-8a3e-d6d146cafe54/>

Les captures « non désirées », dites aussi « accessoires » ou « accidentelles », représentent environ 10% des captures mondiales totales, soit environ 9 millions de tonnes de poissons ou autres espèces selon le dernier rapport dédié de la FAO (Pérez Roda *et al.*, 2019). Elles incluent quelque 20 millions d'animaux appartenant à des espèces vulnérables ou protégées, dont des raies et des requins (10 millions), des tortues (8,5 millions), des oiseaux marins (1 million), des mammifères (650 000) et des serpents (225 000) selon la revue de Gray et Kennelly (2018). Les captures de juvéniles, ainsi que les prises hors quotas ou droits de pêche individuels, sont aussi comptabilisées dans ces captures non désirées, car non commercialisées.

Selon ce rapport de la FAO, près de la moitié des rejets en mer proviennent des chaluts de fond. Ceux-ci rejettent environ 20% de leurs prises, contre 10% pour les filets maillants. Ces moyennes cachent de grands écarts : les zones côtières étant nettement plus riches en diversité biologique que la haute mer, le manque de sélectivité du chalut de fond y est beaucoup plus préjudiciable. Les taux de rejets observés chez les flottilles françaises pêchant au chalut de fond varient ainsi de 25% à

70% en zones côtières jusqu'à des taux inférieurs à 10% en zones plus profondes (Cloâtre *et al.*, 2022). Les impacts dépendent aussi du type de faune : les mammifères, tortues et oiseaux marins ainsi que les grands poissons sont plus vulnérables aux interactions avec les filets et les lignes.

Les réseaux trophiques s'appauvrissent. La baisse des populations de poissons pêchés déséquilibre la répartition entre espèces prédatrices et proies. Les poissons dits « nobles », tels que le thon, l'espadon et le maquereau (poissons pélagiques) ou le bar, le congre et la dorade royale (poissons des fonds), occupent le sommet de la chaîne trophique. Ces espèces ont un cycle reproductif plus lent que celui de leurs proies. Leur surpêche favorise l'augmentation des populations de proies, qui deviennent de nouvelles cibles de pêche. C'est le cas des poissons « fourrage » qui approvisionnent l'élevage et l'aquaculture. Ce phénomène, qualifié de « pêche vers les bas niveaux trophiques », peut se poursuivre jusqu'à ce que la pêche se concentre majoritairement sur les invertébrés, mollusques et crustacés. Cette évolution est préjudiciable non seulement pour la biodiversité fonctionnelle mais aussi pour l'activité de pêche. Elle est observée dans plusieurs pays africains où la pêche est passée des poissons prédateurs dans les années 1970-80 aux poulpes, puis aux crevettes, voire conduit à la colonisation des milieux par des espèces non commercialisables, comme les méduses en Namibie (une étude estime que la biomasse des méduses y a remplacé celle des sardines en 1960 ; Roux *et al.*, 2013). Au Canada, la pêche de poissons est aussi devenue minoritaire par rapport à celles des mollusques et crustacés. Plaçant l'alerte sur le volet économique, une étude (Pikitch *et al.*, 2014) estime que deux tiers de la valeur des poissons « fourrage » au niveau mondial provient non pas de leur commercialisation, mais de leur rôle dans la chaîne alimentaire en contribuant à la valeur commerciale de la pêche de leurs prédateurs.

La pollution plastique fait l'objet d'un traité mondial depuis 2022. Macro- et micro-déchets sont pris en compte, du fait de leurs impacts sur la biodiversité, dans la politique européenne des pêches (Vasilakopoulos *et al.*, 2022). La pêche et l'aquaculture représentent un quart des déchets trouvés en mer du Nord, et la moitié de ceux en pleine mer (cordage, filets, etc.). La quantité de déchets observés baisse en Europe sur la dernière décennie, sans qu'on puisse expliquer cette baisse par des changements spécifiques à des pêcheries (Spedicato *et al.*, 2023).

Enfin, le changement climatique exerçant une forte pression sur la biodiversité marine, **l'empreinte carbone de la pêche** est incluse dans l'évaluation des impacts sur la biodiversité marine²³. La consommation de carburant des navires de pêche est le principal facteur d'émission. Selon Quemper *et al.* (2024), ce sont les flottilles utilisant majoritairement les chaluts de fond qui émettent le plus de carbone par kg de ressources halieutiques débarquées. Deux autres phénomènes perturbateurs ont été identifiés récemment. En prélevant massivement des poissons, la pêche diminue la quantité de carbone stocké dans le vivant et affecte la pompe biologique qui piège le carbone dans l'océan. Par ailleurs, le chalutage ou le dragage des fonds marins libèrent le carbone stocké dans les sédiments. La quantification de ces processus est un front de recherche actif dont les premiers résultats, très variables, ne sont pas encore stabilisés.

Analyse des cahiers des charges des deux labels de pêche

Seuls les cahiers des charges de MSC et de l'écolabel Pêche durable ont été étudiés. Les deux labels diffèrent dans leur fonctionnement. Pour l'écolabel Pêche durable, l'unité de certification couvre un ensemble de navires identifiés nominalement, mais pouvant utiliser plusieurs engins et avoir plusieurs populations cibles. Le MSC certifie des pêcheries ayant une même méthode de pêche et exploitant les mêmes espèces cible. Dans les deux cas, les pêcheries sont rattachées à une zone de pêche.

Les modalités de certification utilisées par les deux labels divergent. La certification MSC attribue une note à trois principes : P1 vise la durabilité des populations de poissons ; P2 cherche à minimiser l'impact environnemental ; et P3 à assurer une gestion efficace des pêcheries. En pratique, les scores correspondent souvent au degré de certitude avec lequel l'objectif est rempli. Pour être certifiée, une pêcherie doit obtenir au moins 60 points (performance minimale acceptable) pour chacun des 28 indicateurs et une note moyenne d'au moins 80 correspondant à la « meilleure pratique mondiale » pour chacun des trois principes (100 étant le plafond). Un score inférieur à 80 oblige à prendre des mesures pour atteindre ce score ou plus, à échéance de 5 ans. Les évaluations des pêcheries sont publiées sur le site du MSC. Dans le cas de l'écolabel Pêche durable, la certification est une validation de conformité. Le volet biodiversité n'admet aucune non-conformité, bien que les connaissances disponibles ne permettent pas toujours de statuer de manière certaine sur certains indicateurs. Les évaluations sont confidentielles.

²³ Les perturbations relatives au climat n'étaient pas considérées dans le corpus bibliographique sur l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité, bien qu'un parallèle avec le stockage/déstockage du carbone des sols puisse être établi.

Les deux cahiers des charges couvrent les principaux enjeux identifiés dans la section précédente (espèces cibles et co-capturées, fonds marins et espèces sensibles ou protégées non désirées). Les autres enjeux sont plus diversement traités, ce qui reflète l'état non stabilisé des connaissances disponibles. Comme le montre l'Infographie 4, il y a beaucoup de similitudes dans les critères utilisés dans les deux cahiers des charges. Globalement, les préconisations portent davantage sur les « résultats » (indicateurs d'état) que sur des pratiques à mettre en œuvre, même si l'écolabel Pêche durable met plus l'accent sur les moyens que le MSC.

Les principaux éléments différenciant les deux labels sont les suivants :

- Tous deux visent explicitement le « bon état de la population des espèces cible(s) » et co-capturées. Le MSC privilégie un indicateur d'état de la biomasse des reproducteurs, tandis que l'écolabel Pêche durable préconise un taux d'exploitation.
- Les deux labels plaident pour que l'activité de pêche n'affecte pas l'habitat benthique de manière irréversible. L'écolabel Pêche durable évalue cet impact à partir de la distribution spatio-temporelle de la pêche, des engins employés et des caractéristiques des fonds. L'évaluation du MSC considère également les dommages « sérieux » et repose sur 3 critères : l'information sur le type et la distribution des habitats dans la zone de pêche, les mesures de limitation des impacts et le niveau de l'impact lui-même.
- Tandis que l'écolabel Pêche durable cherche à minimiser les captures accidentelles d'espèces vulnérables ou protégées et maximiser la survie des individus capturés et rejetés vivants, le MSC considère, de nouveau, le niveau d'information, l'existence de mesures et le niveau d'impact lui-même.
- Le cahier des charges MSC prend partiellement en compte les besoins du réseau trophique de l'écosystème au travers d'indicateurs portant sur la structure et les fonctions de l'écosystème d'une part, et sur l'état de la population dans le cas d'espèces cibles de bas niveau trophique.
- L'écolabel Pêche durable interdit les rejets de déchets en mer et demande de mettre en place le tri sélectif et une gestion des eaux usées. Les navires doivent aussi signaler systématiquement les pertes d'engins de pêche (prérequis à l'adhésion). Ce sujet est absent du cahier des charges MSC en vigueur (v2.01), mais figure dans sa future actualisation (version 3.1).

Infographie 4 - Analyse des cahiers des charges

UNE DIVERSITE DE PRISE EN COMPTE DES IMPACTS SUR LA BIODIVERSITE

Les trois tableaux présentent, en colonnes, les pratiques dont les impacts sur la biodiversité ont été démontrés par la littérature scientifique étudiée. En lignes, figure l'échantillon de labels et de produits labellisés analysés. Les pratiques peuvent être mentionnées ou non dans les cahiers des charges, porter sur des résultats ou des moyens, être obligatoires ou non, être ambitieuses ou peu ambitieuses, l'ambition étant évaluée sans graduation, par consensus d'experts, relativement à la réglementation, aux pratiques moyennes et/ou au potentiel d'atténuation des impacts négatifs. Les critères retenus peuvent différer des indicateurs des cahiers des charges et ne suffisent pas pour des comparaisons entre labels. Les légendes varient entre l'agriculture, l'aquaculture et la pêche.

AGRICULTURE

Famille de pratiques	Intégration d'habitats semi-naturels	Rotations diversifiées	Présence de prairies <i>versus</i> cultures	Réduction/absence de travail du sol	Absence de pesticides de synthèse	Fertilisation organique	Plantes de couverture	Cultures associées
EBV								
Taxons étudiés								

* HVE, version 4

** AOP Comté avant la révision de 2024

Qualification de la pratique

- ambitieuse et obligatoire
- ambitieuse et non-obligatoire
- peu ambitieuse et non-obligatoire
- absente du cahier des charges
- peu ambitieuse et obligatoire

Famille de pratiques

- Allocation spatio-temporelle
- Ajout de facteurs physiques et chimiques
- Ajout d'organismes
- Prélèvement ou destruction d'organismes

EBV étudiées

- Composition génétique
- Populations d'espèces
- Traits de vie des organismes
- Composition des communautés
- Fonction des écosystèmes
- Structure des écosystèmes

Taxons étudiés

- Lombrics
- Nématodes
- Arthropodes
- Micro-organismes
- Vertébrés (oiseaux et mammifères)
- Plantes
- Multitaxa

AQUACULTURE

Famille de pratiques	+	+	+	+	-	-	
Pratiques étudiées	Trio de pratiques (impl.+ esp. /non indig. + alim) - cages en mer	Implantations d'infrastructures en mer	Densité des élevages	Élevage d'espèces non indigènes, gestion des échappements	Alimentation des poissons à base de végétaux	Alimentation par de la farine de poissons pêchés	Prélèvements en milieu naturel
EBV étudiées							
	●	●	●	●	●	●	●
*	●	●	○	●	●	●	○
saumon	●	●	○	●	Sans objet	Sans objet	●
bivalves	●	●	○	●	Sans objet	Sans objet	○
saumon	○	●	●	●	○	○	○
moules	○	○	○	○	Sans objet	Sans objet	●

* version antérieure à l'actualisation du cahier des charges saumon et à la mise en oeuvre obligatoirement du cahier des charges sur l'alimentation : ASC feed (fin 2025)

Qualification de la pratique

- Obligation de résultats ambitieuse
- Obligation de moyens ambitieuse
- Obligation de résultats peu ambitieuse
- Obligation de moyens peu ambitieuse
- Absente du cahier des charges

PÊCHE

Famille de pratiques	-	-	-	-	-	-	-
Pratiques étudiées	Captures de stocks cibles	Captures de stocks co-capturés	Captures d'espèces (proies) déséquilibrant la chaîne trophique	Captures accidentelles d'espèces sensibles (dauphins, tortues, oiseaux...)	Abrasion des fonds marins	Abandon de matériel et rejets en mer (déchets, polluants, eaux usées)	Emission de CO ₂
EBV étudiées							
*	●	●	●	●	●	○	○
	●	●	○	○	●	●	●

* version 2.01 antérieure à l'actualisation en cours (V3, publiée en 2022, mise en oeuvre à partir de 2026)

Qualification de la pratique

- Mesure de bon état (obligatoire et ambitieuse)
- Mesure visant à réduire l'impact avec objectif fixé
- Mesure visant à réduire l'impact sans obligation de résultat
- Documentation des impacts (plan d'amélioration)
- Absente du cahier des charges

3. Pistes méthodologiques pour quantifier l'impact des labels sur la biodiversité

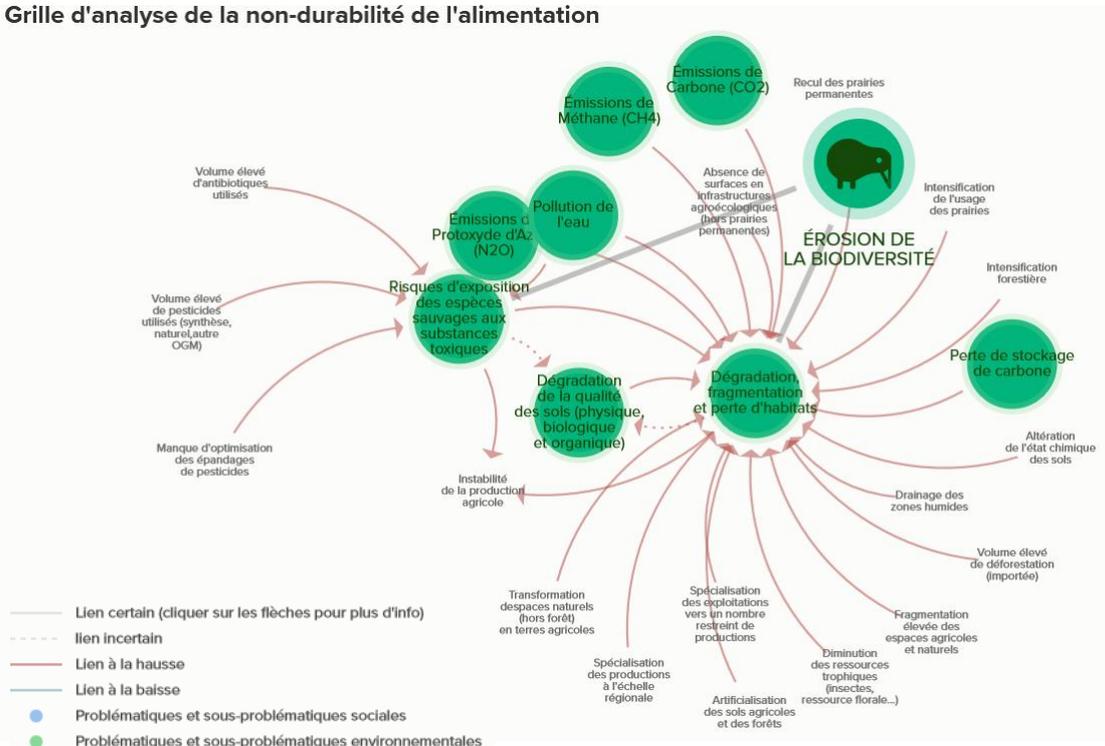
Introduction

Cette section propose des pistes méthodologiques permettant d'attribuer aux produits alimentaires un(e) (ou plusieurs) note(s), coût(s), ou score(s) représentant leur impact ou valeur en termes de biodiversité. Le principal objectif des méthodes de scoring est d'aider à la décision quand des choix dépendent de critères multiples et de natures différentes. Les sciences de la durabilité y ont logiquement presque toujours recours car ces méthodes permettent de comparer des systèmes complexes. Leur construction soulève cependant de nombreuses questions méthodologiques et épistémiques concernant, entre autres, leur gradient d'agrégation, la transparence de leur démarche calculatoire et la pondération des valeurs qui composent l'indicateur final.

Au démarrage de l'étude BiodivLabel, deux méthodes illustrent l'alternative méthodologique : l'ACV préconisée par le GIS Revalim et l'approche holistique semi-quantitative proposée par le bureau d'étude Basic sur la non-durabilité de l'alimentation.

L'évaluation des labels alimentaires, réalisée par le Basic avec WWF et Greenpeace France (cf. section 2.1), repose sur une cartographie des déterminants socio-environnementaux de la non-durabilité de l'alimentation. L'érosion de la biodiversité est l'une des 7 problématiques environnementales retenues. La grille d'analyse décrit les chemins d'impact *via* 2 sous-problématiques : la dégradation, fragmentation et perte d'habitats, et les risques d'exposition des espèces sauvages à des substances toxiques (Figure 3-1). Tout déterminant qui est une cause immédiate d'une sous-problématique est qualifié de direct. Les facteurs de causalité peuvent représenter des états ou des pratiques. L'évaluation du potentiel d'impact d'un label croise son cahier des charges avec la grille d'analyse en prenant en considération les degrés d'influence (lien certain/incertain) et de proximité (lien direct/indirect) des mesures présentes dans le cahier des charges. Cette démarche a inspiré notre réflexion, même si la biodiversité n'est qu'un de ses volets.

Grille d'analyse de la non-durabilité de l'alimentation



© BASIC & GREENPEACE & WWF 2021

Figure 3-1. Représentation schématique des liens de causalité de l'érosion de la biodiversité dans la méthode du Basic. (Source : <https://kumu.io/BASIC/grille-de-non-durabilite-de-lalimentation#untitled-map?> ; consulté 07/2025)

L'Analyse du cycle de vie, en quantifiant la somme des impacts environnementaux accumulés pendant toute la durée de vie d'un produit, intègre les dimensions spatiale et temporelle, ce qui est un atout pour l'évaluation de filières et des impacts globaux. La prise en compte des divers déterminants et composantes de la biodiversité, dans l'ACV, a donné lieu à de nombreux travaux, d'abord en agriculture, et plus récemment pour la pêche et l'aquaculture. S'il est théoriquement possible de modéliser les dynamiques des EBV, le manque de données, notamment locales, ne permet pas encore de caractériser l'ensemble des chemins d'impact : les ACV réalisées jusqu'à présent se concentrent principalement sur la richesse spécifique et abordent peu les dimensions structurelles et fonctionnelles de la biodiversité. Quelques travaux s'y attachent cependant (Othoniel *et al.*, 2019; De Luca Peña *et al.*, 2022; Hardaker *et al.*, 2022). Les récentes synthèses qui résument les principales avancées et défis méthodologiques, y compris dans la complémentarité entre méthodes ACV et hors ACV (Crenna *et al.*, 2020; Damiani *et al.*, 2023) concluent qu'aucune méthode n'est encore capable de bien capturer à la fois la variété des pressions sur la biodiversité et la variété des écosystèmes, des groupes taxonomiques et des classes d'EBV. La Figure 3-2 montre l'état d'avancement de la méthode pour approcher les déterminants de l'érosion de la biodiversité.

Certaines limites de l'ACV ont été débattues par divers acteurs agricoles et de la société civile en vue de son utilisation dans l'outil d'affichage environnemental. Les critiques soulignent le manque de prise en compte de nombreuses dimensions de la biodiversité, le fait que l'ACV, en considérant les dommages finaux, ne rend pas pleinement compte des externalités positives des modes de production agroécologiques, que le choix de la référence et de l'unité fonctionnelle influence considérablement les résultats... Côté agricole, cela se traduit, dans certains cas, par une évaluation moins favorable des systèmes extensifs lorsqu'ils sont moins productifs. En effet l'ACV, dès lors que l'objectif d'un système est de produire une quantité d'aliment, qu'elle soit attributionnelle (c'est-à-dire « toutes choses égales par ailleurs ») ou conséquentielle (avec modélisation des effets induits), traduit une moindre productivité à l'hectare par une plus grande empreinte au sol. Côté marin, un indicateur de pression sur les populations des espèces exploitées a été proposé (Helias *et al.*, 2014), mais il a fait également l'objet de controverses pendant la phase de préfiguration de l'affichage environnemental (Gaillet *et al.*, 2023). Des travaux en cours cherchent à ajouter des indicateurs sur les habitats des fonds marins (Woods *et al.*, 2019; Préat *et al.*, 2021), l'idée étant d'adapter le cadre conceptuel du « land use » en « sea use » (avec les deux mêmes indicateurs : occupation, transformation), mais à ce jour les méthodes ne sont pas opérationnelles.

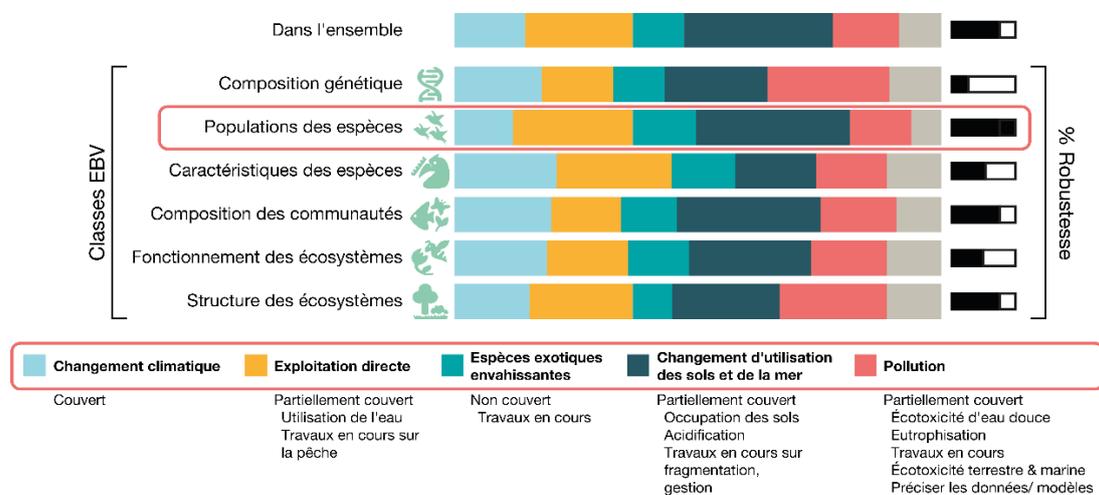


Figure 3-2. Limites de l'ACV aujourd'hui dans l'étude de l'impact sur la biodiversité, par rapport aux 5 déterminants majeurs de l'érosion de la biodiversité identifiés par l'IPBES par EBV. D'après le rapport IPBES 2022 (extraits Figure 2.23, pages 252-253). Source : présentation d'Arnaud Hélias (INRAE, GIS Revalim), communication personnelle, 2023.

Ces différentes réflexions nous ont conduits à proposer trois pistes méthodologiques. Elles s'appuient sur les connaissances scientifiques synthétisées précédemment et les appliquent à des jeux de données disponibles :

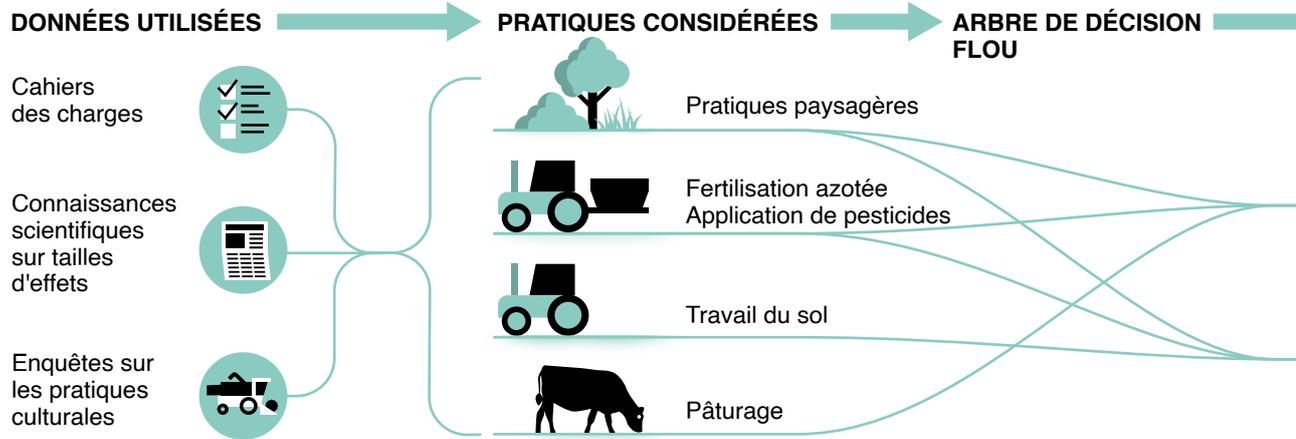
- Des cahiers des charges agricoles pour l'indicateur intitulé CONTRA-BiodivLabel ;
- Des données réelles des exploitations agricoles certifiées par un SIQO pour la modélisation BVIAS ;
- Des données statistiques et expertes traitées par le comité scientifique de la Commission européenne pour la pêche, le CSTEP.

Ces trois méthodes sont représentées dans l'Infographie 5.

Infographie 5 : cheminement méthodologique de trois voies pour estimer l'impact des produits alimentaires labellisés, sur la biodiversité

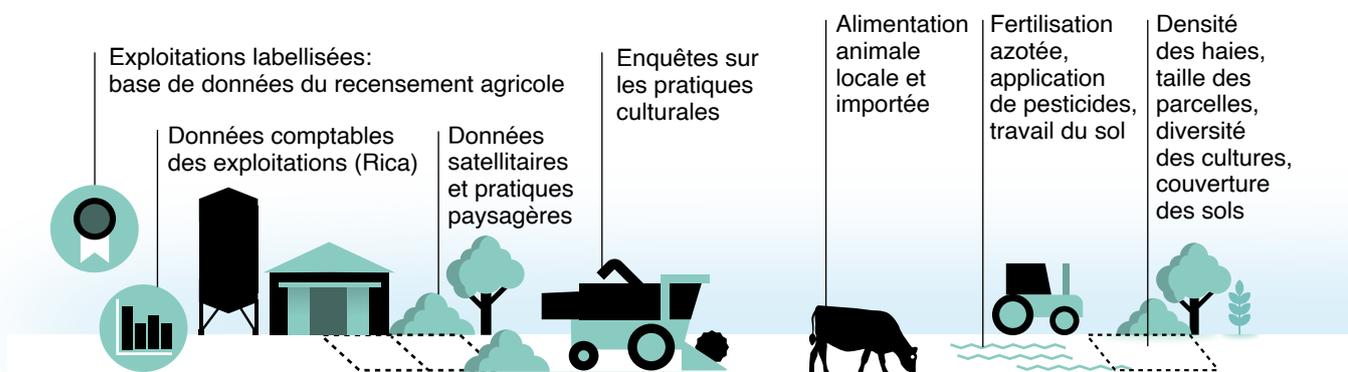
PISTES MÉTHODOLOGIQUES

CONTRA-BIODIV LABEL



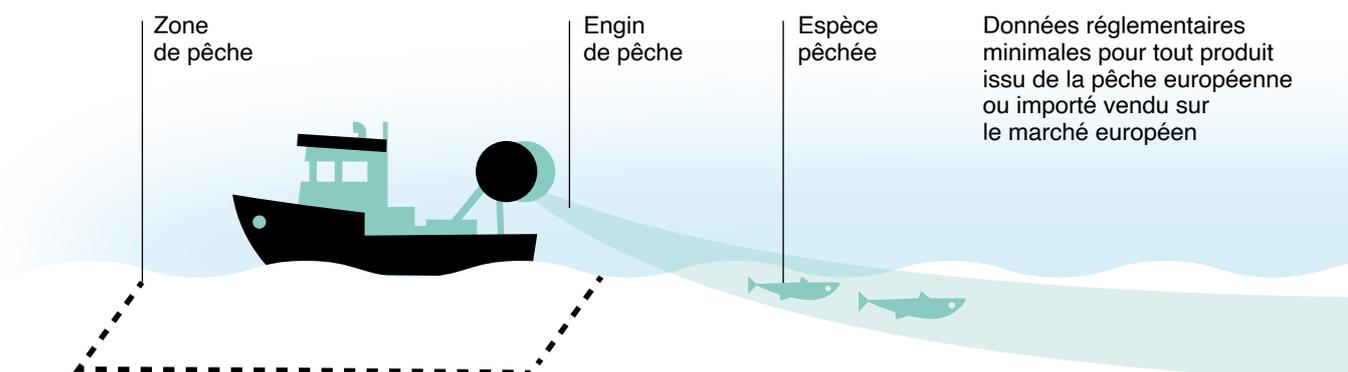
BVIAS

DONNÉES UTILISÉES → **ESTIMATION DES PRATIQUES AGRICOLES EFFECTIVES DANS LES EXPLOITATIONS**



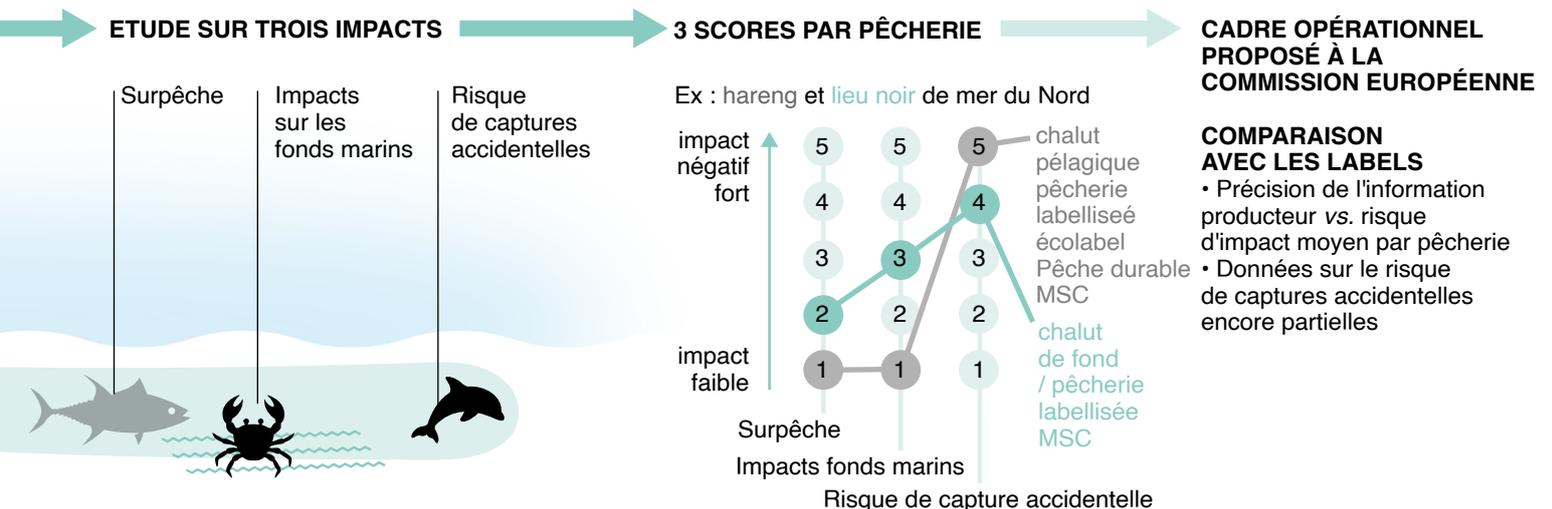
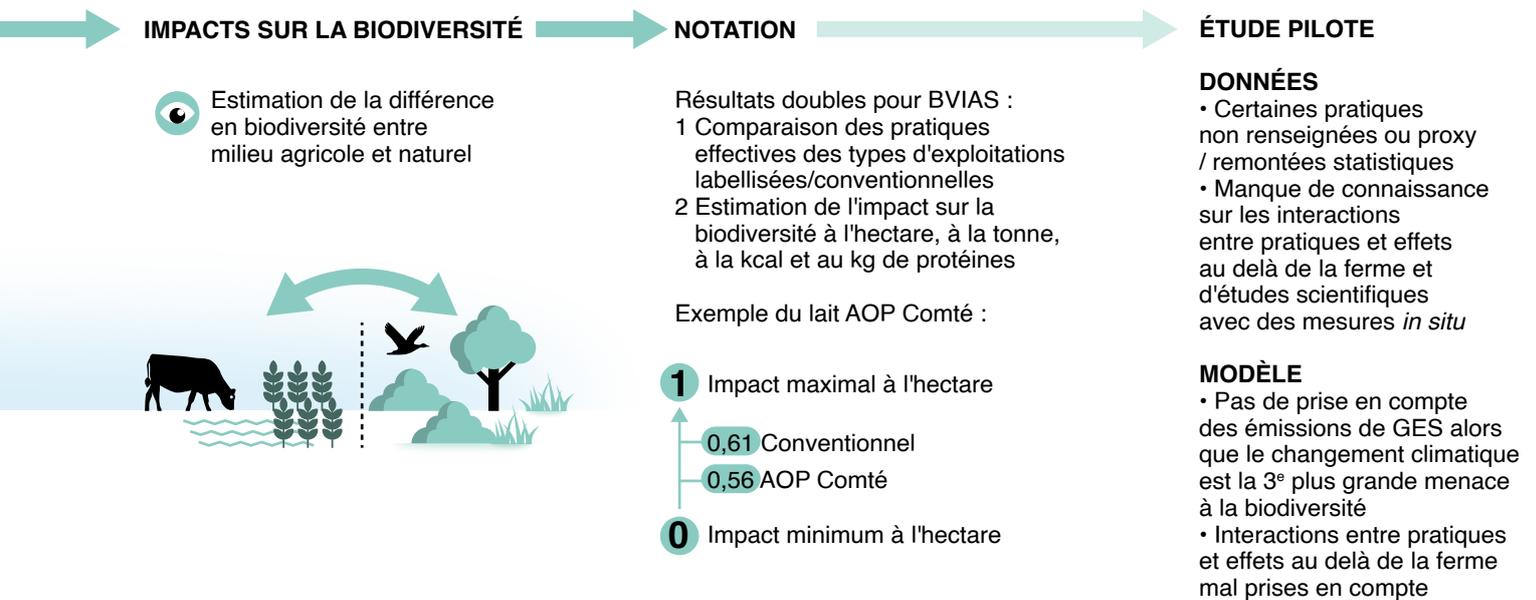
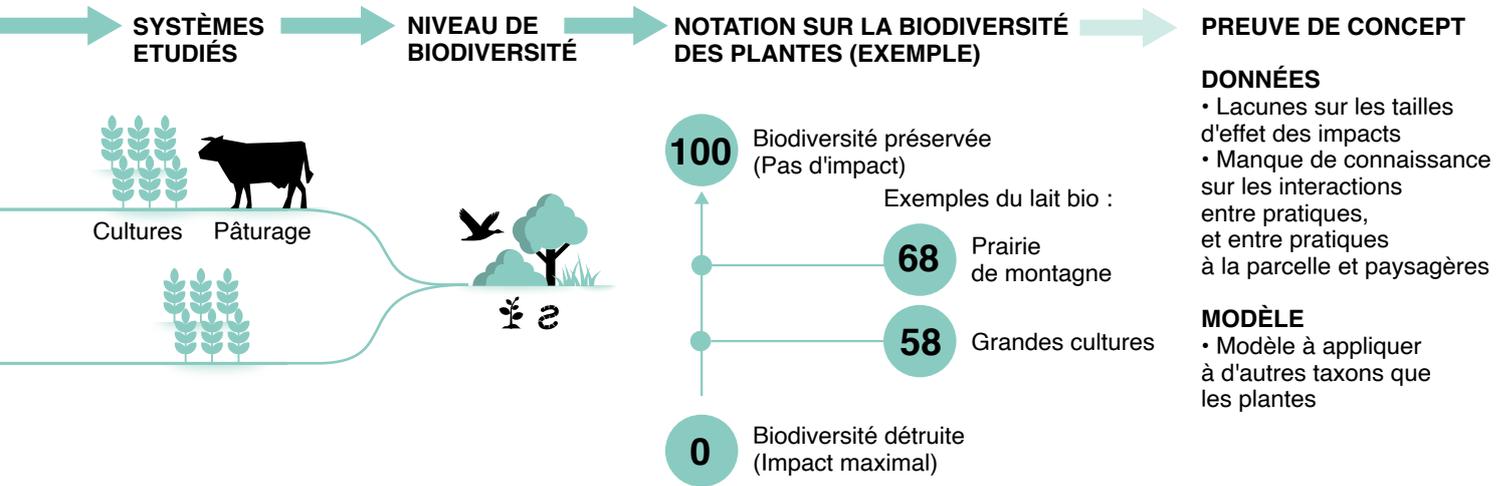
CSTEP

DONNÉES UTILISÉES



RÉSULTATS

STATUT



3.1. Un indicateur prédictif d'impact sur la biodiversité à partir des cahiers des charges (méthode CONTRA-BiodivLabel)

Introduction

Cette modélisation montre qu'il est possible d'estimer l'impact des pratiques décrites dans les cahiers des charges sur la biodiversité. La preuve de concept a été faite dans le cadre de l'étude BiodivLabel sur un périmètre réduit : une EBV, la diversité taxonomique/phylogénétique (ici richesse en espèces), et un groupe d'organismes : les plantes sauvages. Cet exemple a été réalisé pour les grandes cultures, les prairies et le lait, produit qui amène à associer une valeur pour les surfaces cultivées et une autre valeur pour les prairies.

Description de la méthode

CONTRA-BiodivLabel repose sur la méthode des « arbres de décision flous » qui combine un questionnement progressif et une approche continue (sans seuil) grâce à la logique floue.

La modélisation s'appuie sur les données scientifiques contenues principalement dans les méta-analyses examinées dans l'étude BiodivLabel. Quelque 57 données décrivant la diversité des plantes ont été retenues. Dans les cahiers des charges, seules les mesures liées aux variables entrant dans le calcul de l'indicateur ont été prises en compte. Le niveau de contrainte sur la mesure distingue celles obligatoires, obligatoires « si applicables », interdites et celles recommandées ou autorisées dont l'effectivité est moins certaine.

L'indicateur « CONTRA-Biodivlabel » évalue *ex ante* l'impact des pratiques induites par les cahiers de charges, par unité de surface. La méthode (Bockstaller *et al.*, 2017 ; voir plateforme MEANS²⁴) permet de construire, de manière transparente, des arbres de décision flous, basés sur des règles du « si alors » et associant la logique floue pour éviter des effets de seuil aux limites des classes (*fuzzy logic*).

Les variables renseignées vont au-delà des PFF et intègrent quelques PFM (confiance modérée) dont les données à taille d'effet ont été évaluées. Ont été pris en compte : la surface en haie, la taille de la parcelle, le degré de diversité des cultures, l'utilisation d'herbicides de synthèse, le travail du sol (% labour), la fertilisation azotée totale et organique. Pour les prairies, les variables sont : la taille des parcelles, l'intensité de pâturage, la fertilisation azotée et les traitements médicamenteux. Lorsque la pratique n'est pas abordée dans le cahier des charges ou l'est de manière imprécise, le modèle attribue la valeur moyenne des exploitations similaires (données statistiques françaises, références scientifiques ou techniques). Si le cahier des charges impose un niveau ou un seuil minimal/maximal plus favorable que le niveau moyen, ce niveau ou seuil est pris en compte. Par exemple, l'agriculture biologique exclut les herbicides, ce qui est plus favorable que les pratiques moyennes françaises. Dans le cas où le cahier des charges est moins favorable que le niveau moyen (seul exemple trouvé dans les cahiers des charges : la limite maximale de chargement animal par hectare), c'est le niveau de pratique moyen, lequel reflète les contraintes réglementaires et normes professionnelles actualisées, qui est privilégié car il est supposé que les agriculteurs ne vont pas aller « en arrière ».

Les variables du paysage et des pratiques « à la parcelle » sont pondérées (Tableau 3-1) à partir des tailles d'effet connues dans la littérature, sur une grille de 0 (défavorable) à 100 (favorable à la biodiversité). Quelques proxys ont été adoptés lorsque les informations manquaient : par exemple on a considéré que la richesse des espèces en bord des champs cultivés était un proxy pour la végétation dans les milieux semi-naturels adjacents. Les prairies couvrent deux situations : les prairies permanentes qui sont considérées comme des milieux semi-naturels, et les prairies temporaires qui s'intègrent dans les rotations de cultures et sont assimilées à des cultures pluriannuelles. Pour les prairies permanentes, la principale variable est l'intensité du pâturage ou de la fauche (approchée par le chargement en animaux ou la fertilisation azotée). Par ailleurs, l'absence de connaissances sur les interactions entre pratiques a conduit à opter pour une équi-pondération, sauf lorsqu'elles étaient renseignées (ex : effet de la réduction des intrants selon le degré de complexité du paysage).

²⁴ <https://means.inrae.fr/>

Tableau 3-1. Limites proposées pour la notation d'un niveau partiel
(interpolation linéaire entre limites favorables et défavorables)

	Limite défavorable	Limite favorable	Commentaire
Taille des parcelles	0 ha	6 ha	(Sirami <i>et al.</i> , 2019)
Densité d'éléments semi-naturels	0	20%	Proposé par García-Vega <i>et al.</i> (2024) ; Tschardtke <i>et al.</i> (2021) même s'il existe encore un effet positif au-delà de ce seuil (Sirami <i>et al.</i> , 2019)
Diversité des cultures (nombre de types)	1	10	10 = 95 ^e centile pour les exploitations de grandes cultures dans le RICA
Utilisation d'herbicides	Niveau moyen conventionnel	Interdiction	Faute d'autres références, on prend des valeurs extrêmes
Fertilisation azotée minérale	150 kg N/ha	0	Lindner <i>et al.</i> (2019) proposent une courbe non linéaire et un seuil plus élevé mais si on reste avec une fonction linéaire, on arrive à ce seuil.
Travail du sol	Labour	Semis direct	Classes extrêmes pour les seuils et modalité intermédiaire : travail superficiel au centre (=0,5) faute d'information supplémentaire.

Résultats pour la biodiversité des plantes sauvages

La Figure 3-3 synthétise les résultats sur la diversité totale des plantes sauvages associée aux systèmes de cultures et en prairie. Pour les cultures, l'absence de mesures ambitieuses et obligatoires sur la taille des parcelles, la diversité des cultures, le travail du sol sont les points faibles de l'ensemble des cahiers des charges étudiés. La biodiversité est nettement moins bien gérée à l'échelle du paysage qu'à la parcelle. Seul Demeter se distingue sur les éléments semi-naturels avec des recommandations sur les familles botaniques à planter et sur la structure des sols. Les cahiers des charges des 3 labels biologiques apportent une plus-value en termes de biodiversité à la parcelle. Les deux cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge (volailles fermières, porcs charcutiers, gros bovins) se focalisant sur la gestion des animaux, toutes les valeurs de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel sont celles des pratiques par défaut (moyennes françaises). La certification environnementale HVE offrant plusieurs choix entre les mesures, nous avons opté pour un scénario prudent (pessimiste) avec des mesures pourvoyeuses de points sans que les engagements n'obligent à de grands changements de pratiques²⁵ : le label présente dans ce cas une plus-value essentiellement du fait de la présence et de la composition diversifiée des éléments semi-naturels, les autres pratiques sélectionnées ne s'éloignant pas des pratiques conventionnelles.

Les prairies de montagne et de plaine sont différentes. C'est pourquoi nous les avons distinguées. Parmi les labels d'élevage, Bleu-Blanc-Cœur est cité mais son cahier des charges n'aborde pas les variables de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel, son résultat équivaut à un score par défaut, qui est plus élevé en montagne qu'en plaine grâce à une gestion en moyenne plus extensive des prairies. Il en va de même pour le Label Rouge, bien que son cahier des charges autorise une densité animale élevée (jusqu'à 2 UGB - unité gros bétail /ha) : nous n'avons pas pris en compte ce maximum qui ne représente *a priori* pas ce qui se pratique actuellement, et avons attribué le score moyen en plaine ou montagne. C'est aussi le cas de l'AOP Comté qui plafonne le chargement à 1,3 UGB/ha contre une moyenne observée en montagne à 1 UGB. En revanche, la fertilisation azotée est limitée dans l'AOP Comté à 120 kg/ha ce qui est plus favorable que la pratique moyenne. Les trois cahiers des charges biologiques sont traités de manière identique pour la gestion des prairies : ils améliorent le score grâce à l'interdiction des engrais minéraux et à la restriction des traitements médicamenteux, dont les résidus dispersés via les effluents d'élevage ont des effets délétères sur la biodiversité. Les résultats montrent un gain, assez marginal, de diversité des plantes en prairies. Aucune différence entre les labels n'est observée pour la diversité des plantes présentes dans les espaces semi-naturels.

Bilan

Cette exploration méthodologique a répondu au manque de méthodes *ex ante* permettant de quantifier l'effet des pratiques issues d'un cahier des charges sur la biodiversité, à l'échelle de la parcelle. La présente proposition est une preuve de concept établie sur la diversité des plantes sauvages. Elle peut être adaptée à d'autres taxons pour cette EBV, et sur d'autres EBV. Elle

²⁵ Scénario de mesures choisies pour le volet biodiversité du cahier des charges HVE : installation d'une ruche, réalisation de tests de qualité des sols, ESN diversifiés sur 7% de la SAU, la moitié des parcelles de moins de 5 ha, un couvert végétal durant 12 semaines, implantation de légumineuses et « plus d'attention sur les conditions d'application des pesticides ».

permet de comparer l'impact potentiel des labels sur la biodiversité à partir de leurs cahiers des charges. Dans notre exploration, Bleu-Blanc-Cœur, le Label Rouge et HVE obtiennent les scores les plus faibles, l'AOP Comté des scores intermédiaires et les scores les plus élevés vont au règlement Bio, à Nature & Progrès et à Demeter.

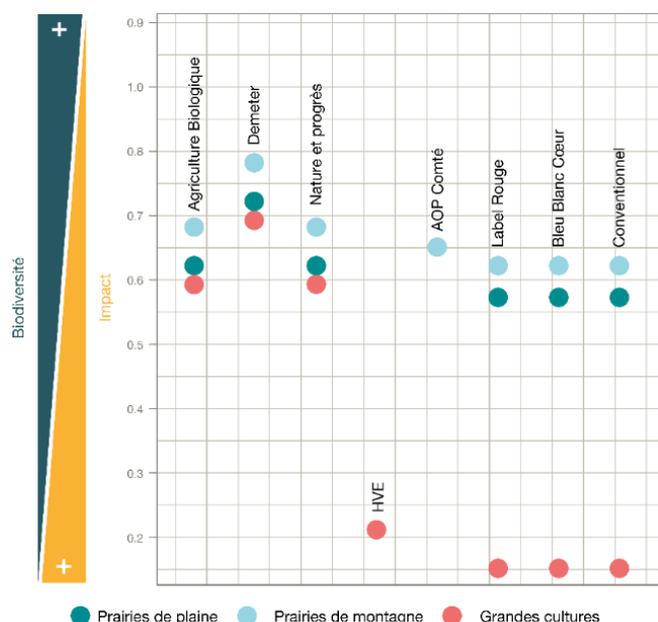


Figure 3-3. L'indicateur CONTRA-Biodivlabel en grandes cultures et en prairie pour les 5 labels étudiés

Ce travail confirme le manque de prise en compte de façon ambitieuse et obligatoire des variables paysagères dans l'ensemble des cahiers des charges : les labels pourraient trouver matière à se démarquer davantage des pratiques conventionnelles en introduisant des mesures sur les variables paysagères, dont la taille des parcelles. Une mesure comme celle de Demeter exigeant 10% d'ESN ou une réduction de la taille unitaire des parcelles à 4 ha augmenteraient notablement le score du règlement Bio. Mais d'autres aspects sont à considérer, notamment le coût et le temps de travail, d'implantation comme d'entretien. La méthode ne permet cependant pas une comparaison dans l'absolu. Dans tous les cas, les résultats devront être comparés à des valeurs mesurées *in situ* dans un processus de validation.

Enfin, parmi les limites, la méthode s'en tient à des comparaisons de biodiversité locale à l'hectare, sans tenir compte de l'emprise foncière associée à la production, ni des impacts des pratiques (contaminations chimiques par exemple) en dehors des parcelles, ce qui constitue une limite importante de cette méthode.

Cette exploration méthodologique menée sur la diversité végétale serait à poursuivre sur les autres taxons pour lesquels nous avons suffisamment de données. L'agrégation entre taxons met en jeu les préférences des acteurs ce qui amènerait à recueillir les choix de pondération auprès des acteurs : les protecteurs de la nature pourraient privilégier les taxons ayant une valeur patrimoniale et les agriculteurs des critères de diversité fonctionnelle propices dans une logique agroécologique (Rouabah *et al.*, 2014).

3.2. Un indicateur d'impact sur la biodiversité à partir des données statistiques sur les labels agricoles (méthode BVIAS)

Introduction

La méthode BVIAS (*Biodiversity Value Increment from Agricultural Statistics*) est un développement de la méthode de BVI (*Biodiversity Value Increment*; Lindner *et al.*, 2019), mentionnée dans la section 2.1 car testée dans le cadre du GIS Revalim pour la préfiguration de l'affichage environnemental. Elle est ici calibrée sur les connaissances scientifiques discutées dans l'étude et incorpore les données réelles des exploitations agricoles labellisées en France. Le modèle permet d'estimer l'impact

potentiel sur la biodiversité des principaux produits alimentaires à partir de données comptables et cartographiques. Il a été appliqué aux principales productions sous Signes d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO) pour déterminer si elles ont un impact plus faible sur la biodiversité que leurs homologues produites dans des exploitations similaires conventionnelles. Afin de couvrir un nombre de fermes plus conséquent, les AOP Comté et Morbier (proches) ont été étudiées conjointement. L'agriculture biologique en France correspond au label « AB » (dont certaines mesures sont plus précises que le cadre général du Règlement Bio européen).

Méthode

La méthode BVIAS se base sur un échantillon de 5 440 exploitations françaises dont 7% sont en agriculture biologique (AB) et 28% sont enregistrées dans un autre SIQO. Cet échantillon a été obtenu en appariant différentes bases de données agricoles : celles du Réseau comptable d'information agricole (Rica), du Recensement agricole (RA), des SIQO constituée par l'Inao, du Registre parcellaire graphique (RPG) et de données de télédétection (Sentinel-2).

A partir de cet appariement de bases de données, nous avons estimé, pour chacune des exploitations, huit pratiques agricoles (qui ne sont pas non plus les PFF du chapitre précédent) : le travail du sol, la fertilisation azotée en quantité et en qualité (minérale ou organique), l'application de pesticides, la diversité culturale, la taille moyenne des parcelles, la densité de haies et la couverture du sol. Nous avons ensuite estimé l'impact potentiel sur la biodiversité, des productions agricoles à partir du modèle BVI de Lindner *et al.* (2019) dans lequel nous avons entré les pratiques agricoles estimées. Le modèle a été calibré en se basant sur des études à grande échelle et méta-analyses fondées sur des mesures de biodiversité *in situ*, analysées dans le cadre de l'étude BiodivLabel. Le Tableau 3-2 résume l'obtention des tailles d'effet pour les pratiques retenues.

Tableau 3-2. Estimations des tailles d'effets utilisées dans l'étude BVIAS. Gain de biodiversité (%) et taxons considérés dans les 5 méta-analyses et larges études sources.

Pratiques	Modèle BVIAS	
Diversité des cultures	18% - plantes, arthropodes, oiseaux (Sirami <i>et al.</i> , 2019)	
Densité d'habitats semi-naturels	20% - oiseaux, chauve-souris, grillons (Vallé <i>et al.</i> , 2023)	
Taille des parcelles	5% - plantes, arthropodes, oiseaux (Sirami <i>et al.</i> , 2019)	
Fertilisation minérale (prairies)	35% - entomofaune (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019)	
Utilisation de pesticides	35% - invertébrés aquatiques (Beketov <i>et al.</i> , 2013)	
Blé bio/blé conventionnel	30%	arthropodes, oiseaux, plantes microorganismes
Prairie bio/prairie conventionnelle	15%	(Tuck <i>et al.</i> , 2014)

Les productions labellisées ont été comparées aux productions non labellisées dans un contexte similaire. Pour cela, nous avons choisi, pour chaque exploitation labellisée, trois homologues conventionnelles appartenant à la même région, ayant une taille similaire, et dont les exploitants avaient des âges et des niveaux de diplôme proches.

Résultats

Les résultats (Figure 3-4) montrent que les différences effectives entre modes de production SIQO et autres, portent sur des pratiques ayant une criticité élevée (obligatoires/interdites) dans les cahiers des charges.

Ces résultats soulignent l'absence de « pratiques induites » souvent évoquées pour expliquer des différences d'impacts entre modes de production. Par exemple, les données comptables confirment que les productions biologiques utilisent moins de pesticides et d'engrais minéraux, comme l'exigent les cahiers des charges. En revanche, malgré les recommandations du cahier des charges bio, les presque 700 exploitations biologiques analysées ne présentent pas de diversité culturale, ni de densité de haies supérieures à leurs homologues conventionnelles (même régions, caractéristiques socioéconomiques proches). Ce résultat montre que, toutes choses égales par ailleurs, les pratiques recommandées dans les cahiers des charges ne suffisent pas à favoriser des changements significatifs.

L'AB, l'AOP Comté et Morbier ont un impact plus faible par hectare sur la biodiversité. Cependant, leur rendement plus faible compense largement cet avantage lorsqu'on examine l'impact par tonne de produit, ce qui se traduit par un impact plus élevé

par tonne pour le blé et le lait biologiques. La comparaison entre produits animaux et végétaux montre qu'une kcal de lait a plus d'impact qu'une kcal de blé, tandis que cette tendance est inversée si l'on compare un hectare de prairie et un hectare de blé. Ces résultats sont cohérents avec la littérature qui montre l'effet déterminant du choix de l'unité fonctionnelle sur les comparaisons entre systèmes de production d'une part, et la tension entre nécessité de diminuer la consommation de viande et nécessité de maintenir les prairies pour la biodiversité.

Bilan

L'application de la modélisation sur les données des labels montre que la méthode BVIAS permet effectivement d'estimer les pratiques agricoles ayant un impact sur la biodiversité en se basant sur les données comptables et cartographiques disponibles. Ce choix de données et la relative simplicité du modèle permettent de couvrir un grand nombre d'exploitations pour quantifier l'impact à la fois des productions animales et végétales sur la biodiversité. La calibration du modèle sur des méta-analyses ou des études à grande échelle permet de renforcer sa crédibilité et sa transparence. Cela permet aussi d'envisager des améliorations du modèle dès que de nouvelles connaissances scientifiques consolidées seront disponibles.

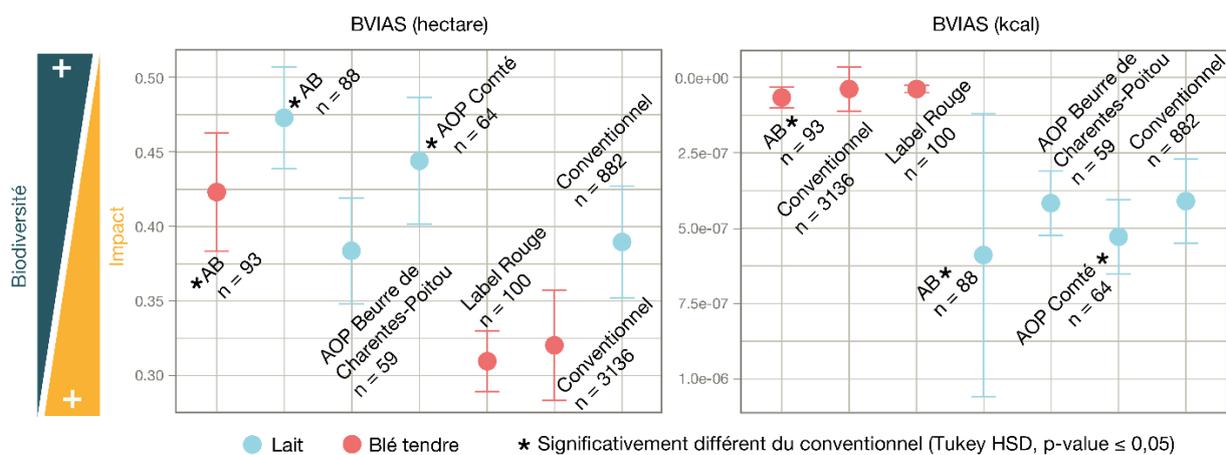


Figure 3-4. Impact sur la biodiversité (BVIAS) par unité de surface (ha) ou de produit (t) pour certaines productions labellisées et conventionnelles. La moyenne (point) et l'écart-type (barre) sont présentés ici ainsi que les tailles d'échantillon (n).

Construite en deux étapes, la méthode permet d'estimer et de comparer les pratiques et les impacts de produits issus de modes de production différents, en l'occurrence des produits labellisés et non labellisés. Les pratiques effectives (c'est-à-dire réellement observées et observables, et non pas potentielles, prédites) appliquées dans les fermes sont estimées à partir de données relativement accessibles. Seules les interdictions ou obligations édictées dans les cahiers des charges conduisent à des différences de pratiques effectives. Les pratiques recommandées ne sont pas suffisamment mises en œuvre pour être significativement observables dans les bases de données ; le cahier des charges pourrait donc être renforcé, en rendant obligatoires certaines recommandations déjà présentes.

L'étude souligne par ailleurs le caractère crucial du choix de l'unité fonctionnelle. En effet, les exploitations AB, ainsi que celles sous AOP Comté, ont un impact moindre sur la biodiversité à l'hectare. Cet avantage local est toutefois compensé par des rendements plus faibles, ce qui se traduit par un impact plus élevé par unité de produit (tonne ou kcal) pour le blé et le lait biologiques. On note également que la différence d'impact par kcal entre produits animaux et produits végétaux est bien plus importante que la différence entre les versions labellisées et conventionnelles du même produit.

La méthode BVIAS présente plusieurs limites : le manque de connaissances scientifiques consolidées sur de nombreux processus écologiques limite pour l'instant la capacité à prendre en compte ces processus dans le modèle BVIAS. Il serait également crucial de mieux prendre en compte l'effet du changement climatique et de l'utilisation de l'eau dans la quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité. Enfin, l'utilisation des données comptables pour estimer les pratiques pose également la question de la représentativité de ces données et de leur pertinence comme proxy des pratiques effectives.

3.3. Notation européenne panachant 3 indicateurs de biodiversité pour les produits de la mer (approche de scoring CSTEP)

Introduction

Sur commande de la Commission européenne, le Comité scientifique, technique et économique pour la pêche (CSTEP, ou STECF en anglais) a développé une approche de scoring pour l'affichage environnemental des produits de la pêche. Des experts de BiodivLabel étaient impliqués dans ce travail. Son opérationnalisation a été testée en 2024 et est en cours de développement à l'échelle de l'Union européenne. En plus des rapports des groupes de travail CSTEP dédiés, la démarche a été publiée (Grati *et al.*, 2025). Dans cette section, l'objectif est de comparer ces résultats aux critères de certifications des labels MSC et écolabel Pêche durable, soulignant les écarts entre un affichage environnemental systématique et un label.

Données et méthode

L'objectif était de couvrir l'ensemble des produits mis sur le marché européen, qu'ils soient pêchés en Europe ou importés. Le système de notation a été conçu pour s'adapter à la diversité des données disponibles. C'est aussi pourquoi il distingue deux niveaux selon la disponibilité des données :

- Notation de base : fondée uniquement sur les données internationales minimales obligatoires dans le cadre réglementaire européen sur l'information des consommateurs, c'est-à-dire l'espèce, la zone de capture, la catégorie d'engin.
- Notation avancée : des informations supplémentaires sont fournies, soit pour les pêcheries européennes mieux documentées que les produits importés, soit volontairement par les pêcheurs, par exemple sur le type d'engin de pêche, sur l'identité de la flottille, etc.

Ce système s'efforce ainsi de maximiser l'utilisation de toutes les connaissances disponibles, tout en respectant la diversité de méthodes et d'approches utilisées par les organisations de gestion des pêches au niveau des grandes régions maritimes. L'essentiel des données nécessaires est public et disponible en ligne et par des web services. Les données et utilitaires pilotes de calcul de la méthodes CSTEP sont disponibles et référencées dans les rapports afférents ou dans Grati *et al.* (2025).

L'objectif était de développer un cadre opérationnel permettant d'attribuer une note à tout produit de la pêche (et de l'aquaculture aussi, mais pour ce mode de production le processus est moins abouti) sur la base de critères environnementaux et d'indicateurs scientifiquement fondés, simples et vérifiables. Le CSTEP a développé ce système en suivant un arbre de décision basé sur la meilleure information disponible, pour un triplet d'indicateurs de durabilité. Chaque indicateur est divisé en 5 classes allant de 1 (risque d'impact très faible) à 5 (risque d'impact très fort) pour les risques écosystémiques, et/ou de A (bon état) à E (état très dégradé) s'agissant des populations marines. Le choix des trois indicateurs est cohérent avec l'expertise scientifique telle que décrite dans la section 2.4. Il s'agit de :

- L'état de la ressource halieutique considérée : l'indicateur s'appuie sur le RMD, classant les populations marines en fonction de l'état de leur biomasse et de la pression de pêche qu'elles subissent. Quand cette information n'est pas disponible (notation de base), des valeurs moins précises sont utilisées, par exemple la classification UICN.
- L'Impact sur les fonds marins : l'indicateur repose sur une double catégorisation de l'engin utilisé et des habitats estimés de l'espèce considérée. Le score final d'impact sur le fond marin combine les deux notes : la sensibilité de l'habitat et l'impact de l'engin de pêche. Pour certaines catégories, comme les chaluts, englobant des techniques de pêche différentes, la notation dite avancée permet par exemple de distinguer entre chalut de fond et chalut pélagique (de pleine eau), ce qui est plus précis.
- L'Impact sur les captures accidentelles d'espèces sensibles : l'indicateur attribue une note de risque d'exposition potentielle de certains groupes d'espèces sensibles aux prises accidentelles selon les types de pêches/d'engins. Sont pris en compte les mammifères, les oiseaux de mer, les tortues marines et les éla-smobran-ches (raies, requins) protégés ou menacés.

Les premiers résultats pour les pêcheries européennes sont présentés dans la Figure 3-5.

Comparaison entre le scoring CSTEP et les certifications MSC et écolabel Pêche durable

La méthode CSTEP a été appliquée aux pêcheries françaises labellisées MSC ou écolabel Pêche durable afin de comparer les scores (actuellement virtuels) que ces pêcheries obtiendraient avec le score CSTEP. Une illustration des résultats figure dans le Tableau 3-3.

Concernant l'état des populations marines, les résultats sont similaires, les 3 approches étant largement cohérentes. On a pu observer, par exemple, que des pêcheries de sardine et de merlan bleu qui recevraient aujourd'hui un score CSTEP moyen suite à une dégradation récente de l'état de leurs populations, avaient aussi perdu leur certification MSC. Les résultats divergent en ce qui concerne les fonds marins. Cela s'explique par le fait que des pêcheries peuvent être certifiées MSC avec tous types d'engin, y compris des chaluts et dragues traînants sur le fond, qui sont mal notés dans la notation CSTEP. C'est le cas pour la pêcherie de coquilles Saint-Jacques et la pêcherie de lieu noir qui reçoivent toutes deux un score moyen d'après le CSTEP. Il n'y a pas de pêcheries chalutières de fond certifiées par l'écolabel Pêche durable. De la même manière dans le cas des captures accidentelles d'espèces sensibles, une pêcherie de thon rouge à la palangre pourrait se voir attribuer une note médiocre à cause du risque d'interactions avec des espèces sensibles. Ce sont donc surtout pour les impacts sur les écosystèmes que des pêcheries labellisées MSC et/ou écolabel Pêche durable pourraient recevoir un score CSTEP de risque d'impact « moyen » à « élevé ».

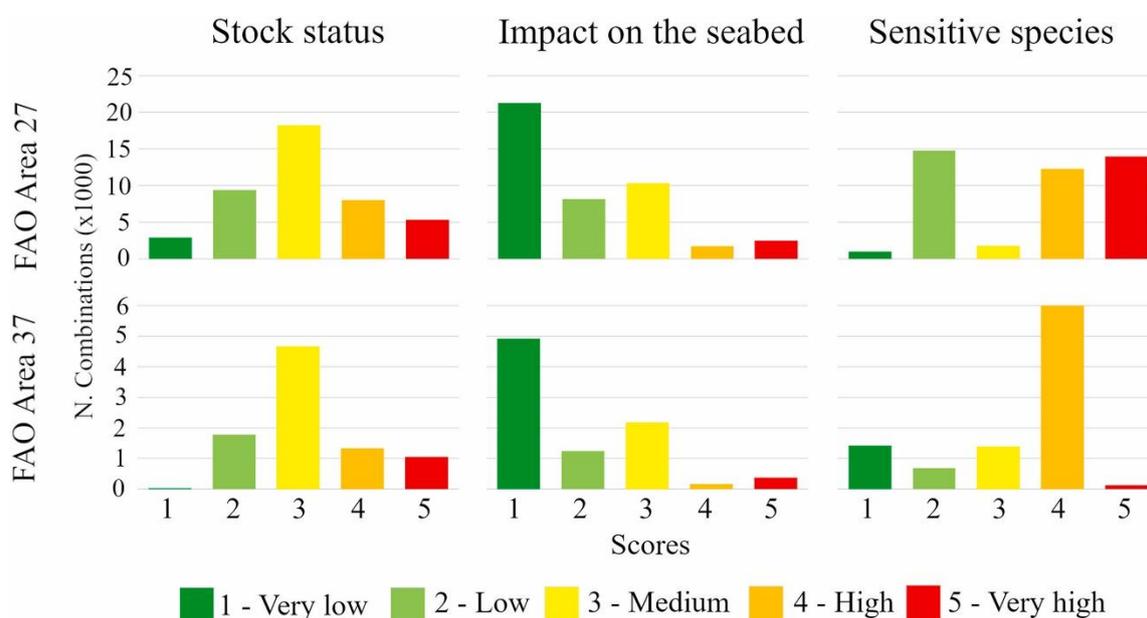


Figure 3-5. Résultats de l'approche de scoring du CSTEP appliquée aux pêcheries européennes dans les deux zones FAO 27 (océan Atlantique Nord-Est) et FAO 37 (Méditerranée et mer Noire).

Distribution de l'occurrence des notes pour les 3 indicateurs de durabilité : état des stocks (*stock status*), impact sur les fonds marins (*seabed*) et sur les espèces sensibles (*sensitive species*). Score allant de très faible (vert) à très fort. Données issues de la base FDI de l'UE 2022 (https://stecf.ec.europa.eu/data-dissemination/fdi_en). Source: Fig 2 de Grati et al. (2025).

Bilan

Fondés uniquement sur des données publiques et de l'information scientifique, les scores CSTEP sont compatibles avec les données réglementaires minimales (notation de base) ou optionnelles (notation avancée). L'approche de scoring incite ainsi les pêcheurs ou importateurs à fournir une information, vérifiable, utile à l'évaluation. En outre, la méthode CSTEP apparaît transparente et relativement simple à communiquer.

L'application concrète aux pêcheries européennes et françaises confirme que l'approche du CSTEP peut fournir un score pour la quasi-totalité des produits de la mer, issus des flottilles européennes ou importés. Elle permet une distribution des scores sur l'ensemble des valeurs. En prenant en compte de manière explicite des critères d'impact sur les fonds marins et sur les espèces sensibles, la notation CSTEP se rapproche des attentes des ONG et des consommateurs qui se montrent sensibles à la question des impacts du chalut ou aux risques de captures d'espèces sensibles.

Appliquée aux pêcheries MSC et de l'écolabel Pêche durable, la méthode montre la différence des démarches entre labellisation et affichage environnemental. La portée généraliste et systématique de l'affichage conduit l'approche CSTEP à évaluer le risque potentiel (approche sur les « moyens »), tandis que les labels privilégient une approche au cas par cas, basée sur les « résultats » (le risque identifié est-il avéré compte tenu des informations disponibles ?). Ainsi, alors que l'affichage est relativement standardisé, les démarches de certification requièrent un système de contrôle et d'audits complexe, chronophage et coûteux, comportant, de plus, un risque de subjectivité dans l'évaluation. La future coexistence des deux appréciations causera probablement des tensions du fait des écarts d'appréciation entre les deux systèmes, en particulier sur l'usage des chaluts de fonds ou sur les captures d'espèces sensibles.

Tableau 3-3. Comparaison entre les certifications MSC et écolabel Pêche durable avec le scoring CSTEP (données publiques pilotes) de pêcheries françaises : bonne adéquation sur le statut des populations marines, moindre sur les fonds marins et les captures accidentelles.

Sources et explications disponibles dans le rapport BiodivLabel. Etat des populations d'après Vermard et Ulrich (2024) et UICN ; rapports d'audits MSC en ligne ; score CSTEP (données de Grati *et al.*, 2025).

Principes du MSC : P1 stocks exploités durablement - P2 impact sur les écosystèmes - P3 gestion efficace ; score de performances entre 60 (performance minimale acceptable), 80 (meilleure pratique mondiale) et 100 (performance de pointe).

L'écolabel Pêche durable fournit un certificat global de conformité.

Populations marines	État des populations cibles (a)	Pêcheries labellisées MSC (b) Scores MSC	Pêcheries Ecolabel Pêche durable (c)	Scores CSTEP		
				Etat stocks (d)	Fonds marins	Espèces sensibles engins (f)
Hareng Mer du Nord	Bon état	North Sea and Eastern Channel pelagic trawl herring P1 : 83.3 - P2 : 87.3 - P3 : 89.4 (audit 2023)	France pélagique	A	1 chalut pélagique	4 ou 5
Sardine Golfe de Gascogne	Surpêché et dégradé	South Brittany purse seine sardine fishery P1 : 77.7 (FAIL) - P2 : 90.7 - P3 : 93.4 (audit 2019) (suspendue en 2019, retirée du label en 2022)	Aucune	C	1 senne, bolinche	4 ou 5
Coquille St Jacques Manche ouest	Bon état	Baie de Saint-Brieuc scallop dredge fishery (certifiée depuis 2022) P1 : 84 - P2 : 83.7 - P3 91.7 (audit 2022)	Aucune	C	3 drague	2
Merlan bleu	Surpêché	PFA, DPPO, KFO, SPSP & Compagnie des Pêches Saint-Malo Northeast Atlantic blue whiting Pelagic Trawl P1 FAIL ; P2 : 87.7 - P3 : FAIL (audit 2020) (arrêt certif. depuis 2021)	Aucune	C	1 chalut pélagique	5
Lieu noir Mer du Nord	Bon état	Scapeche, Euronor and Compagnie des Pêches de Saint-Malo saithe (certifiée depuis 2010) P1 : 80 - P2 : 81.3 - P3 : 83.5 (audit 2023)	Aucune	B	3 chalut de fond	4 ou 5
Thon rouge Atlantique	Reconstituable, en reconstitution	Aucune	OP Vendée palangre	D (e)	1 palangre	4
Thon rouge Méditerranée	Reconstituable, en reconstitution	SATHOAN French Mediterranean Bluefin tuna artisanal longline and handline fishery (certifiée depuis 2020) P1 : 84.2 - P2 : 80.7 - P3 : 84.2 (audit 2024)	SATHOAN	E (e)	1 palangre, ligne à main	4

Avie scientifique	Certification	Scores CSTEP
Bon état	Certifiée	Notes A ou 1
Reconstituable	Non certifiée	Notes B ou 2
Surpêché		Notes C ou 3
Surpêché et dégradé		Notes D-E ou 4-5

(a) D'après Vermard et Ulrich (2024) et UICN avec intégration des évaluations nationales

(b) Rapport d'audit des pêcheries françaises certifiées ou anciennement certifiées MSC, ciblant les populations en question : de haut en bas : <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=c20D11x1NzWkC1VzscL0mMFG3vA/b145E7oqStA1.tu6A+TPAIN3cTU2Beh> ; <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=75Kc582tt/PfFeREBSqhhdtjRqzZQUueje2e8iwalZE6i5JhUpZ5GTxb6w0VfRk> ; <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=ecAyamB9wA1kM8pM9Y1JLhQp1OQHryY3iQsqvIhprYXQLFqBKfUa1kQ7vcj> ; <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=HplPvYTSGQlp5AVcJ15glt7/mLhgz0/Lu+Tsk+kc8Xlp6ByGLZ0icHc4kJe> ; <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=bbmfZMfgFOH7c71och1yG5AE6CkxqTf0LlVPzj3cH44q1PpJas3hmUj6KBL9c> ; <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=D1mGkWR0w11b96gTE611MSe5E68dvCyzaR+5jdqgltiSNf6BHOuSrh0Z>

(c) Pêcheries françaises certifiées écolabel Pêche durable ciblant les populations en question

(d) Moyenne 2018-2023 - Version pilote STECF (2024), https://halieut.agrocampus-ouest.fr/discardless_app/fishing_pressure2023/ (consulté 28/01/2025)

(e) Système 1 : faute de données publiques, l'information sur le stock est moins précise (source IUCN ou analyse de sensibilité à l'échelle d'une espèce mais pas d'une population).

(f) Les risques d'impact sur les fonds marins et captures accidentelles sont liés aux types d'engins utilisés (données de Grati *et al.*, 2025)

Le recours à des niveaux de risque moyens par engin dans la notation CSTEP limite la marge de manœuvre d'une pêcherie donnée pour améliorer son score. Cela devrait inciter les pêcheries engagées dans des labels et qui ont, par conséquent, déjà réalisé le travail de documentation sur l'impact de leur pratiques, à aller vers une notation avancée, voire jusqu'aux données individuelles, de manière à ajuster l'affichage sur leurs propres données. A cet égard, le principe 3 du MSC de suivi et gestion pourrait être un atout. Labellisées ou non, les pêcheries ambitionnant d'afficher une notation avancée (i.e. riche en données) seront encouragées à améliorer leurs pratiques.

3.4. Discussion sur la quantification des impacts sur la biodiversité

Le choix épineux de l'unité « fonctionnelle »

Le choix de l'unité fonctionnelle (UF) à laquelle rapporter la mesure de l'impact environnemental des produits alimentaires a fait l'objet de débats dans le cadre de la préfiguration de l'affichage environnemental. L'UF traduit en effet la finalité attendue de l'évaluation et celle-ci n'est pas univoque du fait de la multifonctionnalité des systèmes agricoles (van der Werf *et al.*, 2020). L'alternative entre unité de surface (ha) ou unité de masse (kg, kcal) généralement mise en avant (Figure 3-6) a montré les limites respectives des deux unités : l'approche par ha (à la parcelle) mésestimant les autres échelles spatiales et l'approche par kg accordant un poids très fort au rendement ce qui privilégie les modes de production intensifs. Certains auteurs proposent d'allouer une partie des impacts de l'agriculture à chacun de ses services (ex. Boone *et al.*, 2019). Les experts de BiodivLabel ont également débattu de la question, sans résoudre les oppositions méthodologiques.

Un tour des propositions envisagées ou testées en Europe illustre cette complexité (Cicek *et al.*, 2024) : les systèmes basés sur le PEF utilisent le kilo de produit consommé, les systèmes basés sur les protocoles ISO utilisent le kilo de produit vendu dans les magasins (Inoqo en Autriche), d'autres systèmes utilisent l'apport calorifique quotidien en kcal (Beelong en Suisse) ou une unité alimentaire quotidienne (Eaternity en Suisse) ; d'autres mixent la référence au kilo et au système de production (Planet-score en France) ou aux limites planétaires quotidiennes (IGD au Royaume-Uni).

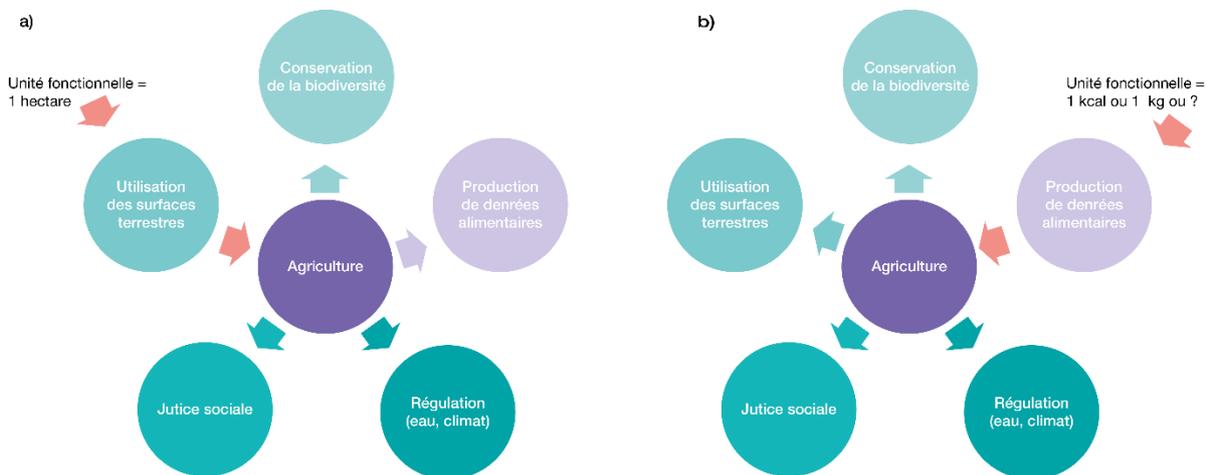


Figure 3-6. Représentation des approches multicritères : choix de l'unité fonctionnelle selon que l'on considère plutôt la gestion de l'espace (a) ou l'alimentation (b). Source : étude BiodivLabel

Les processus écologiques et l'inadéquation actuelle des échelles d'évaluation

Les méthodes d'évaluation et de quantification de la biodiversité investiguées dans l'étude BiodivLabel ont mis l'accent sur la biodiversité mesurée ou estimée au sein d'une parcelle (usage de pesticides, fertilisation), du parcellaire (rotation, diversification des cultures) ou de l'exploitation (implantation des éléments semi-naturels). Cependant, les impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité peuvent aussi être indirects, c'est-à-dire déportés dans l'espace ou différés dans le temps. La contamination de l'ensemble des milieux par les pesticides illustre cette diffusion des effets. Ils ne sont pas, non plus, toujours additifs. Il n'est donc pas évident de déduire l'impact d'un produit alimentaire à partir de la somme des impacts des pratiques sur la biodiversité au sein de parcelles agricoles.

Par ailleurs, les évaluations de la biodiversité se fondent généralement sur une mesure de richesse spécifique. Or c'est une variable très dépendante de l'échelle spatiale. De même, le niveau des communautés répond aux modifications de l'environnement à des échelles de temps plus longues que le niveau des populations ou des organismes. Les mesures « à la parcelle » ne peuvent alors pas prédire la richesse spécifique d'un paysage ou d'une région, et les mesures instantanées reflètent mal les dynamiques des communautés et méta-communautés (interactions entre communautés). Ceci est particulièrement vrai dans des paysages fréquemment perturbés, où les espèces ne sont pas stables dans le milieu. Le

passage du niveau « habitat », ou parcelle en milieu agricole, au niveau paysage nécessite de prendre en compte, au moins, les quatre processus écologiques suivants.

Le nombre d'espèces dépend de la surface d'habitat considérée. Cette relation dite 'aire-espèce' (SAR en anglais) peut s'expliquer par les phénomènes de perturbations aléatoires, d'extinction locale ou de colonisation. Elle montre qu'un même type d'habitats n'abrite pas le même nombre d'espèces si on effectue une mesure sur 1 m² ou 10 m². L'estimation des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité qui se fonde sur des observations fines (parcelle, transects de quelques m²) est donc difficilement extrapolable aux surfaces agricoles régionales, par exemple. Quelques méthodes (Kuipers *et al.*, 2019) font varier la relation aire-espèce selon des critères (milieu, intensité des pratiques) établis à partir des cartes mondiales produites par l'UICN. D'autres études suggèrent que le nombre d'espèces croît plus que proportionnellement à la part en surfaces d'agriculture biologique (Carrié *et al.*, 2022).

Le nombre d'espèces dans un paysage n'est pas la somme du nombre d'espèces de chacun des habitats qui le composent. Une large étude européenne a estimé que 49% des espèces présentes dans les paysages agricoles sont présentes uniquement dans les milieux semi-naturels de ces paysages, 25% à la fois dans les milieux semi-naturels, cultures et prairies et 26% uniquement dans le parcellaire agricole (Jeanneret *et al.*, 2021). Ces résultats s'expliquent par des phénomènes de coévolution des espèces avec les activités humaines. Or la majorité des méthodes de quantification partent implicitement du principe que les espèces des milieux agricoles sont un sous-échantillon des espèces des milieux semi-naturels. Ainsi, même si les méthodes CONTRA-BiodivLabel et BVIAS intègrent l'effet des variables « diversité des cultures », « taille moyenne des parcelles » et « densité de milieux semi-naturels », celles-ci n'évaluent pas la biodiversité de l'ensemble des habitats qui constituent le paysage. D'autres tentatives méthodologiques de prise en compte de la biodiversité au niveau du paysage (SALCA-BD) ont eu un succès limité (Klein *et al.*, 2023).

La biodiversité des milieux semi-naturels varie selon l'intensité des pratiques dans les milieux agricoles voisins ou connectés. Les études sur les impacts de l'agriculture sur les milieux semi-naturels sont lacunaires. L'approche ACV/PEF traite principalement des impacts indirects dans les milieux aquatiques (écotoxicité et eutrophisation), même si d'autres dimensions sont considérées (acidification, usage des terres, changement climatique). L'expertise collective sur les impacts des pesticides sur la biodiversité et les services écosystémiques (Leenhardt *et al.*, 2022) a montré que les effets des pesticides sont sous-estimés car ils contaminent tous les milieux y compris les aires protégées, même si l'on ne sait pas quantifier leurs effets à distance des sites de traitement, faute de données à large échelle (Leenhardt *et al.*, 2022). Des études de cas renseignent également les effets négatifs de l'intensité des pratiques agricoles sur la biodiversité de milieux adjacents (haies, bandes enherbées, forêts; par ex. Fried *et al.*, 2018) et inversement, des études documentent le gain en biodiversité lorsque la part de l'agriculture biologique s'accroît dans le paysage. Par exemple : +50% d'espèces d'abeilles dans les bandes en jachère entre un territoire ayant 5% de surface en agriculture biologique et celui qui en a 20% (Holzschuh *et al.*, 2008); un paysage majoritairement cultivé en agriculture biologique contient +20% de richesse spécifique pour les plantes sauvages intra-parcellaires. Ces résultats, pas encore consolidés, font penser que la méta-analyse de référence de Tuck *et al.* (2014) sous-estime sans doute l'impact positif de l'agriculture biologique en se fondant sur la biodiversité à la parcelle.

La biodiversité répond aux changements environnementaux avec un certain délai. Ce délai varie selon les taxons et le paysage, mais il peut être important. La plupart du temps, les études sont des comparaisons synchroniques, et non diachroniques (avant/après). Une étude suédoise récente compte deux fois plus d'espèces végétales sauvages dans les fermes biologiques, 30 ans après leur conversion comparé à juste après la conversion (Carrié *et al.*, 2022). Ce laps de temps pourrait être dû à la rémanence des pesticides, à la lente restauration des populations de pollinisateurs, ainsi qu'à la faible capacité de dispersion de certaines espèces. Comme pour le point précédent, cela amène à penser que les effets positifs de l'agriculture biologique sont potentiellement sous-estimés, car les études comparant la biodiversité dans les parcelles biologiques et conventionnelles ne prennent pas en compte l'histoire des parcelles. Elles peuvent notamment sous-estimer le gain attribué aux rotations plus longues observées en agriculture biologique (Barbieri *et al.*, 2017; Beillouin *et al.*, 2021).

Ces processus écologiques ont un impact significatif sur la biodiversité. Leur non-prise en compte est donc susceptible d'influencer considérablement la quantification des impacts des modes de production agricole sur la biodiversité, conduisant à une sous-estimation des bénéfices de certains modes de production ou labels pour la biodiversité. Il faudrait donc *minima* intégrer les impacts liés aux processus écologiques connus dans la quantification des impacts des différents modes de production agricole sur la biodiversité.

En arrière-plan, la controverse « *land sparing/land sharing* »

Enfin, plus que sur l'unité fonctionnelle, la discussion montre que l'on bute sur une hypothèse controversée : l'alternative « *land sparing* » / « *land sharing* ». Pour revenir à ses fondements, au début des années 2000, les écologues (Green *et al.*, 2005) identifient deux stratégies pour lutter contre le déclin de la biodiversité tout en continuant à nourrir la population humaine en augmentation :

- Intensifier la production agricole afin de libérer des surfaces qui pourront servir à préserver ou restaurer des habitats dédiés à la conservation de la biodiversité, c'est le « *land sparing* » (gestion séparée en français).
- Réduire l'intensité des pratiques agricoles, notamment l'usage des pesticides, pour concilier production agricole et conservation de la biodiversité au sein des parcelles, c'est le « *land sharing* » (gestion partagée en français).

Cette alternative repose sur l'hypothèse que la relation entre rendement et biodiversité par surface de production suffit pour identifier la stratégie optimale. Green *et al.* (2005), suivis par d'autres auteurs, concluent que le « *land sparing* » est la stratégie la plus efficace pour protéger la biodiversité tout en continuant à produire la même quantité de nourriture, que ce soit dans les milieux agricoles (Bateman et Balmford, 2023) ou dans les milieux marins (Erm *et al.*, 2023). A l'inverse, d'autres auteurs démontrent l'intérêt de concilier production agricole et conservation de la biodiversité au sein des parcelles (Wurz *et al.*, 2022).

Très polarisées, ces deux visions stratégiques ont des répercussions concrètes en matière de politiques publiques.

La stratégie du « *land sparing* » incite à combiner augmentation de la productivité agricole et augmentation des aires protégées strictes. La stratégie du « *land sharing* » se traduit par des politiques publiques en faveur de pratiques moins intensives, agroécologiques, telles que le soutien à l'agriculture biologique ou à l'agroforesterie, ou aux parcs naturels régionaux. Dans le débat sur l'unité fonctionnelle pour l'affichage environnemental des produits alimentaires, l'unité de produit est considérée comme favorisant le « *land sparing* » (minimisation de l'impact par kilo d'aliment produit), tandis que l'unité de surface est considérée comme favorisant le « *land sharing* » (minimisation de l'impact par hectare de terre cultivée).

Ce qui est remarquable c'est la stabilité du cadre conceptuel de départ malgré les nombreuses limites apportées depuis, au niveau écologique, agronomique, économique ou social (par ex. : Kremen, 2015). On peut retenir ici deux limites sur le plan écologique et quatre au niveau socioéconomique.

Sur le plan écologique :

- Identifier la stratégie optimale à partir de la relation entre le rendement et un indicateur de biodiversité fait abstraction de la variabilité de cette relation en fonction des espèces et des EBV. Cela fait également abstraction du fait que les espèces mobiles répondent davantage à la qualité du paysage qu'à la qualité du patch d'habitat semi-naturel ou qu'à l'intensité des pratiques au sein de la parcelle (Esler, 2000). Or la revue réalisée par Sidemo-Holm *et al.* (2021) montre que la plupart des études se rapportant au débat « *land sparing - land sharing* » se concentrent sur des groupes taxonomiques mobiles (oiseaux, arthropodes, mammifères).
- Le débat « *land sparing - land sharing* » s'affranchit des échelles spatiales et temporelles. Certains types de paysages peuvent donc être alternativement considérés comme du *land sparing* (zones agricoles / milieux naturels) ou du *land sharing* (mosaïque paysagère). Le débat repose également sur une vision locale et statique de la biodiversité et du rendement, qui ne prend pas en compte les dynamiques des communautés, ou les rotations culturales. Ces limites affaiblissent l'extrapolation des résultats à des niveaux d'organisation écologique supérieurs.

Sur le plan socio-économique :

- Le débat « *land sparing - land sharing* » occulte les dynamiques socio-économiques associées à l'usage des terres (Meyfroidt *et al.*, 2022). Ceux-ci suivent des motifs complexes, en particulier parce que les usages sont interconnectés d'un endroit du monde à un autre. Il est donc difficile de faire l'hypothèse que l'usage d'une surface de terre est indépendant de l'usage d'autres surfaces voisines ou lointaines. C'est pourtant ce qui est fait dans la majorité des études sur ces questions.
- Le cadre conceptuel suppose aussi de pouvoir limiter les surfaces agricoles (et le niveau de consommation) afin de préserver les espaces naturels. Des travaux en économie ont démontré l'irréalisme d'une telle hypothèse. Desquilbet *et al.* (2017) expliquent que l'agriculture intensive, par un effet rebond, peut parfois augmenter la taille du marché : la hausse du rendement améliore l'efficacité du travail ce qui permet d'exploiter de nouvelles

ressources dont des terres agricoles (paradoxe de Jevons décrit par Alcott (2005)). Les pays à revenus faibles et intermédiaires sont particulièrement soumis à ces effets rebond. Ils peinent à augmenter les superficies attribuées à la protection de la biodiversité (García *et al.*, 2020).

- L'efficacité de la stratégie « *land sparing* » nécessite d'augmenter les surfaces des aires protégées et de garantir des niveaux de protection forts (conformément aux objectifs de la COP Biodiversité : 30% dont 10% en protection forte). Or c'est un objectif difficile. A titre d'exemple, environ 6% des aires protégées au niveau mondial sont cultivées, et ce pourcentage augmente lorsque le potentiel agricole augmente (Vijay et Armsworth, 2021). Ces études invitent donc à nuancer la relation mécanique « meilleur rendement = meilleure préservation de la biodiversité ».
- Enfin, l'analyse sociologique de la littérature scientifique et des discours des acteurs explique la longévité de la controverse²⁶ : par les différences de perceptions sur la place des humains dans ou en dehors de la nature entre les deux stratégies ; par la séparation entre les réseaux de scientifiques qui travaillent sur le « *land sparing* » et ceux qui travaillent sur le « *land sharing* » ; et par l'intérêt des agro-industries envers les modes de production intensifs en intrants et technologies (Loconto *et al.*, 2020).

Questionnements parallèles sur la quantification des impacts de la pêche sur la biodiversité

Choix de l'unité fonctionnelle. Contrairement à l'agriculture, l'unité fonctionnelle avait jusqu'à présent fait l'objet de peu de débats scientifiques sur le volet pêche du fait du développement limité des études ACV. Le débat a émergé pendant la phase de concertation sur la construction de l'affichage environnemental pour les produits de la mer. Les enjeux d'unité se posent entre une unité de produit par tonne *versus* une unité de population marine, l'alternative ressemblant au débat tonne (ou kilo) *versus* hectare pour l'agriculture.

On a vu que la gestion des pêches repose sur les notions de surpêche et de bon état écologique, définies par le RMD (chapitre 2). L'unité fonctionnelle est alors le « stock », c'est-à-dire la part d'une population marine exploitable, soit les individus adultes. Les indicateurs (pression et/ou biomasse) représentent une proportion entre le volume de capture et le volume total dans la mer. Ils n'expriment pas une valeur absolue. A titre d'exemple, le suivi annuel de Vermard et Ulrich (2024) de l'état des 170 populations marines (69 espèces) exploitées par les pêcheries françaises mesure leur surpêche de la même manière pour toutes les populations quelle que soit leur part dans l'alimentation : plus de 25 000 t par an pour le merlu, le hareng ou les coquilles Saint-Jacques, ou quelques kilos par an seulement pour des espèces très peu pêchées (aiguillat, brosmes, grenadier...).

A l'inverse, la méthode ACV développée par Hélias *et al.* (2018 ; 2023) adopte une unité fonctionnelle au kilo pour quantifier l'épuisement des ressources halieutiques. Usuelle dans les ACV, elle permet de respecter, entre autres, le principe d'additivité : « deux kilos consommés ont deux fois plus d'impacts qu'un kilo consommé ». Cependant, il en résulte que les populations présentant de gros volumes de capture auront un impact relatif plus faible que le même volume de captures dans une population plus petite. Cela conduit à penser qu'il est préférable de consommer un kg de poisson d'une grande population que d'une plus petite et ce même si la grande population est davantage surpêchée. En ce sens, l'approche ACV n'est pas pleinement alignée avec les politiques mondiales de gestion de la pêche, ni avec l'approche du CSTEP, qui favoriseront toujours l'absence de surpêche.

Par ailleurs, si la notation du CSTEP basée sur le RMD ne suit pas le principe d'additivité *stricto sensu*, les auteurs estiment toutefois qu'il l'est implicitement car la quantité de poisson consommé n'est pas déterminée par la demande, mais par des quotas réglementaires (les Totaux autorisés de capture, TAC). Or ces quotas sont fixés grâce au suivi scientifique de l'état des populations marines pêchées. Une consommation trop importante -surpêche- conduit le législateur à baisser le quota : il y a donc une relation indirecte entre le fait de consommer un ou deux kilos d'une ressource, au temps *t*, dans l'approche par populations marines.

Echelles spatiales et temporelles des études d'impact. Une pêche écologiquement durable implique que l'écosystème reste sain et fonctionnel et que le niveau de pêche, qui dépend de cet écosystème, reste suffisamment modéré pour ne pas dégrader cet écosystème de manière significative, voire irréversible. Prendre en compte la temporalité est important : une surpêche chronique d'une population marine nombreuse dégrade progressivement son « capital naturel », même si les

²⁶ Voir : http://landsystems-lab.earth/publication/meyfroidt_2024/ [Consulté en janvier 2025]

captures peuvent augmenter pendant une période. La morue de Terre-Neuve (Canada) est un cas emblématique : pendant plus de 500 ans, les captures de morue ont été stables autour de 150-200 000 t par an. Puis, à partir des années 1950, la motorisation des bateaux a augmenté la puissance de pêche, les captures se sont accrues pendant plus de 20 ans, suivies par un effondrement quasi irréversible au début des années 1990. En appliquant à la morue un raisonnement simplifié de l'ACV, Poux (2023) explique comment l'impact environnemental, principalement déterminé par le ratio kg morue/kg de fuel, aurait montré un résultat le moins négatif au moment du pic de captures, c'est-à-dire juste avant l'effondrement de la population de morue. Cet exemple montre que sans indicateurs de suivi des populations, les estimations d'impact sur l'écosystème peuvent être erronées.

Les questions spatiales en mer trouvent aussi leur pendant du débat « *land sparing/land sharing* » dans la controverse sur l'interdiction ou non des activités de pêche dans les aires marines protégées (AMP). Interdire revient à cloisonner l'espace marin entre zones exploitées et protégées, ce qui s'apparente à l'idée du *land sparing* ; réduire la pression de pêche partout revient à du *land sharing*. Le bénéfice attendu d'une interdiction pour la biodiversité globale dépend – comme pour l'agriculture – de l'hypothèse d'un report de l'effort de pêche en dehors des zones protégées (souvent à la périphérie). Or des impacts négatifs accrus ont été observés à proximité des aires marines protégées.

Ainsi les enjeux liés à l'unité fonctionnelle et aux échelles d'analyse sont également pertinents à discuter pour la quantification des impacts de la pêche, bien que les conditions de production soient très différentes. Ils le sont sans doute tout autant pour les impacts de l'aquaculture, bien que ce sujet n'ait pas pu être abordé dans l'étude BiodivLabel.

4. Effectivité et efficacité des engagements des labels

Ce chapitre porte l'attention sur le fonctionnement des labels afin d'appréhender l'effectivité des promesses annoncées dans les cahiers des charges et l'efficacité des labels comme instruments volontaires de régulation environnementale pour les produits alimentaires. Nous verrons comment les labels s'assurent que les recommandations ou obligations des cahiers des charges entrent effectivement dans la routine des producteurs et comment ces garanties sont maintenues, ou pas, jusqu'au consommateur. Puis nous aborderons leurs modèles économiques, l'évolution de l'encadrement réglementaire, et enfin les tendances qui s'amorcent dans des initiatives récentes.

4.1. Identification des fonctions institutionnelles qui modulent la mise en œuvre des règles du label

Le logo d'un label apposé sur un produit n'est que la partie visible derrière laquelle un ensemble de règles œuvre à la réalisation des « promesses » du label. Statut, charte, règlement intérieur, référentiel, cahier des charges, plan de contrôle, protocole de certification, manuel pratique, standard de traçabilité, règlement d'usage... décrivent le « design institutionnel » des labels (Marx *et al.*, 2022). C'est-à-dire l'agencement et l'organisation des instances fonctionnelles et décisionnaires du label qui interviennent à différentes étapes pour élaborer et faire respecter la conformité de ses engagements.

L'Infographie 6 synthétise les principales informations développées dans cette section.

Construction d'une grille d'analyse des designs institutionnels

Les sciences de gestion distinguent quatre fonctions stables dans le design institutionnel de tous les labels :

- **La normalisation** qui est l'activité d'élaboration du cahier des charges ou référentiel ou norme par chaque label. Dans l'étude BiodivLabel, « cahier des charges » englobe l'ensemble de ces termes. Il s'applique à tous les opérateurs adhérents du label et est révisé périodiquement.
- **L'attestation** qui regroupe les modalités d'audit et de contrôle attestant de la conformité entre les pratiques des opérateurs et le cahier des charges. La conformité est au cœur de la certification. Elle peut être dichotomique (oui/non) ou inclusive, c'est-à-dire inclure une gradation dans les engagements (cas du MSC) ou par niveau (ex : RSPO). Les modèles de contrôle se sont structurés selon les rôles accordés aux différentes parties prenantes de la labellisation (Loconto, 2017).
- **La détermination** qui assure le suivi post-audit, la gestion des cas de non-conformité et le renouvellement de la certification. Cette fonction garantit l'interprétation de ce qui est déterminant dans le label.
- **La traçabilité** c'est-à-dire la mise à disposition de toute l'information nécessaire pour vérifier les engagements tout au long de la vie du produit jusqu'au consommateur final (ISEAL Alliance, 2016). Plusieurs modèles de chaînes de traçabilité (*chain of custody*) sont possibles, voire coexistent, pour un même label.

Les acteurs qui interviennent dans chacune de ces activités varient. Le Tableau 4-1 recense les principales configurations que l'on rencontre. Il s'inspire du cadre d'analyse « *Regulator, Intermediary and Target* » proposé par Abbott *et al.* (2017) qui distingue : les régulateurs (créateurs et gestionnaires) du label (R) qui élaborent et régulent la norme ; les intermédiaires (I) qui peuvent être des organismes de contrôle ou d'accréditation ; et les cibles (T pour *Target*) qui sont les producteurs (opérateurs), ainsi que les consommateurs et/ou des entreprises de transformation alimentaire.

Résultats pour les labels étudiés

Normalisation : une gouvernance plus ou moins proches des producteurs. La place des opérateurs dans la création du cahier des charges varie. Pour les certifications AOP/IGP et Label Rouge, les producteurs, organisés en groupements, proposent le cahier des charges et les points de contrôle. Ce processus de normalisation endogène est encadré par le règlement européen (pour les AOP/IGP) et par le code rural et de la pêche maritime (AOP et produits Label Rouge), et le cahier des charges homologué par l'Inao. Dans les cas de RSPO, RTRS, Nature & progrès, Demeter et Bleu-Blanc-Cœur, les labels

confient l'élaboration du cahier des charges à un comité d'experts et organisent une représentation des producteurs et des transformateurs/consommateurs destinataires dans les instances décisionnaires. L'agriculture biologique, l'écolabel Pêche durable, HVE, Rainforest Alliance, MSC et ASC mobilisent différents comités techniques, scientifiques et consultatifs associant des représentants publics et privés qui vont participer à l'élaboration du cahier des charges. On parle alors de normalisation participante. Cette participation s'appuie plus ou moins (ASC) sur des instances représentatives. Enfin, les créateurs et destinataires du label peuvent être indépendants. La normalisation est alors exogène.

Attestation et détermination : des modalités de contrôle plus ou moins déléguées à des tiers. La vérification de la conformité s'organise selon deux modèles : le contrôle par tierce partie indépendante ou bien l'évaluation par seconde partie qui implique les opérateurs dans la phase de contrôle. L'analyse des différents labels a permis d'identifier sept configurations mettant en évidence une diversité d'approches et d'externalisation des activités d'attestation (contrôle) et de détermination (octroi, retrait, renouvellement de la certification) par les gestionnaires du label.

Tableau 4-1. Synthèse des éléments de design institutionnel des labels : fonctions et acteurs selon la grille d'identification de Abbott et al. (2017), avec les régulateurs R (R : organisme public ; r1 : créateur du cahier des charges, r2 : décisionnaire), les intermédiaires I (i1 : organisme de contrôle) et les cibles de la certification T (t : opérateurs/producteurs, t' : acheteur, consommateur) et b : industriel ou commerçant dans la chaîne de valeur. Source : étude BiodivLabel.

Élément de design institutionnel	Qualification de cet élément	Description du rôle des parties prenantes du label / méthode de traçabilité
Normalisation (création du label) <i>Qui crée les règles et le cahier des charges ? Et qui le renouvelle ?</i>	Normalisation endogène	Les créateurs (r1) et décisionnaires (r2) de la norme sont également les destinataires de la norme (t)
	Normalisation représentative	Des représentants des destinataires de la norme (t) prennent part à son adoption mais ne sont pas inclus dans sa création
	Normalisation participante	Des représentants des destinataires de la norme (t') sont associés au processus d'élaboration de la norme mais pas à la décision
	Normalisation exogène	Les créateurs (r1) et décisionnaires de la norme (r2) sont extérieurs à son application par les destinataires de la norme (t)
Attestation (types de contrôle) <i>Qui est en charge des audits et contrôles ? Qui accrédite leur qualité ?</i>	Attestation par seconde partie	Les opérateurs impliqués dans la chaîne de commercialisation (b) ou (t) et/ou le processus de normalisation (r) sont impliqués dans des fonctions d'audit et de contrôle
	Attestation par tierce partie indépendante accréditée	Les audits sont menés par un organisme de contrôle (i1), lui-même certifié par une structure d'accréditation (i2)
	Attestation par tierce partie indépendante non accréditée	Les audits de contrôle sont menés par un organisme de contrôle (i1), choisi par le titulaire du label (r), en fonction de critères qui lui sont propres
Détermination (gestion des non-conformités, renouvellement certif.) <i>Qui est en charge du suivi des (non) conformités aux règles du label ? Qui attribue le label ?</i>	Détermination par seconde partie, séparée	Les activités de détermination du label sont assurées par des représentants des cibles de la norme (t'), mais organisés à l'intérieur des structures de gouvernance du label (r) afin d'assurer une séparation des rôles
	Détermination par tierce partie	La détermination est effectuée par les instances en charge de la normalisation du label, qui n'ont pas de relation directe avec les destinataires de la règle (r ou R)
	Détermination par tierce partie déléguée	Une majeure partie des activités de détermination est déléguée par le gestionnaire du label à un intermédiaire (souvent l'organisme de contrôle, i1)
Traçabilité (chaîne de transmission des attributs) <i>Quel est le modèle de traçabilité jusqu'au consommateur final ?</i>	Traçabilité intégrale	Avec identité préservée : le produit est physiquement séparé tout au long de la chaîne de production, son origine est conservée et documentée jusqu'au consommateur final.
		Avec identité ségréguée : le mélange de produits du même label est autorisé. Ils restent séparés physiquement des flux de autres produits.
	Traçabilité partielle	Avec bilan de masse à l'échelle du lot : le mélange avec un ratio minoritaire de produits non certifiés est permis. Ce ratio constant est tracé
	Traçabilité découplée	Avec bilan de masse à des échelles plus larges (sites, groupement d'achats) : la proportion de produits certifiés devient minoritaire
Avec achat de crédits : le produit et le certificat sont dissociés. Le produit certifié est vendu sur les marchés classiques. Mais le fait d'avoir été produit selon le cahier des charges ouvre un crédit que le titulaire du label vend sur une plateforme dématérialisée.		

Concernant le contrôle, le modèle de certification par tierce partie est le plus couramment utilisé. Il fait appel à un organisme certificateur indépendant qui vérifie la conformité aux exigences du label (audit). Des nuances existent à l'intérieur de ce modèle, selon un gradient d'institutionnalisation et de standardisation de la pratique de contrôle : fort si l'organisme certificateur est accrédité ISO 17 065 (modèle dominant dans les standards privés de durabilité) ou moins fort si l'organisme certificateur est choisi directement par le titulaire du label. L'UE a statué pour une certification par tierce partie indépendante pour les labels publics volontaires, alignant ses réglementations sur les normes ISO. MSC, ASC et RSPO utilisent un système d'accréditation non-ISO via l'Assurance Service International (ASI). D'autres, comme Demeter, choisissent d'agréer directement leurs organismes certificateurs. Le second modèle d'attestation, appelé "Systèmes participatifs de garantie" (SPG), implique les acteurs de la chaîne de production et de distribution dans le processus d'audit et de certification. Ce système qui favorise la proximité avec les réalités du terrain et permet une adaptation aux spécificités locales, est celui de Nature & Progrès.

Si certains labels gèrent en interne la décision finale d'attribution du label (modèle classique), ils sont de plus en plus nombreux à externaliser cette fonction à des organismes certificateurs. Cette externalisation-standardisation de la gestion de la certification permet une certaine économie d'échelle. Elle s'observe notamment sur des labels à destination de chaînes de valeur globales (MSC, ASC) et de filières de commodités agricoles (RTRS, RSPO). Certaines certifications environnementales publiques sont également gérées sur ce modèle (HVE).

Cette standardisation des pratiques de contrôle s'est progressivement organisée, à l'international, autour de l'Alliance ISEAL et de son référentiel commun – l'Assurance Code – qui promeut le contrôle par tierce partie. Cependant, on observe récemment l'affirmation de modèles alternatifs par seconde partie et des variations apportées au modèle classique, en réponse aux enjeux de rentabilité et de flexibilité dictés par les logiques de fonctionnement des chaînes globales de valeur alimentaires.

Traçabilité : modalités de transmission des attributs du label. Trois configurations coexistent (Tableau 4-1). La traçabilité est intégrale lorsque les produits certifiés sont transportés, transformés et commercialisés séparément des produits conventionnels. La transparence est maximale et l'identité « physique » du produit est préservée tout au long de la chaîne. La traçabilité est partielle lorsque la ségrégation des produits labellisés autorise le mélange des lots entre des produits certifiés similaires. La traçabilité physique du produit diminue.

Le modèle dit de « bilan de masse », largement utilisé dans les marchés du thé, café, soja, huile de palme, etc., mélange les produits certifiés et conventionnels selon des proportions variables. Si le mélange se fait au niveau d'un lot, la proportion de produits labellisés est généralement élevée : la traçabilité reste partielle. Elle est découplée lorsque le modèle de traçabilité dissocie la certification et le produit physique, soit parce que le bilan de masse n'assure pas un ratio majoritaire de produits labellisés, soit parce qu'on est dans un système de crédits (*book and claim*) où le lien au produit se perd complètement. Cette option récente est prisée lorsque les opérateurs veulent tenir des engagements de durabilité mais ne veulent, ou ne peuvent, pas changer la structure des marchés. Les produits labellisés sont alors vendus indistinctement sur le marché agroalimentaire classique. Le consommateur n'a pas la garantie de manger le produit certifié, mais il est assuré qu'une quantité identique à celle qu'il achète a été produite selon les règles du label. Parallèlement, le fait d'avoir été produit selon le cahier des charges ouvre un crédit que le titulaire du label vend sur une plateforme dématérialisée. La création de crédits biodiversité, à l'instar des crédits carbone, était au cœur des discussions de la COP 16 Biodiversité en novembre 2024.

Propositions d'attributs institutionnels en mesure d'assurer la conformité aux règles et l'adhésion des producteurs et pêcheurs aux bonnes pratiques

Au-delà des bénéfices attendus grâce au cahier des charges, l'efficacité du label dépend d'une part de sa capacité à faire adopter des règles par de nombreux opérateurs, et d'autre part, de sa capacité à accompagner l'intégration des exigences, par les opérateurs, dans leurs pratiques, sans se décourager, ni contourner les règles même s'ils ne parviennent pas à obtenir les résultats souhaités.

Dans cette optique, Nava et Tampe (2023) proposent de considérer la démarche de labellisation de manière dynamique : à la phase d'entrée dans la démarche de labellisation, succède la phase d'intégration, c'est-à-dire d'inscription des règles du cahier des charges dans les routines productives des opérateurs. Ces deux moments, difficilement dissociables, présentent des risques de découplage règles/pratiques ou fins/moyens qui peuvent se traduire par un manque d'adhésion, par un manque d'appropriation des objectifs et règles du label, ou par une inadéquation entre les règles et leur contexte d'application qui ne permet pas de changer durablement les pratiques des opérateurs.

Les deux auteurs identifient trois sources de tensions susceptibles de peser dans cette balance bénéfique/risque : 1) la relation de proximité à la source de la règle (= les créateurs du cahier des charges); 2) la place laissée à l'autonomie lors de l'application du cahier des charges; et 3) les sources d'interprétation dans l'appropriation des recommandations et prescriptions. Ces sources de tensions correspondent à trois dimensions du design institutionnel des labels que nous avons identifiées : la normalisation, l'attestation et la détermination. Les designs institutionnels révèlent comment les labels arbitrent ces tensions. Certains attributs des designs institutionnels prennent, plus facilement que d'autres, en charge ces tensions, et peuvent limiter les risques de découplage sans avoir recours à des mesures additionnelles.

Résultats pour les labels étudiés

La page de gauche de l'Infographie 6 décrit ces tensions et positionne les 13 labels étudiés à chaque étape.

Balance bénéfique/risque de la proximité à la source de la règle. Lorsque la création du cahier est endogène, la création et l'adoption de la norme sont entre les mains des mêmes personnes. L'intégration des règles sera alors *a priori* bonne. Cependant, il peut y avoir un risque que le cahier des charges n'intègre pas de grosses contraintes que ses créateurs s'imposent à eux-mêmes, et soit donc moins exigeant sur certains changements de pratiques. Concernant la dynamique d'adhésion, il peut être difficile de rentrer dans un groupe auto-constitué, en revanche les liens d'adhésion sont *a priori* forts. A l'inverse, dans une normalisation exogène, l'adhésion est facilitée par les gages de reconnaissance d'un cahier des charges extérieur aux opérateurs; en revanche, les producteurs doivent trouver les procédures et techniques qui leur permettront d'adapter les préconisations du label à leur contexte local.

Dans notre échantillon, la majorité des labels se situe dans des configurations intermédiaires qui associent titulaires du label, gestionnaires de la norme et opérateurs selon des formats plus ou moins participatifs ou représentatifs. Elles apparaissent mieux à même d'absorber la tension entre adoption et intégration des règles, alors que les normalisations endogène et exogène nécessitent des mécanismes additionnels pour équilibrer ou compenser les risques. Par exemple, l'AOP Comté et les produits Label Rouge qui ont une normalisation endogène limitent le risque par une validation légale de la norme par la puissance publique. Les labels adossés à un cahier des charges international vont, eux, devoir décliner leur référentiel par régions et types de production. C'est le cas, par exemple, d'ASC dont le référentiel s'appuie sur le Code de bonnes pratiques de pêche durable de la FAO (l'article 9 couvre l'aquaculture).

Balance bénéfique/risque dans l'application et la gestion des écarts à la norme. La gestion du cahier des charges dans le temps peut offrir plus ou moins de latitude aux opérateurs. La variété des designs traduit l'arbitrage difficile de cette question. D'un côté, un label qui s'adresse potentiellement à un grand nombre d'opérateurs a besoin d'une forte formalisation des règles et d'une standardisation des contrôles. De l'autre, l'appropriation effective du cahier des charges dans les routines des opérateurs plaide pour une dose d'autonomie dans la phase d'appropriation et d'adaptation des pratiques au contexte spécifique de l'opérateur. Le recours à une tierce partie indépendante garante de l'autonomie de la certification est de plus en plus exigé. Elle est néanmoins de plus en plus discutée par la Recherche et les acteurs.

Ce modèle a en effet favorisé l'émergence d'intermédiaires privés, les organismes de contrôle, qui en vérifiant régulièrement les pratiques des opérateurs, assurent une médiation entre ces opérateurs et les titulaires du label. Ce faisant, ils induisent une distanciation entre les titulaires du label et les opérateurs qui peut se traduire par une conformité apparente, sans réel changement des pratiques. La diversité des stratégies d'accréditation observée – ISO, non-ISO, accréditation déléguée, non-accréditation... – montre la recherche de manières de faire pour moduler ces effets en permettant une souplesse dans l'interprétation des règles (loyauté à l'esprit du label) et d'allier aux opérations de contrôle, une forme d'apprentissage de la conformité.

Seule la traçabilité intégrale garantit l'origine et la certification du produit consommé. La traçabilité jusqu'au consommateur est peu traitée dans la littérature. Hinkes et Peter (2020) l'expliquent par le fait que les travaux sur les labels reposent tous sur le postulat que le consommateur est mieux informé grâce au logo du label, et qu'en retour ses achats encouragent la production des produits labellisés. Les modèles de traçabilité se sont pourtant beaucoup diversifiés depuis le début des années 2000. Parmi les trois modalités présentées plus haut (Tableau 4-1), seule la traçabilité intégrale garantit au consommateur l'origine du produit.

En effet, les échanges sur les marchés mondiaux (soja, huile de palme, cacao, café, thé, poisson...) ne se prêtent pas bien aux modèles de traçabilité intégrale ou partielle parce qu'ils nécessitent une segmentation des filières et des volumes, par cahier des charges, à toutes les étapes du stockage, du transport et de la transformation. Cela met à mal les économies d'échelle des modèles commerciaux agroalimentaires globaux (Amiel *et al.*, 2019). C'est pourquoi la traçabilité découplée a été privilégiée. En contrepartie, le consommateur n'a pas la garantie que ce qu'il mange soit issu d'une production certifiée.

D'autres problèmes découlent d'une traçabilité découplée. Le risque de fraude augmente : création de faux certificats, fraude dans les registres... (Heron *et al.*, 2018). Par ailleurs, le partage des responsabilités entre les plateformes qui administrent l'échange de crédits et les labels n'est pas clair : l'organisation RSPO est-elle, par exemple, responsable des certificats de durabilité échangés sur GreenPalm – organisation privée qui administre le système d'achat/vente de crédits – ou pas ? Mais surtout, en créant une opportunité marchande pour des certificats de durabilité, les acteurs économiques et les pouvoirs publics se détournent de l'objectif premier de développer des filières durables. Une étude note même que le découplage de la certification et du produit aurait tendance à réduire la quantité de soja produite selon des critères « zéro déforestation » (Mol et Oosterveer, 2015). C'est pourquoi nous avons gradué la robustesse de la traçabilité selon les critères de transparence et de crédibilité (Tableau 4-2).

Le tableau synthétique 4-2 offre une vue d'ensemble des designs institutionnels des labels au regard des niveaux de risques de découplage assumés aux phases d'adhésion ou d'intégration du label. Plus les couleurs sont denses, plus les labels devront mettre en place des mesures additionnelles pour limiter certains risques de découplage. Au contraire les couleurs pâles traduisent des approches plus équilibrées entre risques.

Design institutionnel	Dem	AB	N&P	HVE	Comté	LR	BBC	RA	RSPO	RTRS	ASC	MSC	EPD
Normalisation													
Attestation													
Détermination													
Traçabilité													

Plus d'adhérents au label



Plus de modifications dans les pratiques

Tableau 4-2. Comparaison des stratégies de gestion des risques de découplage dans les labels

Un profil entièrement vert indique une stratégie inclusive tournée vers l'adhésion, mais un risque plus fort de non-respect du cahier des charges. Un profil entièrement pourpre indique une stratégie moins inclusive qui cherche à garantir l'intégration du cahier des charges dans les routines productives des opérateurs. Un profil diversifié de couleurs et des couleurs plutôt pâles révèlent une gestion nuancée des risques. Source : étude BiodivLabel.

Enfin, les exigences accrues en termes de transparence font écho à au moins trois réflexions issues de l'analyse des cahiers des charges et du design institutionnel des labels. La première concerne la traçabilité dont nous avons montré qu'elle doit être intégrale pour garantir l'origine et le mode de production du produit ; ce qui suppose de revoir profondément l'organisation des filières. La deuxième aborde l'accès aux informations : seule une minorité des labels étudiés publie en libre accès les rapports d'audits, sur son site Web (ex : MSC, ASC...). Cette transparence, utile pour expertiser les labels, est mise en avant pas les labels privés. Ce n'est en effet pas le cas des labels publics (la norme ISO garantit la confidentialité des données des opérateurs). La troisième réflexion souligne la difficulté d'évaluer les labels du fait des révisions fréquentes de leurs cahiers des charges. Ces actualisations créditent leur bonne volonté à s'améliorer en continu, mais complique toute évaluation un peu lourde, celle-ci étant soit déjà, soit prochainement, caduque. La moitié de notre échantillon de labels (6/13) a modifié son cahier des charges au cours des 2 années ou s'appête à le faire, la période de transition/consultation pouvant être longue (ex : 2022-2026 pour le MSC).

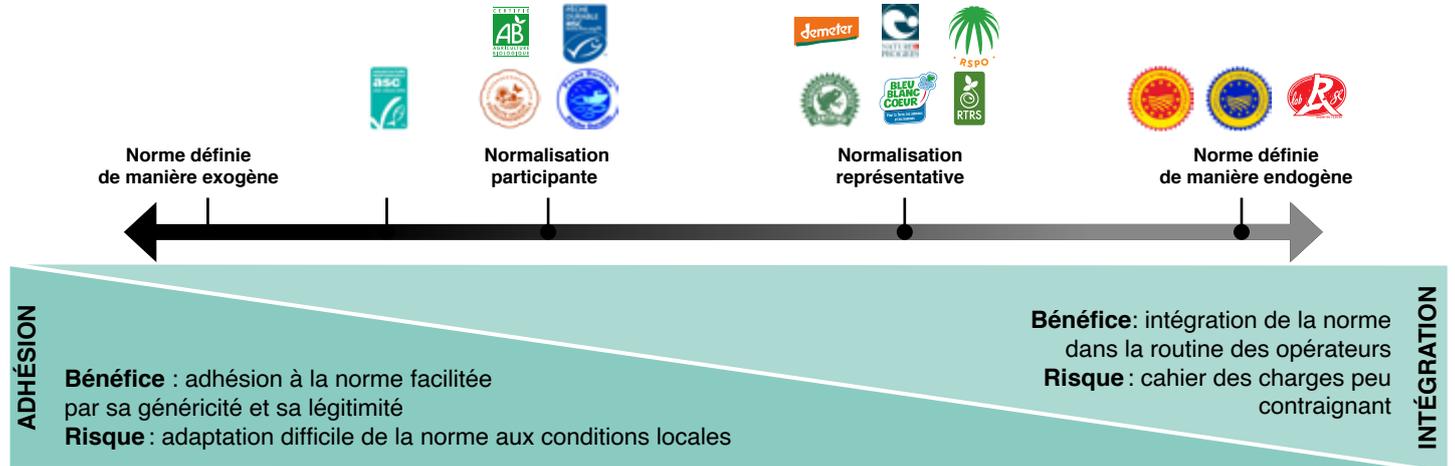
Infographie 6 - Tenir les promesses : le design institutionnel des labels

DÉMARCHE DE LABELLISATION : UN PROCESSUS DYNAMIQUE

Les labels doivent arbitrer des tensions entre adhésion et intégration de changements de pratiques par les cibles du label. Les modalités d'organisation et de relations entre les créateurs (régulateurs), intermédiaires (auditeurs) et opérateurs des filières (cibles) déterminent la manière de gérer ces tensions. Cela peut être illustré par une balance bénéfice/risque.

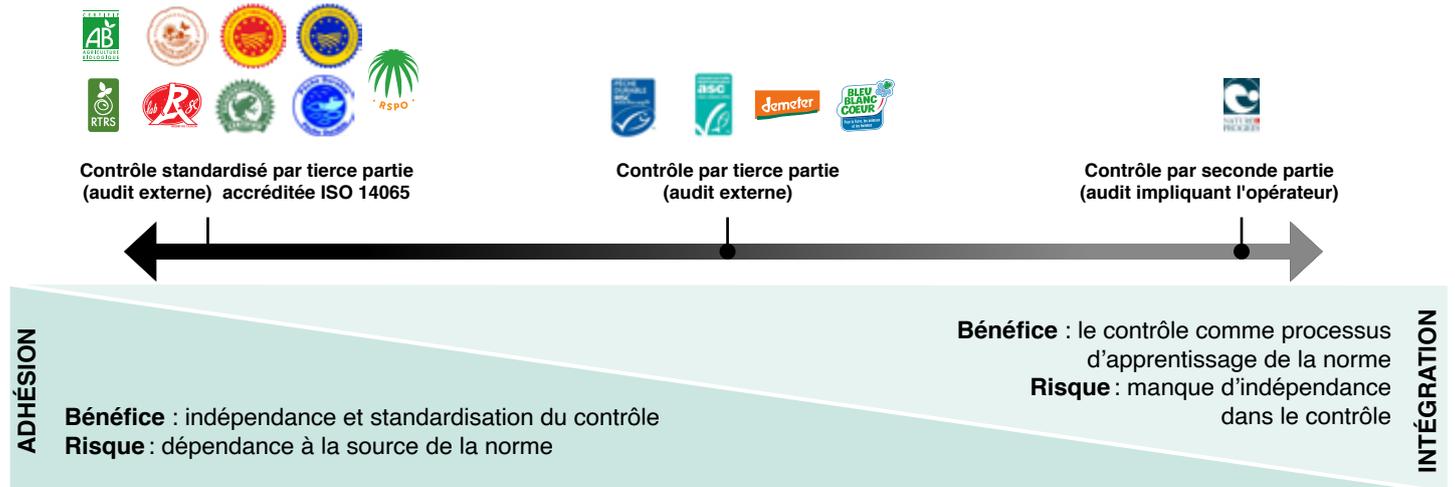
NORMALISATION : création du cahier des charges

Les opérateurs sont plus ou moins impliqués



ATTESTATION : audits

Les modèles de contrôle offrent une marge d'agentivité aux opérateurs

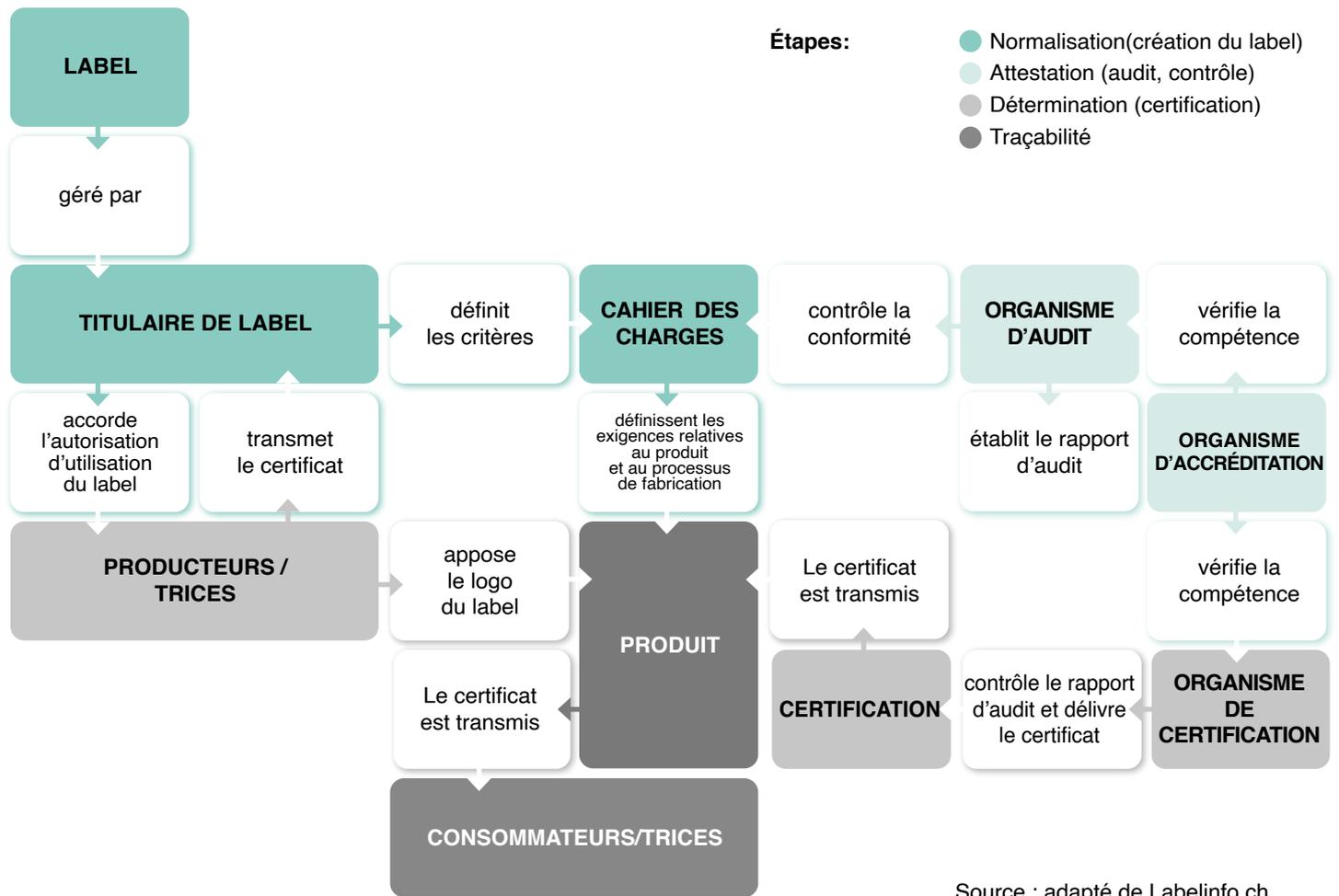


DÉTERMINATION : certification

La gestion de la conformité et le renouvellement de la certification offrent une marge d'interprétation de la norme plus ou moins univoque ou flexible



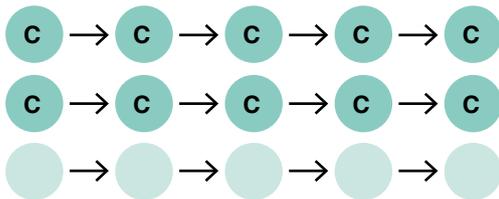
ÉTAPES ET FONCTIONS DU DESIGN INSTITUTIONNEL



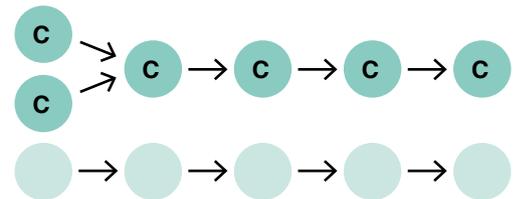
Source : adapté de Labelinfo.ch

LES DIFFÉRENTES CHAÎNES DE TRAÇABILITÉ

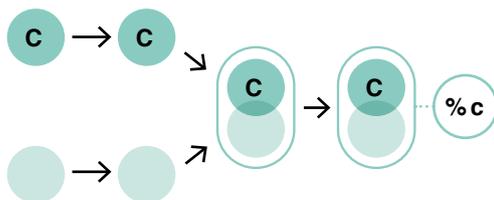
Identité préservée



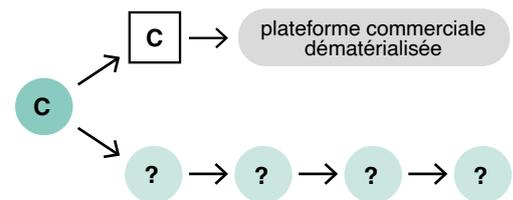
Identité ségréguée



Bilan de masse



Achat de crédits (Book and claim)



C produit certifié
 produit non certifié
 ? produits sans certificat, ou statut peu clair de la certification
 C certificat
 %c Mélange de produit

Source : Loconto A.M., 2017. Model of assurance. Diversity and standardization of modes of intermediation.. Annals of The American Academy of Political and Social Science, 670 (1):112-132.

4.2. Des démarches institutionnelles récentes favorables à la biodiversité

Après avoir étudié un échantillon de labels, il nous a semblé utile d'explorer quelques initiatives récentes qui ciblent davantage la biodiversité et proposent de nouvelles formes d'organisation et d'insertion dans les marchés alimentaires. Ces initiatives émergent souvent hors des cadres préexistants de la labellisation, lesquels semblent d'ailleurs peu réactifs aux incitations politiques d'introduire des critères de biodiversité dans leurs cahiers des charges (Di Lauro, 2023).

Valoriser des aliments dont la production est favorable à la biodiversité

Les exemples ci-dessous illustrent la variété des initiatives valorisant un approvisionnement en produits issus de modes de production plus favorables à la biodiversité.

La filière biodiversités maraîchines²⁷ initiée en 2020 par l'Association pour la valorisation de la race bovine maraîchine et des prairies humides, deux magasins Biocoop locaux et la Ligue de Protection des Oiseaux de Vendée, soutient des modes d'élevage respectueux de la biodiversité sauvage et domestique, impliquant la race locale rustique maraîchine. En 2025, 20 exploitations, certifiées en agriculture biologique ou Nature & Progrès, 17 restaurants, 10 cantines et des particuliers acheteurs en vente directe font vivre cette filière dans la région de Châteauneuf en Vendée. Le cahier des charges²⁸ spécifie des pratiques telles que l'inondation des prairies au printemps, le développement des haies bocagères, le retour vers la prairie naturelle, le pâturage de roseaux et autres végétations atypiques en élevage... Leur adoption n'est pas obligatoire mais un dispositif de « Dialogue permanent pour la Nature »²⁹, outil inspiré du système participatif de garantie de Nature & Progrès, accompagne les projets d'élevage.

Le « Bar de Ligne de la Pointe de Bretagne » est un label créé en 1993 pour différencier le bar de pêche du bar d'aquaculture, importé de manière croissante de Grèce et/ou de Turquie. Envisagé comme un signe de qualité, de localité et de pêche artisanale, il utilise des lignes moins impactantes sur la biodiversité marine et interdit, ce qui est rare, les captures pendant la période de frai du bar. La démarche, au début rentable, a conduit certains patrons pêcheurs à réduire leur activité de pêche, allégeant, de fait, la pression sur les stocks de bar (Charles et Boude, 2004). Cependant, en 30 ans, le bar de ligne a acquis une notoriété indépendamment du label, lequel a alors perdu de son intérêt économique. De plus, l'absence de régulation des pêches sur le bar a mené à sa surpêche dans la zone incluant la pointe bretonne (avec pêche au chalut), montrant les limites de l'initiative y compris pour la biodiversité si elle n'est pas accompagnée politiquement.

Poiscaille vend depuis 2014 des produits de la mer issus de 200 pêcheurs côtiers à quelque 20 000 abonnés dans une logique de circuit court via la vente en ligne (Daurès *et al.*, 2022). Les engagements excluent notamment les engins de pêche les plus impactants pour la biodiversité comme les chaluts et dragues. L'offre promeut une diversité d'espèces (109 espèces proposées) même si 80% des volumes concernent 14 espèces. La situation économique de Poiscaille reste fragile dans un contexte où le consentement à payer pour des systèmes alimentaires alternatifs est instable (Witter *et al.*, 2021).

Bee Friendly a été créé par des syndicats apicoles européens en 2014. Ce label concerne différents produits (fruits et légumes, vins, volaille, produits transformés) dont il garantit que la fabrication ne nuit pas aux populations d'abeilles. Le cahier des charges interdit les pesticides toxiques pour les pollinisateurs, encourage la présence de biodiversité sur les exploitations ainsi que les liens entre les mondes agricole et apicole. En 10 ans, plus de 2 000 agriculteurs ont été formés et accompagnés sur une trentaine de filières en France et en Espagne. Bee Friendly travaille avec des acteurs de la grande distribution et transformateurs (Monoprix, Andros...) ainsi qu'avec les magasins bio spécialisés.

Demain La Terre a été créé par une dizaine d'entreprises productrices et metteurs en marché de fruits et légumes. Elle est à l'origine des labels « Sans résidu de pesticide détecté » ou « cultivés sans pesticide de synthèse ». Demain La Terre représente environ 2% de la production française, grâce à des accords-cadres avec des supermarchés, la restauration collective et des grossistes. Elle regroupe 23 entreprises et 450 producteurs (2021). En 2015, le ministère de l'Agriculture a reconnu l'équivalence entre ce label et le niveau 2 de la certification environnementale lui permettant de recevoir des aides du 2^e pilier de la PAC. En 2018, Demain la terre a lancé une initiative intersectorielle nommée la « Troisième voie » avec les labels

²⁷ <https://vendee.lpo.fr/la-micro-filiere-biodiversites-maraichines/>

²⁸ <https://vendee.lpo.fr/dialogue-permanent-pour-la-nature>

²⁹ <https://www.ifoam.bio/en/ifoam-family-standards-0> [Consulté le 30/04/2025]

Bleu-Blanc-Cœur, Blé de nos campagnes et Vignerons en développement durable. Un autre collectif, Nouveaux Champs (créé en 2017) occupe le même créneau avec son label « Zéro résidu de pesticides »³⁰.

Produits de Jardins-Forêts est fondé en 2012 par le Réseau international de foresterie analogue (IAFN) au Sri Lanka, en Équateur et au Costa Rica. Connue en anglais comme Forest Garden Product ou « FGP », cette certification ajoute aux pratiques biologiques (PJJ est membre de la fédération internationale des mouvements de l'agriculture biologique), la préservation et la restauration des écosystèmes d'origine selon les principes de la Foresterie Analogue. Cette sylviculture imite les fonctions écologiques et la structure architecturale de la forêt mature primaire. La certification utilise des indicateurs sur la flore et la faune, la santé des sols, et des critères de maturité et fonctions écologiques, ainsi qu'un rapport équilibré entre la biomasse et la biodiversité. En 2025, une seule entreprise française utilise la norme PJJ : Guyapi, qui collabore avec la communauté Sateré Mawé au Brésil, et est également membre de la plateforme Commerce équitable France³¹.

L'Union for Ethical Bio Trade (UEBT, 2007) est une association issue d'une initiative des Nations Unies, entre la Convention pour la diversité biologique (CBD) et la CnuCED. Sa mission est de « régénérer la nature et d'assurer un meilleur avenir pour les hommes grâce à l'approvisionnement éthique d'ingrédients issus de la biodiversité » (UEBT 2020)³². L'UEBT se concentre sur les plantes, les champignons ou les organismes microbiens qui peuvent être consommés comme herbes et épices ou utilisés à des fins médicinales ou cosmétiques. L'association travaille en lien avec les communautés locales et privilégie une démarche d'amélioration continue, avec différents labels qualificatifs selon l'ambition³³. En 2024 a été introduit un niveau « *regenerative* » pour permettre aux opérateurs de déclarer leurs pratiques en agriculture régénératrice³⁴. Depuis 2021, une collaboration avec Rainforest Alliance permet l'affichage du logo Rainforest Alliance sur les tisanes et les épices de l'UEBT.

Bluenumber[®](B#ID) est une société d'utilité publique du Delaware (Etats-Unis) qui fournit des services pour le respect des droits sur les données dans les écosystèmes et travaille en particulier avec des petits exploitants agricoles pour lutter contre la déforestation³⁵. Bluenumber attribue une identité numérique (B#ID) semblable à un code-barres, aux personnes, aux organisations et aux lieux afin de garantir leur traçabilité sur les marchés internationaux (Loconto, 2024). Environ 18 000 producteurs, 560 000 organisations, 11 000 localités détiennent une B#ID. C'est dans le secteur de l'huile de palme que les B#ID ont été le plus utilisés pour garantir l'origine et la certification RSPO de petits exploitants. Cette démarche accompagne notamment les producteurs et les entreprises exportatrices pour qu'ils se conforment à la réglementation européenne « Zéro déforestation importée ».

La Fondation Slow Food pour la biodiversité s'inspire des actions de préservation de la biodiversité sauvage pour répertorier des produits alimentaires « *extraordinaires* » dont des produits « *menacés d'extinction* » sont « *sauvés* » par la branche Sentinelle de la Fondation. En 2025, 685 « Sentinelles », dont 25 en France, protègent des races, semences et produits transformés. Ces initiatives ne sont pas des labels de qualité ou d'origine, mais peuvent être un levier d'action pour en créer.

Des démarches territoriales soutenues par des acteurs publics et privés

Trois démarches illustrent la tendance de territorialisation et de responsabilisation des collectivités locales.

Biovallée[®] est un projet de territoire pionnier qui a fait de la vallée de la Drôme un cas d'étude exemplaire en matière de préservation et de valorisation des ressources naturelles. La démarche entamée dans les années 1970 s'est progressivement transformée dans une marque, puis un « bio district ». La marque Biovallée[®] symbolise la démarche globale. Chaque partenaire s'engage à respecter des objectifs tels que réduire de moitié sa consommation d'énergie, produire de l'énergie renouvelable, acheter et produire des produits locaux et biologiques, promouvoir la finance éthique. Un système de notation des engagements permet de certifier le statut de membres de la marque Biovallée.

³⁰ <https://analogforestrynetwork.org/> [Consulté le 30/04/2025]

³¹ <https://www.guayapi.com/notre-demarche/> [Consulté le 30/04/2025]

³² UEBT. La « Norme BioCommerce Ethique » de l'Union for Ethical BioTrade : <https://static1.squarespace.com/static/58bfcaf22994ca36885f063e/t/6400a90deba3e21e652bd48c/1677764878989/UEBT-FinalStandard-French.pdf>

³³ <https://static1.squarespace.com/static/58bfcaf22994ca36885f063e/t/6527a738227fd50603736e4a/1697097560261/About+UEBT+Programmes.pdf> [Consulté le 30/04/2025]

³⁴ <https://uebt.org/about-uebt> [Consulté le 30/04/2025]

³⁵ <https://bluenumber.org/> [Consulté le 30/04/2025]

« **Dijon alimentation durable 2030** », appelé aussi ProDij (Nicklaus, 2021) est porté par la métropole. Une des orientations cible la biodiversité des sols avec l'objectif d'élaborer un référentiel territorial de la qualité écologique des sols de l'aire urbaine de Dijon Métropole (3 500 km²). Le tableau de bord des indicateurs est le plus innovant et complet jamais appliqué à ce jour à cette échelle : 600 sites, 50 indicateurs opérationnels couvrant la diversité de l'ensemble des organismes du sol. Il implique une dizaine de laboratoires d'expertise publics ou privés et les citoyens et agriculteurs pour la collecte de données. Celles-ci permettent d'objectiver l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité tellurique et l'adéquation entre usages et qualité écologique des sols dans la gestion du foncier d'une part ; et d'autre part, d'intégrer, à terme, la biodiversité du sol dans la conception d'un futur label durable. ProDij veut démontrer que la préservation de la qualité écologique des sols peut motiver une transformation alimentaire et écologique des territoires et créer de la valeur et des emplois.

« **Certified Evaluation Tool for Agriculture Resource Analysis of Natural Farming** » (Inde) : officiellement lancée en 2018, la plateforme du Système alimentaire durable pour l'agriculture naturelle (SuSPNF) est une approche innovante de certification. L'agriculture naturelle repose sur les principes de la médecine ayurvédique et de l'agriculture biodynamique : elle exclut l'achat d'intrants exogènes. Le système de certification comporte trois paliers (étoiles). Pour s'engager, il suffit d'apprendre et d'appliquer des pratiques agricoles naturelles. Les trois étoiles sont atteintes quand l'agriculteur est autonome. Quelque 135 000 agriculteurs adhèrent au SuSPNF. Le design institutionnel est original : il s'agit d'une auto-certification (Vashishat *et al.*, 2024) avec un système de gestion de la qualité et des données en ligne, auquel tout citoyen a accès et où il peut y compris dénoncer une non-conformité. Le gouvernement de l'État de l'Himachal Pradesh, partenaire de l'initiative, a créé des marchés publics spécifiques afin d'accorder des prix préférentiels aux produits certifiés.

Ces quelques exemples, loin d'être exhaustifs, montrent que, partout, de nouveaux labels, ou initiatives proches, cherchent des voies alliant plus de souplesse organisationnelle et plus d'engagements envers la biodiversité.

4.3. Un contexte économique et réglementaire instable

L'efficacité des labels passe aussi par leur insertion économique et la place qui leur est accordée réglementairement et politiquement dans le système alimentaire afin d'assurer la viabilité des entreprises (fermes agricoles, aquacoles et pêcheries) et, à l'autre bout de la chaîne de valeur, assurer l'accès des consommateurs à des produits sains et durables. Cette place est actuellement questionnée et fragilisée par un contexte économique plus tendu et un repli politique en matière d'engagements environnementaux. Sans être au cœur de l'étude, l'éclairage qui suit apporte des éléments de contextualisation.

Des modèles économiques qui orientent l'identité des labels

Nous nous sommes limités à repérer quelques points clés des modèles économiques des deux labels les plus étudiés : l'agriculture biologique et MSC.

En agriculture biologique, la viabilité repose sur un premium prix et une moindre dépendance aux intrants. Le développement des produits bio dans le monde est un fait majeur des années 2000. Leur consommation a été multipliée par cinq sur les 20 ans dernières années. En France, les ventes atteignent environ 6% du panier des ménages. Les consommations européennes les plus élevées sont en Autriche et au Danemark (11 et 12% ; Commission européenne, 2023). Les motivations des consommateurs bio sont relativement homogènes : elles mélangent une sensibilité aux enjeux environnementaux, aux risques nutritionnels, à la qualité, à la naturalité et à la proximité relative entre producteurs et consommateurs (Katt et Meixner, 2020). La contraction des marchés depuis 2020 s'explique principalement par la contrainte des prix élevés dans un contexte inflationniste et de perte de pouvoir d'achat (Melovic *et al.*, 2020). Elle pèse sur les nouvelles conversions, qui se sont effondrées en France depuis 3 ans (Agence bio)³⁶. La mise en retrait du Pacte vert européen (Green Deal) et de sa stratégie qui faisait de l'expansion de l'agriculture biologique une priorité pour l'agriculture européenne, freine aussi la dynamique du secteur. De plus, alors que dans la grande majorité des pays européens, les agriculteurs bio touchent plus de subventions

³⁶ <https://www.agencebio.org/wp-content/uploads/2024/06/Livret-chiffres-BIO-2023-PRESSE-2023-210x297-.pdf> [Consulté le 30/04/2025]

que leurs homologues par unité de travail agricole, ce n'est pas le cas en France, en grandes cultures notamment³⁷. Le soutien public est pourtant jugé crucial pour inciter la conversion et le maintien de l'agriculture biologique (Casolani *et al.*, 2021).

Sur le long terme, les bénéfices des agriculteurs bio sont pourtant en moyenne plus élevés que ceux de leurs homologues conventionnels, grâce à des prix de vente plus élevés, à une plus grande part de la valeur captée dans la chaîne de commercialisation et à des coûts de production inférieurs. Les charges en intrants chimiques sont logiquement réduites, mais les besoins en main d'œuvre supérieurs (+20% en moyenne ; Hilal *et al.*, 2021).

La revue de littérature de Crowder et Reganold (2015) constitue le premier article de référence sur l'économie mondiale de l'agriculture biologique. Elle souligne que la rentabilité dépend de l'adéquation des pratiques : l'agriculture biologique est ainsi bien plus intéressante, d'un point de vue économique, en polyculture-élevage qu'en monoculture (Crowder et Reganold, 2015). La perspective d'expansion des surfaces biologiques a concentré les critiques sur son niveau de productivité. Les rendements bio sont en effet notablement moindres qu'en agriculture conventionnelle dans les pays où l'agriculture est intensive en intrants. Le différentiel de rendement se réduit à l'échelle du monde (environ 20-25%) et peut même s'inverser dans les pays du Sud (café, maïs).

Le MSC : pas de premium prix, mais des débouchés stables. Sur les 600 pêcheries certifiées MSC dans le monde, 14 sont françaises et elles représentent 22% du volume national de pêche (y compris outre-mer). Les analyses dans différents pays et filières ne montrent pas de premium tarifaire pour les pêcheurs certifiés, d'autant que les écolabels marins sont peu connus (Sigurdsson *et al.*, 2022). Le MSC offre en revanche un avantage non tarifaire aux pêcheurs : l'accès à des débouchés, notamment d'export ou dédiés à certaines enseignes GMS (Anderson *et al.*, 2021). Cet avantage peut contribuer à la stabilité économique des pêcheries (Tulaeva *et al.*, 2023). Ce positionnement commercial du MSC induit que ses pêcheries appartiennent plutôt à la pêche industrielle qui approvisionne les centrales d'achat et le marché international. Ce fait est renforcé par le coût de l'adhésion qui s'avère dissuasif pour les pêcheries artisanales. En revanche, pour celles qui ont les moyens, les contraintes du label MSC peuvent devenir des outils d'aide à la gestion (Travaille *et al.*, 2019) et les conseils apportés par les équipes du MSC peuvent renforcer les performances techniques et économiques des pêcheries labellisées (Anderson *et al.*, 2021). Ces bénéfices indirects seraient plus marqués dans les pays qui ne disposent pas de politiques publiques des pêches (Grantham *et al.*, 2022).

Par ailleurs, les marchés du poisson sont mondiaux et peu transparents (Asche *et al.*, 2015), ce qui rend difficile leur analyse ; et nous n'avons pas trouvé de synthèse sur la contribution spécifique du MSC. On peut noter qu'une hausse de prix n'est pas toujours profitable car elle peut se traduire par des baisses de ventes comme l'ont montré quelques études (ex : saumon danois ; Ankamah-Yeboah *et al.*, 2020).

L'encadrement des allégations environnementales en construction

A cheval entre le droit commercial et le droit de l'alimentation, l'intérêt d'une information environnementale explicite et systématique sur les denrées alimentaires a pris forme ces dernières années, en cohérence avec le Pacte Vert publié en 2020 par la Commission européenne. Le contexte de crise nutritionnelle et écologique incite, d'une part, les consommateurs à devenir « responsables » (Ilieva, 2022); d'autre part, plusieurs initiatives réglementaires cherchent à les prémunir d'informations trompeuses. La Cour des comptes européenne (2024) explicite ainsi que « *Le droit des consommateurs à une information complète et précise sur les denrées alimentaires est devenu de plus en plus important ces dernières années, avec un intérêt croissant pour la santé et le bien-être, la durabilité et la transparence* ».

Plusieurs révisions réglementaires sont en cours. L'actualisation de la directive 2005/29 sur les allégations environnementales en février 2024. Les « allégations » apposées sur une denrée alimentaire couvrent des informations de natures diverses qui, lorsqu'elles portent sur des dimensions environnementales, sont difficilement appréciables directement sur le produit. En complément, le projet de directive Green Claims (Union européenne, 2024) renforce les dispositions de lutte contre l'écoblanchiment (« greenwashing »). Il précise que les engagements environnementaux doivent être objectivés et vérifiables (Bernheim-Desvaux, 2024) : les « *performances environnementales futures sans engagements clairs, objectifs, accessibles au public et vérifiables* » seraient proscrites et l'engagement « *régulièrement vérifié par un tiers expert indépendant* » (article 1).

³⁷ Commission européenne « A decade of growth », https://agriculture.ec.europa.eu/document/download/df01a3c7-c0fb-48f1-8eca-ce452ea4b8c2_en?filename=agri-market-brief-20-organic-farming-eu_en.pdf [Consulté le 30/04/2025]

En complément la Commission a proposé en 2023³⁸ (texte encore en discussion avec le Conseil de l'Union européenne et le Parlement européen) que les allégations environnementales fassent dorénavant l'objet d'un contrôle préalable indépendant et « *reposent sur des preuves scientifiques reconnues* ». Les qualificatifs vagues comme « vert », « durable » ou « respectueux de la nature » seraient exclus à moins qu'ils reposent sur des preuves tangibles et vérifiables démontrant une performance environnementale supérieure. Ce faisant, la proposition de la Commission renverse la charge de la preuve qui reposerait *ex ante* sur l'annonceur. L'introduction de ces restrictions dans le droit de l'Union et le contrôle *ex ante* pourraient conduire à réduire le nombre de labels environnementaux, comme cela a été le cas pour les allégations nutritionnelles et de santé à la suite de l'adoption du règlement n°1924/2006.

En France, la loi Climat et résilience renforce aussi la répression des pratiques commerciales fallacieuses ayant trait à une information ou à un aspect environnemental (article L. 121-2). Deux contentieux peuvent illustrer le renforcement de la réglementation. Ils concernent le climat, pas la biodiversité : un contentieux Nespresso a été initié en 2022 pour abus sur la promesse de neutralité carbone et de production durable justifiées par le seul caractère recyclable des capsules en aluminium et l'engagement de planter des arbres (compensation carbone)³⁹ ; et la campagne promotionnelle de l'interprofession bovine (Interbev) qui avançait que « *en matière de changement climatique, l'agriculture n'est pas le problème, mais la solution* », a été jugée déontologiquement abusive et devant être relativisée au regard des connaissances sur les modes de production agricoles⁴⁰.

Instruire l'outil d'affichage environnemental. L'alternative à la labellisation, c'est l'affichage environnemental des produits alimentaires. Sa construction mobilise beaucoup de travail méthodologique en France et en Europe, impliquant l'administration, la recherche publique, des bureaux d'études, des parlementaires, des ONG, et les acteurs des filières. La Commission a récemment reconnu les limites des méthodes PEF ou ACV : « *même si les méthodes d'empreinte environnementale sont utiles aux entreprises pour déterminer les domaines dans lesquels celles-ci devraient améliorer leur incidence et leur performance environnementales, et même si ces méthodes permettent d'étayer de manière adéquate certaines allégations concernant plusieurs catégories de produits, elles ne couvrent pas encore toutes les catégories d'incidence pertinentes pour tous les types de produits par exemple en ce qui concerne la pêche marine : la durabilité du stock halieutique visé ; en ce qui concerne les produits alimentaires et agricoles : la biodiversité et la protection de la nature au niveau des exploitations ainsi que les différentes pratiques agricoles [...] et peuvent donc donner un aperçu incomplet des qualités environnementales d'un produit dans le cadre des allégations écologiques* ».

Déjà perceptibles pendant la phase d'expérimentation, il est prévisible que le projet d'affichage environnemental public et systémique rencontre de nombreuses résistances avant de voir le jour. L'expérience de la mise en place du Nutri-score donne à voir les pressions et obstacles à lever (Gérard *et al.*, 2022). La nouvelle Stratégie 2025-2030 pour l'alimentation, la nutrition et le climat (Snanc), mise en consultation le 4 avril 2025, confirme le déploiement de l'affichage environnemental sur les produits alimentaires, mais contrairement à la loi-Climat et résilience, sous une forme volontaire (comme le Nutri-score), et l'agenda – qui prévoyait initialement une mise en œuvre dès 2024 – apparaît incertain.

³⁸ https://publications.europa.eu/resource/ellar/cbafec2-c94e-11ed-a05c-01aa75ed71a1.0015.03/DOC_1 [Consulté le 30/04/2025]

³⁹ Dans une décision en date du 20 mars 2024, la Cour d'appel de Paris a jugé l'action de la CLCV recevable car non prescrite (RG n°22/10771).

⁴⁰ Avis publié le 2 avril 2024 INTERBEV – 997/24 Plaintes fondées

Conclusion

Les principaux acquis de l'étude

L'étude clarifie l'état des connaissances sur l'impact des labels sur la biodiversité :

- Les impacts des pratiques de production ont été identifiés en utilisant le cadre des variables essentielles de biodiversité.
- Observations directes et analyse des cahiers des charges attestent de l'effet positif de l'agriculture biologique sur la biodiversité par rapport à l'agriculture conventionnelle, au niveau de la parcelle. En pêche, le label MSC apporte surtout des garanties de non-surpêche et de bonne gestion, tandis que l'évaluation des impacts sur les écosystèmes reste en débat. Pour l'aquaculture, la littérature est restreinte. Les exigences des cahiers des charges sont très variables et pas souvent ambitieuses sur les pratiques défavorables.
- Les informations sur les autres labels alimentaires sont fragmentaires.
- Les mesures obligatoires structurent généralement la cohérence et l'ambition d'un cahier des charges, et sont les seules pratiques que le label certifie.
- L'irréversibilité des dommages n'est que rarement mentionnée ; les labels pour la pêche l'abordent par exemple pour les fonds marins.
- L'efficacité d'un label ne dépend pas seulement de son cahier des charges mais également de son attractivité économique et de son design institutionnel qui est une dimension souvent oubliée. La multiplicité des modes de fonctionnement des labels illustre la dynamique sur ce volet.

L'étude apporte plusieurs contributions sur le plan méthodologique :

- Elle propose une typologie des pratiques en fonction de leurs effets sur les processus écologiques et classe les pratiques selon le niveau de confiance de leur impact sur plusieurs dimensions de la biodiversité. Ces niveaux de confiance s'élèveront et s'étendront à d'autres pratiques, à mesure que les connaissances progresseront.
- Elle fournit des pistes méthodologiques originales d'estimation des impacts des modes de production sur la biodiversité, qui peuvent contribuer à la discussion sur la construction de l'affichage environnemental.
- Elle montre l'intérêt des bases de données publiques sur les pratiques agricoles et de pêche pour renseigner les outils de quantification des impacts. Ces bases de données devraient être mieux documentées, y compris aux échelles écosystémiques, et spatiales et temporelles larges, actuellement trop peu considérées.
- Elle pose les bases méthodologiques permettant d'inclure les caractéristiques du design institutionnel des labels dans les critères d'évaluation des impacts des produits labellisés, la dimension organisationnelle pouvant moduler le respect de la « promesse de biodiversité » contenue dans les cahiers des charges.

L'étude fournit des éléments pour favoriser la prise en compte de la biodiversité dans les labels et dans les politiques publiques :

- La comparaison des approches dans les domaines marin et terrestre suggère que les labels gagneraient, en termes d'impacts sur la biodiversité, à employer conjointement des indicateurs de moyens et de résultats, et à considérer deux niveaux de gestion : la gestion individuelle à l'échelle du producteur ou de la pêcherie, et la gestion collective à l'échelle du territoire, de l'écorégion ou de la zone maritime.
- Les cahiers des charges pourraient s'étoffer pour inclure les mesures identifiées comme favorables à la biodiversité mais rarement prises en compte.
- En matière de traçabilité, la ségrégation des filières labellisées devrait être encouragée car elle seule garantit que le consommateur mange réellement les produits certifiés. Les marchés de crédits qui découplent la traçabilité physique des produits et la certification des producteurs comportent des risques de dérive.
- Enfin, l'inscription de la biodiversité dans les conditions de soutien public aux modes de production serait une conséquence logique des éléments de connaissance et de réflexion produits par l'étude.

Les principales lacunes, limites et incertitudes mises en évidence

- On note des manques de données de suivi de biodiversité *in situ*, alors que ce sont des données indispensables pour évaluer la qualité des modèles de prédiction des impacts.
- Des lacunes sur l'impact des pratiques sur la biodiversité ont également été constatées, particulièrement dans le cas de l'aquaculture. En agriculture et pêche, il existe des études de grande envergure, méta-analyses ou rapports synthétiques mais dans ces corpus, la couverture des EBV reste partielle et celle des taxons inégale.
- De plus, ces synthèses ne permettent pas d'analyser les interactions entre pratiques alors qu'elles sont capitales pour traiter d'assemblages de pratiques dans des modes de production. Ces constats appellent à examiner les articles primaires qui vont plus loin dans cette analyse des interactions, et à entamer de nouvelles recherches.
- L'examen des cahiers des charges a montré le niveau souvent assez générique des documents de base, l'hétérogénéité des engagements et la faible explicitation de la cohérence des mesures entre elles. Cela limite la capacité à évaluer pleinement l'impact des labels sur la biodiversité en se fondant uniquement sur les cahiers des charges. Une analyse plus fine de l'ensemble de la documentation pourrait moduler l'appréciation « globale » des cahiers des charges.
- L'évaluation de l'impact au niveau des parcelles agricoles, telle que nous l'avons abordée dans l'étude BiodivLabel, ne fournit qu'une information partielle. De fait, plusieurs processus écologiques au-delà de l'échelle parcellaire ont des effets majeurs sur la biodiversité et sont insuffisamment pris en compte dans les méthodes de quantification actuellement existantes.
- L'étude BiodivLabel ne permet pas de trancher sur l'unité fonctionnelle la plus appropriée pour évaluer l'impact des produits labellisés sur la biodiversité. Toutefois, la complexité de l'évaluation et les angles morts des méthodes existantes ne sauraient en aucun cas justifier l'inaction face à l'effondrement de la biodiversité.

Ainsi, l'étude BiodivLabel ne représente pas un guide d'achat et ne vise pas à une comparaison des labels entre eux, mais elle fournit des clés d'analyse et de compréhension de l'impact des labels sur la biodiversité. Il appartient à présent aux pouvoirs publics, aux scientifiques, aux gestionnaires de labels et aux autres acteurs de s'emparer de ses enseignements.

Références bibliographiques citées

- Abbott, K.W.; Levi-faur, D.; Snidal, D., 2017. Theorizing Regulatory Intermediaries: The RIT Model. *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 670 (1): 14-35. <http://dx.doi.org/10.1177/0002716216688272>
- Actionaid; FAIRe; BioConsommateurs, 2020. *La boussole des labels*, 16 p. <https://admin.actionaid.fr/uploads/downloadFile/511/Boussole-des-labels-WEB.pdf>
- AFB; MNHN; MAA; MTES, 2019. *Habitats benthiques et activités de pêche professionnelle dans les sites Natura 2000 : Méthodologie d'évaluation des risques de porter atteinte aux objectifs de conservation des sites*. Paris: Ministère de la Transition écologique et solidaire, Service Direction de l'eau et de la biodiversité, 69 p. https://www.natura2000.fr/sites/default/files/methodologie-habitats-peche-n2000_201911_vf.pdf
- Alcott, B., 2005. Jevons' paradox. *Ecological Economics*, 54 (1): 9-21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.03.020>
- Amiel, F.; Laurans, Y.; Muller, A., 2019. Les chaînes de valeur agricole au défi de la biodiversité: l'exemple du cacao-chocolat. *IDDRI, Etude*, n°05/19: 44 p. https://www.iddri.org/sites/default/files/PDF/Publications/Catalogue%20Iddri/Etude/201910-ST0519-cacao_0_0.pdf
- Anderson, C.M.; Himes-Cornell, A.; Pita, C.; Arton, A.; Favret, M.; Averill, D.; Stohs, S.; Longo, C.S., 2021. Social and Economic Outcomes of Fisheries Certification: Characterizing Pathways of Change in Canned Fish Markets. *Frontiers in Marine Science*, 8: 16. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2021.791085>
- Ankamah-Yeboah, I.; Asche, F.; Bronnmann, J.; Nielsen, M.; Nielsen, R., 2020. Consumer Preference Heterogeneity and Preference Segmentation: The Case of Ecolabeled Salmon in Danish Retail Sales. *Marine Resource Economics*, 35 (2): 159-176. <http://dx.doi.org/10.1086/708508>
- Arton, A.; Leiman, A.; Petrokofsky, G.; Toonen, H.; Longo, C.S., 2020. What do we know about the impacts of the Marine Stewardship Council seafood ecolabelling program? A systematic map. *Environmental Evidence*, 9 (1): 20. <http://dx.doi.org/10.1186/s13750-020-0188-9>
- Asche, F.; Larsen, T.A.; Smith, M.D.; Sogn-Grundvåg, G.; Young, J.A., 2015. Pricing of eco-labels with retailer heterogeneity. *Food Policy*, 53: 82-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.04.004>
- Assemat, B.; Lobjoit, Y.; Bellancourt, A., 2023. *Accompagnement du consommateur vers une alimentation saine et durable, Scores alimentaires et autres formes de communication*. Paris: Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, CGAAER, (rapport CGAAER, n°21085), 54 p. <https://www.vie-publique.fr/files/rapport/pdf/291590.pdf>
- Auld, G.; Renckens, S.; Cashore, B., 2015. Transnational private governance between the logics of empowerment and control. *Regulation & Governance*, 9 (2): 108-124. <http://dx.doi.org/10.1111/rego.12075>
- Azhar, B.; Saadun, N.; Puan, C.L.; Kamarudin, N.; Aziz, N.; Nurhidayu, S.; Fischer, J., 2015. Promoting landscape heterogeneity to improve the biodiversity benefits of certified palm oil production: Evidence from Peninsular Malaysia. *Global Ecology and Conservation*, 3: 553-561. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2015.02.009>
- Babin, C.; Espagnol, S.; Aubin, J., 2023. *Effects of agricultural practices on biodiversity. A review*. <https://hal.science/hal-04465927>
- Barbieri, P.; Pellerin, S.; Nesme, T., 2017. Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Scientific Reports*, 7: 10. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- Basic; Alliot, C.; Feige-Muller, M.; Mc Adams-Marin, D.; Gissinger Alice, B.G.; Segré, H., 2021. *Etude de démarches de durabilité dans le domaine alimentaire : rapport d'analyse transverse*. Paris: WWF-Greenpeace-Basic, 56 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2022-02/GREENPEACE_WWF_Basic_RAPPORT_TRANSVERSE_2022.pdf
- Bateman, I.; Balmford, A., 2023. Current conservation policies risk accelerating biodiversity loss. *Nature*, 618 (7966): 671-674. <http://dx.doi.org/10.1038/d41586-023-01979-x>
- Baumgartner, U.; Nguyen, T.; Baumgartner, U.; Nguyen, T.H., 2017. Organic certification for shrimp value chains in Ca Mau, Vietnam: a means for improvement or an end in itself? *ENVIRONMENT DEVELOPMENT AND SUSTAINABILITY*, 19 (3): 987-1002. <http://dx.doi.org/10.1007/s10668-016-9781-z>
- Beillouin, D.; Ben-Ari, T.; Malézieux, E.; Seufert, V.; Makowski, D., 2021. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology*, 27 (19): 4697-4710. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Beketov, M.A.; Kefford, B.J.; Schäfer, R.B.; Liess, M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (27): 11039-11043. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1305618110>
- Bengtsson, J.; Ahnstrom, J.; Weibull, A.C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2): 261-269. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Bernheim-Desvaux, S., 2024. La nouvelle directive permettant de donner aux consommateurs les moyens d'agir en faveur de la transition écologique. *Contrats Concurrence Consommation*, n° 6, Juin 2024, comm. 103.
- Besson, Y., 2011. *Les fondateurs de l'agriculture biologique. Albert Howard, Rudolf Steiner, Maria & Hans Müller, Hans Peter Rush, Masanobu Fukuoka*. Paris: Le Sang de la Terre, 775 p.
- Billows, S.; Carter, E.; Déplade, M.-O.; Mazenc, L.; Nguyen, G.; Purseigle, F.; Royer, A.; Loconto, A.M., 2024. Reconquer and Divide: Comparative Standard-Setting Strategies among Producer Organizations. *Agriculture and Human Values*, (online first). <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-024-10671-3>
- Bockstaller, C.; Beauchet, S.; Manneville, V.; Amiaud, B.; Botreau, R., 2017. A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. *Environmental Modelling & Software*, 97: 130-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.011>
- Bombardier, J.; Miaux, L., 2024. Allégations environnementales ou « green claims » : cadre légal et évolutions à venir. *Droit rural*, n° 2, Février 2024, étude 6.
- Bonfanti, J.; Langridge, J.; Avadí, A.; Casajus, N.; Chaudhary, A.; Damour, G.; Estrada-Carmona, N.; Jones, S.K.; Makowski, D.; Mitchell, M.; Seppelt, R.; Beillouin, D., 2024. Global review of meta-analyses reveals key data gaps in agricultural impact studies on biodiversity in croplands. *bioRxiv*: 2024.04.19.590051. <http://dx.doi.org/10.1101/2024.04.19.590051>
- Boone, L.; Roldán-Ruiz, I.; Van Linden, V.; Muyllé, 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: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133841>
- Borneo futures for RSPO; Meijaard, E.; Ancrenaz, M.; van Balen, B., 2020. *Biodiversity impact of RSPO certification. An assessment of good practices*. Kuala Lumpur: Roundtable on Sustainable Palm Oil, 59 p. <https://www.evidensia.eco/resources/1223/download/>
- Brimont, L.; Saujot, M. (2021). Révéler les visions derrière l'affichage environnemental pour construire un compromis politique. Paris: Iddri (Étude N°08/21), 44 p. https://www.iddri.org/sites/default/files/PDF/Publications/Catalogue%20Iddri/Etude/202110-ST0821-AE_1.pdf

- Callon, M.; Méadel, C.; Rabeharisoa, V., 2002. The economy of qualities. *Economy and Society*, 31 (2): 194-217. <http://dx.doi.org/10.1080/03085140220123126>
- Canals, L.M.I.; Bauer, C.; Depestele, J.; Dubreuil, A.; Knuchel, R.F.; Gaillard, G.; Michelsen, O.; Müller-Wenk, R.; Rydgren, B., 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12 (1): 5-15. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2006.05.250>
- Carlson, K.M.; Heilmayr, R.; Gibbs, H.K.; Noojipady, P.; Burns, D.N.; Morton, D.C.; Walker, N.F.; Paoli, G.D.; Kremen, C., 2018. Effect of oil palm sustainability certification on deforestation and fire in Indonesia. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (1): 121-126. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1704728114>
- Caron, A.; Angeon, V.; AgroParisTech, C., 2010. *La biodiversité comme nouveau référentiel de justification des indications géographiques : l'exemple de deux AOP fromagères du Massif central*. Aubière: AgroParisTech, (Programme DIVA 2 - rapport de fin de contrat, n°de contrat : 000 1057), 62 p. https://temis.documentation.developpement.durable.gouv.fr/docs/Temis/0084/Temis-0084051/19885_Rapport.pdf
- Carrié, R.; Ekroos, J.; Smith, H.G., 2022. Turnover and nestedness drive plant diversity benefits of organic farming from local to landscape scales. *Ecological Applications*, 32 (4): 15. <http://dx.doi.org/10.1002/eap.2576>
- Casolani, N.; Nissi, E.; Giampaolo, A.; Liberatore, L., 2021. Evaluating the effects of European support measures for Italian organic farms. *Land Use Policy*, 102: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105225>
- Cavrois, A., 2009. *Biodiversité & Signes de reconnaissance agricoles*. Paris: Comité français de l'UICN, 173 p. https://uicn.fr/wp-content/uploads/2016/06/Rapport_Biodiversite_signes_reconnaissance_agricoles.pdf
- Charles, E.; Boude, J.-P., 2004. Exploitation d'une ressource naturelle et politique de valorisation par des signes de qualité. *Économies et Sociétés*, tome XXXVIII: 89-112.
- Christel, A.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2021. Impact of farming systems on soil ecological quality: a meta-analysis. *Environmental Chemistry Letters*, 19 (6): 4603-4625. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-021-01302-y>
- Cicek, S.; Boone, K.; Broekema, R., 2024. *State of the art analysis of LCA-based ecolabelling schemes in Europe*. Wageningen: Wageningen Economic Research, (Report 2024), 54 p. <http://dx.doi.org/10.18174/680057>
- Cloâtre, T.; Scavinner, M.; Sagan, J.; Dubroca, L.; Billet, N., 2022. Captures et rejets des métiers de pêche français. Résultats des observations à bord des navires de pêche professionnelle en 2020. *ObsMer*. 373 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00772/88406/94068.pdf>
- Cour des comptes européenne, 2024. *Rapport spécial 23/204 : Étiquetage des denrées alimentaires dans l'UE – Des consommateurs parfois dérouterés par la masse d'informations*: Office des publications de l'Union européenne, 64 p. https://www.eca.europa.eu/ECAPublications/SR-2024-23/SR-2024-23_FR.pdf
- Cozim-Melges, F.; Ripoll-Bosch, R.; Veen, G.F.; Oggiano, P.; Bianchi, F.J.J.A.; van der Putten, W.H.; van Zanten, H.H.E., 2024. Farming practices to enhance biodiversity across biomes: a systematic review. *npj Biodiversity*, 3 (1): 1. <http://dx.doi.org/10.1038/s44185-023-00034-2>
- Crenna, E.; Marques, A.; La Notte, A.; Sala, S., 2020. Biodiversity Assessment of Value Chains: State of the Art and Emerging Challenges. *Environmental Science & Technology*, 54 (16): 9715-9728. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.9b05153>
- Crowder, D.W.; Reganold, J.P., 2015. Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (24): 7611-7616. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1423674112>
- Damiani, M.; Sinkko, T.; Caldeira, C.; Tosches, D.; Robuchon, M.; Sala, S., 2023. Critical review of methods and models for biodiversity impact assessment and their applicability in the LCA context. *Environmental Impact Assessment Review*, 101: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107134>
- Daurès, F.; Guyader, O.; Le Grand, C., 2022. Prospects on new marketing channels promoting sustainable, fresh and ethical small-scale fishing in France: the POISAILLE model. *4WSCF- 4th World Small-Scale Fisheries Congress. September 2022*. Malta.
- De Luca Peña, L.V.; Taelman, S.E.; Prétat, N.; Boone, L.; Van der Biest, K.; Custódio, M.; Lucas, S.H.; Everaert, G.; Dewulf, J., 2022. Towards a comprehensive sustainability methodology to assess anthropogenic impacts on ecosystems: Review of the integration of Life Cycle Assessment, Environmental Risk Assessment and Ecosystem Services Assessment. *Science of the Total Environment*, 808: 152125, 17 p. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152125>
- Desquilbet, M.; Dorin, B.; Couvet, D., 2017. Land Sharing vs Land Sparing to Conserve Biodiversity: How Agricultural Markets Make the Difference. *Environmental Modeling & Assessment*, 22 (3): 185-200. <http://dx.doi.org/10.1007/s10666-016-9531-5>
- Di Lauro, A., 2023. Articuler nature et culture : le modèle juridique des AOP et IGP face au changement climatique, à la durabilité et aux droits bioculturels. *Journal international de bioéthique et d'éthique des sciences*, (Dossier spécial L'alimentation entre éthique, science et innovation, Bodiguel, L., Di Lauro, A. (dir)): 79-99
- Di Marco, P.; Petochi, T.; Marino, G.; Priori, A.; Finoa, M.; Tomassetti, P.; Porrello, S.; Giorgi, G.; Lupi, P.; Bonelli, A.; Parisi, G.; Poli, B.; Di Marco, P.; Petochi, T.; Marino, G.; Priori, A.; Finoa, M.G.; Tomassetti, P.; Porrello, S.; Giorgi, G.; Lupi, P.; Bonelli, A.; Parisi, G.; Poli, B.M., 2017. Insights into organic farming of European sea bass *Dicentrarchus labrax* and gilthead sea bream *Sparus aurata* through the assessment of environmental impact, growth performance, fish welfare and product quality. *AQUACULTURE*, 471: 92-105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.01.012>
- Donnars, C.; Tibi, A.; Caillaud, M.A.; Dashkina, R.; Girard, A.; Leenhardt, S.; Lelievre, V.; Le Perche, S.; Paresys, L.; Richard, G., 2021. *Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études en éclairage des politiques et du débat publics (version 2 – Novembre 2021)*: INRAE DEPE, 63 p. <http://dx.doi.org/10.15454/tkna-4w25>
- Erm, P.; Balmford, A.; Holden, M.H., 2023. The biodiversity benefits of marine protected areas in well-regulated fisheries. *Biological Conservation*, 284: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110049>
- Esler, D., 2000. Applying metapopulation theory to conservation of migratory birds. *Conservation Biology*, 14 (2): 366-372. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98147.x>
- European Commission, 2021. Inception impact assessment. Sustainable food system framework initiative. *Ares(2021)5902055*. Brussels. 9 p. https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/13174-Sustainable-EU-food-system-new-initiative_en
- FAO, 2024. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action*. Rome: FAO (*The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA)*, n°2024), 264 p. <http://dx.doi.org/10.4060/cd0683en>
- Fransen, L., 2015. The politics of meta-governance in transnational private sustainability governance. *Policy Sciences*, 48 (3): 293-317. <http://dx.doi.org/10.1007/s11077-015-9219-8>
- Fried, G.; Villers, A.; Porcher, E., 2018. Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 261: 33-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.021>
- Gaillet, G.; Asselin, A.-C.; Wermeille, A.; Sayari, 2023. *Affichage environnemental et produits de la mer* Angers: Ademe, 64 p.

- <https://affichage-environnemental.ademe.fr/sites/default/files/2024-02/AFFICHAGE%20ENVIRONNEMENTAL-%20GT%20MER%20%281%29.pdf>
- García-Vega, D.; Dumas, P.; Prudhomme, R.; Kremen, C.; Aubert, P.M., 2024. A safe agricultural space for biodiversity. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 8: 19. <http://dx.doi.org/10.3389/fsufs.2024.1328800>
- García, V.; Gaspard, F.; Kastner, T.; Meyfroidt, P., 2020. Agricultural intensification and land use change: assessing country-level induced intensification, land sparing and rebound effect. *Environmental Research Letters*, 15 (8): 11. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/ab8b14>
- Gatti, R.C.; Liang, J.J.; Velichevskaya, A.; Zhou, M., 2019. Sustainable palm oil may not be so sustainable. *Science of the Total Environment*, 652: 48-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.222>
- Gérard, M.; Kaval, A.; Malingre, V., 2022. Étiquetage nutritionnel en Europe : une bataille explosive, entre nationalismes, lobbying et menaces. *Le Monde*, 26 décembre 2022,
- Gilman, E.; Roda, A.; Huntington, T.; Kennelly, S.; Suuronen, P.; Chaloupka, M.; Medley, P., 2020. Benchmarking global fisheries discards. *Scientific Reports*, 10 (1): 8. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-71021-x>
- Grantham, A.; Pandan, M.R.; Roxas, S.; Hitchcock, B., 2022. Overcoming Catch Data Collection Challenges and Traceability Implementation Barriers in a Sustainable, Small-Scale Fishery. *Sustainability*, 14 (3): 16. <http://dx.doi.org/10.3390/su14031179>
- Grati, F.; Druon, J.-N.; Gascuel, D.; Absil, C.; Bastardie, F.; Bonanomi, S.; Fabi, G.; Glemarec, G.; Guitton, J.; Hornborg, S.; Iriondo, A.; Jung, A.; Kalogirou, S.; Veli, D.L.; Lloret, J.; Maravelias, C.; Moutopoulos, D.K.; Raid, T.; Rindorf, A.; Sala, A.; Scanu, M.; Scarcella, G.; Tičina, V.; Ulrich, C.; Lucchetti, A., 2025. Fisheries performance indicators for assessing the ecological sustainability of wild-caught seafood products in Europe. *Environmental and Sustainability Indicators*, 26: 100632, 12 p. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100632>
- Gray, C.A.; Kennelly, S.J., 2018. Bycatches of endangered, threatened and protected species in marine fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28 (3): 521-541. <http://dx.doi.org/10.1007/s11160-018-9520-7>
- Green, R.E.; Cornell, S.J.; Scharlemann, J.P.W.; Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307 (5709): 550-555. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1106049>
- Grenz, J.; Angnes, G., 2020. *Wirkungsanalyse: Nachhaltigkeit der Schweizer Soja-Importe. Eine Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt*. Berner Fachhochschule Hochschule für Agrar, Forst- und Lebensmittelwissenschaften Forschungsfeld Nachhaltigkeit und Ökosystem, 89 p. <https://arbor.bfh.ch/13849/1/wirkungsanalyse-nachhaltigkeit-der-schweizer-soja-importe.pdf>
- Hardaker, A.; Styles, D.; Williams, P.; Chadwick, D.; Dandy, N., 2022. A framework for integrating ecosystem services as endpoint impacts in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 370: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133450>
- Hélias, A.; Langlois, J.; Fréon, P., 2014. Improvement of the characterization factor for biotic-resource depletion of fisheries. 9. *International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)*. San Francisco, United States. 533-538. <https://hal.inrae.fr/hal-02743483v1>
- Hélias, A.; Langlois, J.; Fréon, P., 2018. Fisheries in life cycle assessment: Operational factors for biotic resources depletion. *Fish and Fisheries*, 19 (6): 951-963. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12299>
- Hélias, A.; Stanford-Clark, C.; Bach, V., 2023. A new impact pathway towards ecosystem quality in life cycle assessment: characterisation factors for fisheries. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 28 (4): 367-379. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-023-02136-2>
- Henckel, L.; Börger, L.; Meiss, H.; Gaba, S.; Bretagnolle, V., 2015. Organic fields sustain weed metacommunity dynamics in farmland landscapes. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1808): 9. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.0002>
- Heron, T.; Prado, P.; West, C., 2018. Global Value Chains and the Governance of 'Embedded' Food Commodities: The Case of Soy. *Global Policy*, 9: 29-37. <http://dx.doi.org/10.1111/1758-5899.12611>
- Hiddink, J.G.; Valanko, S.; Delargy, A.J.; van Denderen, P.D., 2023. Setting thresholds for good ecosystem state in marine seabed systems and beyond. *Ices Journal of Marine Science*, 80 (4): 698-709. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsad035>
- Hilal, M.; Leedon, G.; Dubois de Labarre, M.; Antonioni, F.; Boehm, M.; Péter, C.; Donati, M.; Drut, M.; Ferrer-Pérez, H.; Gauvrit, L.; Gil, J.M.; Gkatsikos, A.; Golaś, M.; Hoang, V.; Knutsen Steinnes, K.; Lilavanichakul, A.; Malak-Rawlikowska, A.; Mattas, K.; Napasintuwong, O.; Nguyen, A.; Ristic, B.; Schaer, B.; Tomić Maksan, M.; Brečić, R.; Török, A.; Vittersø, G.; Bellassen, V., 2021. Organic and Geographical Indication Certifications' Contributions to Employment and Education. *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 19 (2): 161-176. <https://doi.org/10.1515/jafio-2019-0042>
- Hinkes, C.; Peter, G., 2020. Traceability matters A conceptual framework for deforestation-free supply chains applied to soy certification. *Sustainability Accounting Management and Policy Journal*, 11 (7): 1159-1187. <http://dx.doi.org/10.1108/sampj-04-2019-0145>
- Holzschuh, A.; Steffan-Dewenter, I.; Tschamtko, T., 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, 117 (3): 354-361. <http://dx.doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16303.x>
- Hughell, D.; Newsom, D., 2013. *Impacts of Rainforest Alliance certification on coffee farms in Colombia*. New York: Rainforest Alliance, 22 p. <https://www.rainforest-alliance.org/wp-content/uploads/2021/07/cenicafe-report.pdf>
- Iliev, E., 2022. Le consommateur responsable. In: (dir.), M.C., ed. *Le droit européen de la consommation au XXIème siècle- Etat des lieux et perspectives*. Bruylant, p. 131.
- IPBES; Brondizio, E.S.; Settele, J.; Diaz, S.; Ngo, H.T., 2019. *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn, Germany: IPBES secretariat, 1148 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- ISEAL Alliance, 2016. Chain of Custody: Models and Definitions. *A reference document for sustainability standards systems, and to complement ISEAL's Sustainability Claims Good Practice Guide. Version, 1: 21 p.* https://www.isealalliance.org/sites/default/files/resource/2022-11/Chain-of-Custody-Models-and-Definitions_ISEAL_09-2016.pdf
- Islam, M.S., 2008. From pond to plate: Towards a twin-driven commodity chain in Bangladesh shrimp aquaculture. *Food Policy*, 33 (3): 209-223. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2007.10.002>
- Jeanneret, P.; Lüscher, G.; Schneider, M.K.; Pointereau, P.; Arndorfer, M.; Bailey, D.; Balázs, K.; Baldi, A.; Choisis, J.P.; Dennis, P.; Diaz, M.; Eiter, S.; Elek, Z.; Fjellstad, W.; Frank, T.; Friedel, J.K.; Geijzenborffer, I.R.; Gillingham, P.; Gomiero, T.; Jerkovich, G.; Jongman, R.H.G.; Kainz, M.; Kovács-Hostyánszki, A.; Moreno, G.; Nascimbene, J.; Oschatz, M.L.; Paoletti, M.G.; Sarthou, J.P.; Siebrecht, N.; Sommaggio, D.; Wolfrum, S.; Herzog, F., 2021. An increase in food production in Europe could dramatically affect farmland biodiversity. *Communications Earth & Environment*, 2 (1): 8. <http://dx.doi.org/10.1038/s43247-021-00256-x>
- Jones, S.T.; Allison, E.H.; Kroetz, K.; Ota, Y.; Jardine, S.L., 2023. *Enrollment, retention, and inclusivity of Marine Stewardship Council (MSC) eco-labelling certifications*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105734>
- Katt, F.; Meixner, O., 2020. A systematic review of drivers influencing consumer willingness to pay for organic food. *Trends in Food Science & Technology*, 100: 374-388. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tifs.2020.04.029>
- Klein, N.; Herzog, F.; Jeanneret, P.; Kay, S., 2023. Validating Farmland Biodiversity Life Cycle Assessment at the Landscape Scale.

- Environmental Science & Technology*, 57 (25): 9184-9193.
<http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.2c09677>
- Komar, O., 2012. *Are Rainforest Alliance certified coffee plantations bird-friendly? Final Technical Report*. San Salvador: SalvaNatura Fundacion Ecologica., 76 p.
https://www.researchgate.net/publication/319929251_Are_Rainforest_Alliance_Certified_coffee_plantations_bird-friendly/link/59c1deba0f7e9b21a8266788/download
- Kremen, C., 2015. *Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation*. Oxford: Blackwell Science Publ (Year in Ecology and Conservation Biology).
<http://dx.doi.org/10.1111/nyas.12845>
- Kuipers, K.J.J.; May, R.F.; Graae, B.J.; Verones, F., 2019. Reviewing the potential for including habitat fragmentation to improve life cycle impact assessments for land use impacts on biodiversity. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24 (12): 2206-2219.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-019-01647-1>
- Lambert, H.; Cornish, A.; Waley, D., 2024. The value of regulating stocking densities in aquaculture must not be dismissed: a reply to Saraiva et al. 2022. *Frontiers in Veterinary Science*, 10: 5.
<http://dx.doi.org/10.3389/fvets.2023.1335667>
- Lamine, C.; Bellon, S., 2009. Conversion to organic farming: a multidimensional research object at the crossroads of agricultural and social sciences. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (1): 97-112. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2008007>
- Le Roux, X.; Barbault, R.; Baudry, J.; Burel, F.; Doussan, I.; Garnier, E.; Herzog, F.; Lavorel, S.; Lirán, R.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.-P.; Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser. Rapport d'expertise scientifique collective*. Paris: INRA, 637 p.
<http://dx.doi.org/10.15454/g90f-6x43>
- Leenhardt, S.; Mamy, L.; Pesce, S.; Sanchez, W.; Achard, A.L.; Amichot, M.; Artigas, J.; Aviron, S.; Barthélémy, C.; Beaudouin, R.; Bedos, C.; Bérard, A.; Berny, P.; Bertrand, C.; Bertrand, C.; Betoulle, S.; Bureau-Point, É.; Charles, S.; Chaumot, A.; Chauvel, B.; Coeurdassier, M.; Corio-Costet, M.-F.; Coutellec, M.-A.; Crouzet, O.; Doussan, I.; Fabure, J.; Fritsch, C.; Gallai, N.; Gonzalez, P.; Gouy, V.; Hedde, M.; Langlais, A.; Le Bellec, F.; Leboulanger, C.; Le Gall, M.; Le Perchech, S.; Margoum, C.; Martin-Laurent, F.; Mongrueil, R.; Morin, S.; Mouglin, C.; Munaron, D.; Nelieu, S.; Pélosi, C.; Rault, M.; Sabater, S.; Stachowski-Haberborn, S.; Sucre, E.; Thomas, M.; Tournebize, J., 2022. *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse de l'expertise scientifique collective*: INRAE - IFREMER, 136 p. <http://dx.doi.org/10.17180/gfjkj-e861>
- Lees, S.; Melnychuk, M.C.; McElroy, D.J.; Longo, C., 2022. *MSC Monitoring and Evaluation. Technical Report 2022*. London, UK: Marine Stewardship Council., 74 p. https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/what-we-are-doing/monitoring-and-evaluation-documents/msc-monitoring-and-evaluation-technical-report-2022.pdf?sfvrsn=da7cfd2_14
- Lemeilleur, S.; Allaire, G., 2018. Système participatif de garantie dans les labels du mouvement de l'agriculture biologique. Une réappropriation des communs intellectuels. *Économie rurale*, 365 (3): 7-27.
<http://dx.doi.org/10.4000/economierurale.5813>
- Lemeilleur, S.; N'Dao, Y.; Ruf, F., 2015. The productivist rationality behind a sustainable certification process: evidence from the Rainforest Alliance in the Ivorian cocoa sector. *International Journal of Sustainable Development*, 18 (4): 310-328.
<http://dx.doi.org/10.1504/ijisd.2015.072661>
- Lindner, J.-P.; Koch, P.; Fehrenbach, H.; Buerck, S., 2022. *Bringing the Biodiversity Value Increment method to Agribalyse*. Paris: Ademe, 60 p.
<https://doc.agribalyse.fr/documentation-en/agribalyse-data/documentation#biodiversity-bvi-method-and-agribalyse>
- Lindner, J.P.; Fehrenbach, H.; Winter, L.; Bischoff, M.; Bloemer, J.; Knuepfer, E., 2019. Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability*, 11 (20): 24.
<http://dx.doi.org/10.3390/su11205628>
- Loconto, A., 2024. 'Planting Seeds' for 'Good Growth': Anthropocenic Performances of Responsibility. In: Loconto, A.M.; H, C.D., eds. *Agri-food Transitions in the Anthropocene. Challenges, Contested Knowledge, and the Need for Change*. London: SAGE Ltd, 265-289.
- Loconto, A.; Desquilbet, M.; Moreau, T.; Couvet, D.; Dorin, B., 2020. The land sparing - land sharing controversy: Tracing the politics of knowledge. *Land Use Policy*, 96: 13.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.014>
- Loconto, A.; Hatanaka, M., 2018. Participatory Guarantee Systems: Alternative Ways of Defining, Measuring, and Assessing 'Sustainability'. *Sociologia Ruralis*, 58 (2): 412-432.
<http://dx.doi.org/10.1111/soru.12187>
- Loconto, A.M., 2017. Models of Assurance: Diversity and Standardization of Modes of Intermediation. *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 670 (1): 112-132.
<http://dx.doi.org/10.1177/0002716217692517>
- Makowski, D.; Catarino, R.; Chen, M.; Bosco, S.; Montero-Castaño, A.; Pérez-Soba, M.; Schievano, A.; Tamburini, G., 2023. Synthesising results of meta-analyses to inform policy: a comparison of fast-track methods. *Environmental Evidence*, 12 (1): 14.
<http://dx.doi.org/10.1186/s13750-023-00309-y>
- Marx, A.; Depoorter, C.; Vanhaecht, R., 2022. Voluntary Sustainability Standards: State of the Art and Future Research. *Standards*, 2 (1): 14-31. <http://dx.doi.org/10.3390/standards2010002>
- Maxwell, S.; Fuller, R.A.; Brooks, T.M.; Watson, J.E.M., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536 (7615): 143-145. <http://dx.doi.org/10.1038/536143a>
- Melovic, B.; Cirovic, D.; Dudic, B.; Vulic, T.B.; Gregus, M., 2020. The Analysis of Marketing Factors Influencing Consumers' Preferences and Acceptance of Organic Food Products-Recommendations for the Optimization of the Offer in a Developing Market. *Foods*, 9 (3): 25.
<http://dx.doi.org/10.3390/foods9030259>
- Methley, A.M.; Campbell, S.; Chew-Graham, C.; McNally, R.; Cheraghi-Sohi, S., 2014. PICO, PICOS and SPIDER: a comparison study of specificity and sensitivity in three search tools for qualitative systematic reviews. *Bmc Health Services Research*, 14: 10.
<http://dx.doi.org/10.1186/s12913-014-0579-0>
- Meyfroidt, P.; de Bremond, A.; Ryan, C.M.; Archer, E.; Aspinall, R.; Chhabra, A.; Camara, G.; Corbera, E.; DeFries, R.; Diaz, S.; Dong, J.W.; Ellis, E.C.; Erb, K.H.; Fisher, J.A.; Garrett, R.D.; Golubiewski, N.E.; Grau, H.R.; Grove, J.M.; Haberl, H.; Heinemann, A.; Hostert, P.; Jobbagy, E.G.; Kerr, S.; Kuemmerle, T.; Lambin, E.F.; Lavorel, S.; Lele, S.; Mertz, O.; Messerli, P.; Metternicht, G.; Munroe, D.K.; Nagendra, H.; Nielsen, J.O.; Ojima, D.S.; Parker, D.C.; Pascual, U.; Porter, J.R.; Ramankutty, N.; Reenberg, A.; Chowdhury, R.R.; Seto, K.C.; Seufert, V.; Shibata, H.; Thomson, A.; Li, B.T.L.; Urabe, J.; Veldkamp, T.; Verburg, P.H.; Zeleke, G.; zu Ermgassen, E., 2022. Ten facts about land systems for sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119 (7): 12.
<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2109217118>
- Mol, A.P.J.; Oosterveer, P., 2015. Certification of Markets, Markets of Certificates: Tracing Sustainability in Global Agro-Food Value Chains. *Sustainability*, 7 (9): 12258-12278.
<http://dx.doi.org/10.3390/su70912258>
- Muller-Lindenlauf, M.; Deittert, C.; Kopke, U., 2010. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livestock Science*, 128 (1-3): 140-148.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.013>
- Nava, L.; Tampe, M., 2023. The Challenge of Implementing Voluntary Sustainability Standards: A Dynamic Framework on the Tension between Adherence and Adaptation. *Business Ethics Quarterly*, 33 (2): 296-326. <http://dx.doi.org/10.1017/beq.2022.1>
- Navarro, L.M.; Fernández, N.; Guerra, C.; Guralnick, R.; Kissling, W.D.; Londoño, M.C.; Muller-Karger, F.; Turak, E.; Balvanera, P.; Costello, M.J.; Delavaud, A.; El Serafy, G.Y.; Ferrier, S.; Geijzendorffer, I.; Geller,

- G.N.; Jetz, W.; Kim, E.S.; Kim, H.; Martin, C.S.; McGeoch, M.A.; Mwampamba, T.H.; Nel, J.L.; Nicholson, E.; Pettorelli, N.; Schaeffer, M.E.; Skidmore, A.; Pinto, I.S.; Vergara, S.; Vihervaara, P.; Xu, H.G.; Yahara, T.; Gill, M.; Pereira, H.M., 2017. Monitoring biodiversity change through effective global coordination. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 29: 158-169. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cusust.2018.02.005>
- Nemecek, T.; Dubois, D.; Hugué-Elie, O.; Gaillard, G., 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems*, 104 (3): 217-232. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2010.10.002>
- Nicklaus, S., 2021. Dijon, Alimentation durable 2030 Territoire d'innovation. *Point d'échange bilatéral*. Virtual Conference, France: 2021-11-18. <https://hal.inrae.fr/hal-04192240>
- OFB, 2022. *Evaluation des performances environnementales de la certification haute valeur environnementale (HVE). Rapport final*. Paris: Office français de la biodiversité, 135 p. https://oai-gem.ofb.fr/ex-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/49972?fic=doc00073300.pdf
- Ollerton, J.; Erenler, H.; Edwards, M.; Crockett, R., 2014. Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science*, 346 (6215): 1360-1362. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1257259>
- Ollivier, G.; Bellon, S., 2013. Dynamiques paradigmatiques des agricultures écologisées dans les communautés scientifiques internationales. *Natures Sciences Société*, 21 (2): 166-181. <https://doi.org/10.1051/nss/2013093>
- OSPAR, 2023a. Fish Thematic Assessment. *OSPAR, 2023: Quality Status Report 2023*. London: OSPAR Commission. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qs-2023/thematic-assessments/fish/>
- Othoniel, B.; Rugani, B.; Heijungs, R.; Beyer, M.; Machwitz, M.; Post, P., 2019. An improved life cycle impact assessment principle for assessing the impact of land use on ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 693: 15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.180>
- Pereira, H.M.; Ferrier, S.; Walters, M.; Geller, G.N.; Jongman, R.H.G.; Scholes, R.J.; Bruford, M.W.; Brummitt, N.; Butchart, S.H.M.; Cardoso, A.C.; Coops, N.C.; Dulloo, E.; Faith, D.P.; Freyhof, J.; Gregory, R.D.; Heip, C.; Höft, R.; Hurtt, G.; Jetz, W.; Karp, D.S.; McGeoch, M.A.; Obura, D.; Onoda, Y.; Pettorelli, N.; Reyers, B.; Sayre, R.; Scharlemann, J.P.W.; Stuart, S.N.; Turak, E.; Walpole, M.; Wegmann, M., 2013. Essential Biodiversity Variables. *Science*, 339 (6117): 277-278. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1229931>
- Pérez Roda, M.A.; Gilman, E.; Huntington, T.; Kennelly, S.J.; Suuronen, P.; Chaloupka, M.; Medley, P., 2019. *A third assessment of global marine fisheries discards*. Roma: FAO, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 633, 78 p. <https://www.fao.org/3/ca2905en/ca2905en.pdf>
- Pikitch, E.K.; Rountos, K.J.; Essington, T.E.; Santora, C.; Pauly, D.; Watson, R.; Sumaila, U.R.; Boersma, P.D.; Boyd, I.L.; Conover, D.O.; Cury, P.; Heppell, S.S.; Houde, E.D.; Mangel, M.; Plagányi, É.; Sainsbury, K.; Steenack, R.S.; Geers, T.M.; Gounaris, N.; Munch, S.B., 2014. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. *Fish and Fisheries*, 15 (1): 43-64. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12004>
- Ponte, S., 2014. 'Roundtabling' sustainability: Lessons from the biofuel industry. *Geoforum*, 54: 261-271. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.07.008>
- Poux, X., 2023. Alimentation : les enjeux de l'affichage environnemental, ou ce que la morue nous enseigne. *The Conversation*. <https://theconversation.com/alimentation-les-enjeux-de-laffichage-environnemental-ou-ce-que-la-morue-nous-enseigne-202574>
- Préat, N.; Lefaible, N.; Alvarenga, R.A.F.; Taelman, S.E.; Dewulf, J., 2021. Development of a life cycle impact assessment framework accounting for biodiversity in deep seafood ecosystems: A case study on the Clarion Clipperton Fracture Zone. *Science of the Total Environment*, 770: 15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144747>
- Prechsl, U.E.; Wittwer, R.; van der Heijden, M.G.A.; Luscher, G.; Jeanneret, P.; Nemecek, T., 2017. Assessing the environmental impacts of cropping systems and cover crops: Life cycle assessment of FAST, a long-term arable farming field experiment. *Agricultural Systems*, 157: 39-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2017.06.011>
- Quemper, F.; Levrel, H.; Le Bras, Q.; Mouillard, R.; Gascuel, D., 2024. *Evaluation des performances environnementales, économiques et sociales des flottilles de pêche françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est. Rapport du programme TransiPêche : Scénarios de transition écologique et sociale des pêches françaises*. Rennes: L'Institut Agro Rennes-Angers, Les publications du Pôle halieutique, mer et littoral de L'Institut Agro n° 55, 117 p. <https://halieutique.institut-agro-rennes-angers.fr/files/fichiers/pdf/performances.pdf>
- Raimbault, B.; Soutjis, B., 2024. Effets politiques du calcul, effets calculatoires de l'action publique. Le cas de l'affichage environnemental dans le secteur alimentaire en France. *Gouvernement et action publique*, 13 (4): 31-54. <https://shs.cairn.info/revue-gouvernement-et-action-publique-2024-4-page-31?lang=fr>
- République française, 2021. Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets. *JORF n°0196 du 24 août 2021*. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924>
- Restrepo, V.; Murua, H.; Justel, A.; Koehler, H., 2024. *Tuna Fisheries' Impacts on Non-Tuna Species and Other Environmental Aspects: 2024 Summary*. Pittsburgh, PA, USA: International Seafood Sustainability Foundation, ISSF Technical Report 2024-03Rev, 43 p. <https://www.issf-foundation.org/downloads/36876/?tmstvt=1717487329>
- Richardson, K.; Steffen, W.; Lucht, W.; Bendtsen, J.; Cornell, S.; Donges, J.; Drüke, M.; Fetzer, I.; Bala, G.; von Bloh, W.; Feulner, G.; Fiedler, S.; Gerten, D.; Gleeson, T.; Hofmann, M.; Huiskamp, W.; Kummu, M.; Mohan, C.; Nogués-Bravo, D.; Petri, S.; Porkka, M.; Rahmstorf, S.; Schaphoff, S.; Thonicke, K.; Tobian, A.; Virkki, V.; Wang-Erlandsson, L.; Weber, L.; Rockström, J., 2023. Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, 9 (37): 16. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>
- Rigal, S.; Dakos, V.; Alonso, H.; Aunins, A.; Benko, Z.; Brotons, L.; Chodkiewicz, T.; Chylarecki, P.; de Carli, E.; del Moral, J.C.; Domsa, C.; Escandell, V.; Fontaine, B.; Foppen, R.; Gregory, R.; Harris, S.; Herrando, S.; Husby, M.; Ieronymido, C.; Jiguet, F.; Kennedy, J.; Klvánová, A.; Kmecl, P.; Kuczynski, L.; Kurlavicius, P.; Käläs, J.A.; Lehikoinen, A.; Lindström, Å.; Lorrillière, R.; Moshøj, C.; Nellis, R.; Noble, D.; Eskildsen, D.P.; Paquet, J.Y.; Péliissié, M.; Pladevall, C.; Portolou, D.; Reif, J.; Schmid, H.; Seaman, B.; Szabo, Z.D.; Szép, T.; Florenzano, G.T.; Teufelbauer, N.; Trautmann, S.; van Turnhout, C.; Vermouzek, Z.; Vikstrom, T.; Vorisek, P.; Weiserbs, A.; Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 120 (21): 9. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2216573120>
- Rouabah, A.; Lasserre-Joulin, F.; Amiaud, B.; Plantureux, S., 2014. Emergent effects of ground beetles size diversity on the strength of prey suppression. *Ecological Entomology*, 39 (1): 47-57. <http://dx.doi.org/10.1111/een.12064>
- Roux, J.P.; van der Lingen, C.D.; Gibbons, M.J.; Moroff, N.E.; Shannon, L.J.; Smith, A.D.M.; Cury, P.M., 2013. Jellyfication of marine ecosystems as a likely consequence of overfishing small pelagic fishes: lessons from the Benguela. *Bulletin of Marine Science*, 89 (1): 249-284. <http://dx.doi.org/10.5343/bms.2011.1145>
- Sánchez-Bayo, F.; Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Sanye Mengual, E.; Boschiero, M.; Leite, J.; Casanato, C.; Fiorese, G.; Mancini, L.; Sinkko, T.; Wollgast, J.; Listorti, G.; Sala, S., 2024.

- Sustainability labelling in the EU food sector: current status and coverage of sustainability aspects.* Luxembourg: Office of the European Union Publications, (JRC134427). <http://dx.doi.org/10.2760/90191>
- Schmidt, J.; De Rosa, M., 2020. Certified palm oil reduces greenhouse gas emissions compared to non-certified. *Journal of Cleaner Production*, 277: 12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124045>
- Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF); Gras, M.; Pierucci, A.; Mantopoulou Palouka, D.; Kupschus, S.; Konrad, C., 2024b. *Monitoring the Performance of the Common Fisheries Policy (STECF-Adhoc-24-01)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°137731, (JRC137731), 105 p. <http://dx.doi.org/10.2760/547228>
- Sidemo-Holm, W.; Ekroos, J.; Smith, H.G., 2021. Land sharing versus land sparing-What outcomes are compared between which land uses? *Conservation Science and Practice*, 3 (11): 11. <http://dx.doi.org/10.1111/csp2.530>
- Sigurdsson, V.; Larsen, N.M.; Pálsdóttir, R.G.; Folwarczny, M.; Menon, R.G.V.; Fagerstrom, A., 2022. Increasing the effectiveness of ecological food signaling: Comparing sustainability tags with eco-labels. *Journal of Business Research*, 139: 1099-1110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbusres.2021.10.052>
- Sirami, C.; Gross, N.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrié, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguet, P.; Vuillot, C.; Alignier, A.; Girard, J.; Batáry, P.; Clough, Y.; Violle, C.; Giralt, D.; Bota, G.; Badenhausser, I.; Lefebvre, G.; Gauffre, B.; Vialatte, A.; Calatayud, F.; Gil-Tena, A.; Tischendorf, L.; Mitchell, S.; Lindsay, K.; Georges, R.; Hilaire, S.; Recasens, J.; Solé-Senan, X.O.; Robleño, I.; Bosch, J.; Barrientos, J.A.; Ricarte, A.; Marcos-García, M.A.; Miñano, J.; Mathevet, R.; Gibon, A.; Baudry, J.; Balent, G.; Poulin, B.; Burel, F.; Tschamntke, T.; Bretagnolle, V.; Siriwardena, G.; Ouin, A.; Brotons, L.; Martin, J.L.; Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116 (33): 16442-16447. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Smith, O.M.; Cohen, A.L.; Reganold, J.P.; Jones, M.S.; Orpet, R.J.; Taylor, J.M.; Thurman, J.H.; Cornell, K.A.; Olsson, R.L.; Ge, Y.; Kennedy, C.M.; Crowder, D.W., 2020. Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (6): 2870-2878. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1906909117>
- Smith, O.M.; Cohen, A.L.; Rieser, C.J.; Davis, A.G.; Taylor, J.M.; Adesanya, A.W.; Jones, M.S.; Meier, A.R.; Reganold, J.P.; Orpet, R.J.; Northfield, T.D.; Crowder, D.W., 2019. Organic Farming Provides Reliable Environmental Benefits but Increases Variability in Crop Yields: A Global Meta-Analysis. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 3: 10. <http://dx.doi.org/10.3389/fsufs.2019.00082>
- Spedicato, M.-T.; Rindorf, A.; Anastasopoulou, K.; Basurko, O.C.; Batts, L.; Berg, C.W.; Biondi, M.; Carbonara, P.; Casagrandi, R.; Depestele, J.; Dewitte, B.; Goienetxea, I.; Jacobsen, N.S.; Kavadas, S.; Maina, I.; Mari, L.; Melia, P.; Moriarty, M.; Politikos, D.; Romagnoni, G.; Ruiz, I.; Russel, J.; Vassilopoulou, C.; Zupa, W.; Reid, D., 2023. *SEAwise Report on the pressure induced by fisheries related litter on key species groups*: Technical University of Denmark, 82 p. <http://dx.doi.org/10.11583/DTU.23284649>
- Stanton, R.; Morrissey, C.; Clark, R., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 254: 244-254. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028>
- Stephenson, S.; Johnson, A.F., 2023. *On The Hook, External Review of the Marine Stewardship Council, No.1*. London, United Kingdom.: On The Hook, 79 p. https://onthehook.org.uk/wp-content/uploads/2023/07/MarFishEco_On-the-Hook-External-Review-of-MSC_June_23_FINAL-2.pdf
- Stokes, A.; Bocquého, G.; Carrere, P.; Salazar, R.C.; Deconchat, M.; Garcia, L.; Gardarin, A.; Gary, C.; Gaucherel, C.; Gueye, M.; Hedde, M.; Lescourret, F.; Mao, Z.; Quérou, N.; Rudi, G.; Salles, J.M.; Soubeyran, R.; Subervie, J.; Vialatte, A.; Vinatier, F.; Thomas, M., 2023. Services provided by multifunctional agroecosystems: Questions, obstacles and solutions. *Ecological Engineering*, 191: 18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106949>
- Temple, A.; Skerritt, D.; Howarth, P.; Pearce, J.; Mangi, S., 2022. Illegal, unregulated and unreported fishing impacts: A systematic review of evidence and proposed future agenda. *Marine Policy*, 139: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105033>
- Tidåker, P.; Potter, H.K.; Carlsson, G.; Rööös, E., 2021. Towards sustainable consumption of legumes: How origin, processing and transport affect the environmental impact of pulses. *Sustainable Production and Consumption*, 27: 496-508. <http://dx.doi.org/10.1016/j.spc.2021.01.017>
- Trusty, M.F., 2012. Environmental improvement of seafood through certification and ecolabelling: theory and analysis. *Fish and Fisheries*, 13 (1): 1-13. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00404.x>
- Travaille, K.L.T.; Lindley, J.; Kendrick, G.A.; Crowder, L.B.; Clifton, J., 2019. The market for sustainable seafood drives transformative change in fishery social-ecological systems. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 57: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.05.003>
- Tschamntke, T.; Grass, I.; Wanger, T.C.; Westphal, C.; Batary, P., 2021. Beyond organic farming - harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36 (10): 919-930. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tuck, S.L.; Winqvist, C.; Mota, F.; Ahnstrom, J.; Turnbull, L.A.; Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (3): 746-755. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tulaeva, S.; Tysiachniouk, M.; Pappila, M.; Tynkkynen, M., 2023. Marine Stewardship Council Certification in Finland and Russia: Global Standards and Local Practices. *Sustainability*, 15 (5): 20. <http://dx.doi.org/10.3390/su15054063>
- Tuomisto, H.L.; Hodge, I.D.; Riordan, P.; Macdonald, D.W., 2012. Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems*, 108: 42-49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2012.01.004>
- Tyser, L.; Kolarova, M.; Tulacka, O.; Hamouz, P., 2021. Weed vegetation in conventional and organic farming in West Bohemia (Czech Republic). *Plant Soil and Environment*, 67 (7): 376-382. <http://dx.doi.org/10.17221/6/2021-pse>
- Union européenne, 2024. Directive(UE) 2024/825 du Parlement européen et du Conseil du 28 février 2024 modifiant les directives 2005/29/CE et 2011/83/UE pour donner aux consommateurs les moyens d'agir en faveur de la transition verte grâce à une meilleure protection contre les pratiques déloyales et grâce à une meilleure information (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *JO L*, 2024/825, 6.3.2024. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32024L0825>
- Vallé, C.; Le Viol, I.; Kerbiriou, C.; Bas, Y.; Jiguet, F.; Princé, K., 2023. Farmland biodiversity benefits from small woody features. *Biological Conservation*, 286: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110262>
- van der Meulen, B.M.J.; Van der Velde, M.; Szajkowska, A.; Verbruggen, R., 2008. *European food law handbook*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers (European Institute for Food Law series, n°2), 632 p.
- 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 (6): 419-425. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>
- Vashishat, R.; Sharma, S.; Chandel, R.; Dev, I.; Chauhan, G.; Divyanshu; Gupta, A.; Gupta, M.; Laishram, C., 2024. Sustainable agriculture

- made easy: CETARA-NF's self-certification. *Journal of Agriculture and Food Research*, 18: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jafr.2024.101404>
- Vasilakopoulos, P.; Pali Alexis, A.; Boschetti, S.; Cardoso, A.; Druon, J.; Konrad, C.; Kotta, M.; Magliozzi, C.; Palma, M.; Piroddi, C.; Ruiz, L.; Salas Herrero, F.; Stips, A.; Tornero, V.; Hanke, G., 2022. *Marine Strategy Framework Directive - Thresholds for MSFD criteria: state of play and next steps*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°128344, (EUR 31131 EN), 47 p. <http://dx.doi.org/10.2760/640026>
- Vermard, Y.; Ulrich, C., 2024. *Bilan 2023 du statut des ressources halieutiques débarquées par la pêche française hexagonale en 2022*. Brest: Ifremer, 42 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00877/98852/>
- Vijay, V.; Armsworth, P.R., 2021. Pervasive cropland in protected areas highlight trade-offs between conservation and food security. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118 (4): 7. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2010121118>
- Westgren, R.E., 1999. Delivering food safety, food quality, and sustainable production practices: The Label Rouge poultry system in France. *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (5): 1107-1111. <http://dx.doi.org/10.2307/1244092>
- Witter, A.; Murray, G.; Sumaila, U.R., 2021. Consumer seafood preferences related to alternative food networks and their value chains. *Marine Policy*, 131: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104694>
- Woods, J.S.; Rodder, G.; Verones, F., 2019. An effect factor approach for quantifying the entanglement impact on marine species of macroplastic debris within life cycle impact assessment. *Ecological Indicators*, 99: 61-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.018>
- Wu, R.S.S., 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin*, 31 (4-12): 159-166. [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326x\(95\)00100-2](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326x(95)00100-2)
- Wurz, A.; Tschardtke, T.; Martin, D.A.; Osen, K.; Rakotomalala, A.; Raveloaritiana, E.; Andrianisaina, F.; Dröge, S.; Fulgence, T.R.; Soazafy, M.R.; Andriafanomezantsoa, R.; Andrianarimisa, A.; Babarezoto, F.S.; Barkmann, J.; Hänke, H.; Hölscher, D.; Kreft, H.; Rakouth, B.; Guerrero-Ramírez, N.R.; Ranarijaona, H.L.T.; Randriamanantena, R.; Rasoavina, F.M.; Ravaomanarivo, L.H.R.; Grass, L., 2022. Win-win opportunities combining high yields with high multi-taxa biodiversity in tropical agroforestry. *Nature Communications*, 13 (1): 13. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-022-30866-8>

Collectif de travail

Pilotes scientifiques

Clara Ulrich, Ifremer, département RBE, Nantes. *Halieutique, politique européenne des pêches*

Françoise Lescourret, INRAE, Unité PSH, Avignon. *Agroécologie, services écosystémiques, modélisation*

Olivier Le Gall, INRAE, UMR BFP, Bordeaux. *Agroécologie, intégrité scientifique*

Membres du comité d'experts

Valentin Bellassen, INRAE, UMR Cesaer, Dijon. *Sciences de l'environnement, économie, évaluation multicritère*

Claire Bernard-Mongin, Cirad, UMR Innovation, Montpellier. *Sciences de gestion (labels, durabilité)*

Cécile Chéron-Bessou, Cirad, UMR System, Montpellier. *ACV, huile de palme*

Luc Bodiguel, Université de Droit de Nantes. *Droit de l'environnement, biodiversité*

Christian Bockstaller, INRAE, UMR LAE, Colmar. *Approches multicritères, indicateurs environnementaux*

Claire Cerdan, Cirad, UMR Innovation, Montpellier. *Géographie (labels, biodiversité, systèmes alimentaires)*

Fabienne Daures, Ifremer, UMR Amure, Plouzané. *Economie des filières pêche*

Alessandra Di Lauro, Université de Pise, Italie. *Droit dans le secteur agroalimentaire, labels*

Anne Farruggia, INRAE, Unité expérimentale St Laurent de la Prée, Poitou-Charentes. *Elevage, écologie des prairies*

Colin Fontaine, CNRS-MNHN, Cesc, Paris. *Écologie, conservation, réseaux d'interactions entre espèces*

Marine Friant-Perrot, Université de Droit de Nantes. *Droit de l'alimentation, information aux consommateurs*

Guillaume Fried, Anses, Montpellier. *Botanique, flore des agrosystèmes, plantes exotiques*

Didier Gascuel, Institut Agro, UMR Decod, Rennes. *Halieutique, écologie marine*

Sarah Huet, INRAE, UMR Cesaer Dijon. *Modélisation, évaluation multicritères environnementales*

Thierry Laugier, Ifremer, Station de Palavas, Montpellier-Sète. *Aquaculture*

Harold Levrel, AgroParisTech, UMR Cired, Paris (actuellement MNHN, CESC). *Approche économique agriculture et pêche*

Allison Loconto, INRAE, UMR Lisis, Marne La vallée. *Sociologie des labels, indicateurs de biodiversité*

Sterenn Lucas, Institut Agro, Pôle halieutique, mer et littoral, Rennes. *Economie de la consommation*

Pierre-Alain Maron, INRAE, UMR Agroécologie, Dijon. *Écologie des communautés microbiennes du sol*

Anne Mérot, INRAE, UMR System, Montpellier. *Agronomie, vigne*

Emmanuelle Porcher, MNHN, Cesc, Paris. *Écologie des communautés, macro-écologie, pollinisateurs*

Adrien Rusch, INRAE, UMR Save, Bordeaux. *Relations usage des terres, biodiversité, fonctions des écosystèmes*

Clélia Sirami, INRAE, UMR Dynafor, Toulouse. *Indicateurs de biodiversité, écologie des paysages*

Fabrice Vinatier, INRAE, UMR Lisah, Montpellier. *Ecohydrologie, écologie à l'échelle des bassins versants*

Marie Savina-Rolland, Ifremer, Unité STH, Lorient. *Halieutique, dynamique des populations*

Jose-Luis Zambonino-Infante, Ifremer, UMR Lemar, Plouzané. *Aquaculture*

Scientifiques ayant contribué ponctuellement au rapport

Ludovic Arnaud (INRAE, Cesbio, *chapitre 4, BVIAS*), Pascal Bach (IRD, *chapitre 3, pêche thonière*), Damien Beillouin (Cirad, *chapitre 3, Agriculture*), Abdoul Diallo (INRAE, Cesaer, *chapitre 4, BVIAS*), Ainhoa Ihasusta (CNRS, Cesbio, *chapitre 4, BVIAS*), Julie Regolo (INRAE, ODR, *chapitre 4, BVIAS*), Bénédicte Roche (INRAE, St Laurent de la Prée, *chapitre 5, Initiatives*)

Equipe-projet

Jérémy Barrault, graphiste indépendant, *Infographies*

Coline Capron, INRAE, Depe, *chargée de mission (2023)*

Sacha Desbourdes, INRAE, AgroEcoSystem, Orléans, *Design graphique*

Catherine Donnars, INRAE, Depe, *Conduite du projet, rédaction*

Kim Girard, INRAE, Depe, *Appui communication et gestion administrative*

Sandrine Gobet, INRAE, Depe, *Gestion logistique et administrative*

Morgane Le Gall, Ifremer, *Documentation*

Sophie Le Perhec, INRAE, Depe/DipSO (Direction pour la science ouverte, pôle Astra), *Documentation*

Clémence Morant, INRAE, Depe, *Chargée de mission (2024)*

Megan Quimbre, Ifremer, *Documentation*

Isabelle Savini, INRAE, Depe, *Appui éditorial*

Comité de suivi

Membres : **ADEME**, Direction Bioéconomie et énergies renouvelables (Audrey Rimbaud, Vincent Colomb); **ministère en charge de l'Agriculture**, Direction générale de la performance économique et environnementale des entreprises (Léa de Martini), CEP (Johann Gremont); **ministère en charge de l'Ecologie**, Commissariat Général au Développement Durable (Valérie To, Noémie Quéré, Catherine Conil); **Ifremer**, Direction générale, Appui aux politiques publiques (Olivier Le Pivert); **INRAE**, Direction générale, Directions scientifiques (Louis-Georges Soler puis Sophie Nicklaus, Thierry Caquet, Cécile Detang-Dessendre) et DEPE (Guy Richard).

Membres invités : **Direction générale des affaires maritimes, de la pêche et de l'aquaculture** (Yas Farjad); **INAO** (Jacques Gautier); **OFB**, Direction de l'appui aux stratégies pour la biodiversité (Antoine Villar); **ministère en charge de la recherche**, Direction Générale pour la Recherche et l'Innovation (Philip Roche).

Comité consultatif d'acteurs (2 réunions)

ONG : Union Fédérale des Consommateurs Que choisir (UFC), Noé, Paysans de nature, France nature environnement (FNE), Ligue pour la protection des oiseaux (LPO), Union internationale pour la conservation de la Nature (UICN), World Wildlife Fund France (WWF); **Représentants professionnels** : Coopération agricole, Confédération des industries de traitement des produits des pêches maritimes et de l'aquaculture (CITPPM), Adépale, Association nationale des industries alimentaires (ANIA), Syndicat des entreprises agroalimentaires bio (Synabio), France Filière Pêche, Union du mareyage français; **Interprofessions** : Inter-céréales, Interfel (fruits et légumes), Interbev, Comité national des interprofessions des Vins à appellation d'origine et indication géographique (CNIV), Comité interprofessionnel des produits de l'aquaculture (CIPA), Comité national de la conchyliculture (CNC); **Représentants institutionnels** : Assemblée permanente des chambres d'agriculture (APCA), Association des instituts techniques agricoles (ACTA), représentation française de IPBES; **Cabinets d'étude** : Basic, Caisse des Dépôts et consignations (CDC) Biodiversité, IDDRI.

Comité des labels (1 réunion au démarrage de l'étude)

Agence Bio, ASC, Bee Friendly, Citoyens et Compagnie, Comité national INAO des AOP laitières, agroalimentaires et forestières, CNAOL, Commerce équitable France, Demeter, Dijon Métropole, FNAB, Fil Rouge et Fédélis, ITAB, MSC, Nature et progrès, Rainforest Alliance, RSPO, RTRS, Sylaporc, Synalaf.

Ce document est la synthèse du rapport d'étude dont les auteurs et autrices sont le comité d'experts et les contributeurs et contributrices sollicités ponctuellement par les experts, comme cités dans la référence ci-dessous. Les auteurs et autrices de la synthèse remercient les contributrices et contributeurs ponctuels et les relecteurs et relectrices.

Clara Ulrich (coord.), Françoise Lescourret (coord.), Olivier Le Gall (coord.), Ludovic Arnaud, Pascal Bach, Damien Beillouin, Valentin Bellassen, Claire Bernard-Mongin, Christian Bockstaller, Luc Bodiguel, Coline Capron, Claire Cerdan, Cécile Chéron-Bessou, Fabienne Daurès, Abdoul Diallo, Alexandra Di Lauro, Catherine Donnars, Anne Farruggia, Colin Fontaine, Marine Friant-Perrot, Guillaume Fried, Didier Gascuel, Sarah Huet, Thierry Laugier, Morgane Le Gall, Sophie Le Perhec, Harold Levrel, Ainhoa Ihasusta, Allison Loconto, Sterenn Lucas, Pierre-Alain Maron, Clémence Morant, Anne Mérot, Emmanuelle Porcher, Megan Quimbre, Julie Regolo, Bénédicte Roche, Adrien Rusch, Marie Savina-Rolland, Clélia Sirami, Fabrice Vinatier, José-Luis Zambonino-Infante (2025). *Agriculture, aquaculture et pêche : impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité*. Rapport d'étude, INRAE - Ifremer (France). 582 pages.



**Institut national de recherche pour l'agriculture,
l'alimentation et l'environnement - INRAE**

Direction de l'expertise scientifique collective,
de la prospective et des études
147 rue de l'Université - 75338 Paris cedex 07
Tél. : +33 (0)1 42 75 94 90

Rejoignez-nous sur:



[inrae.fr](https://www.inrae.fr)



**Institut français de recherche
pour l'exploitation de la mer - IFREMER**

Direction générale déléguée à la stratégie
Coordination de l'appui aux politiques publiques
ZI de la Pointe du Diable - CS 10070 - 29280 Plouzané
Tél. +33 (0)2 98 22 40 40

Rejoignez-nous sur:



[ifremer.fr/Expertise](https://www.ifremer.fr/Expertise)



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

INRAE

 **Ifremer**