

Indicateur prédictif des impacts des systèmes agricoles sur la biodiversité locale (BioSyScan v. 1.0)

Bastien Dallaporta¹, Sabine Bonnot¹ et Christian Bockstaller²

¹ ITAB, 149 Rue de Bercy, CEDEX 12, 75595 Paris, France

² UMR LAE, Université de Lorraine, INRAE, 68000 Colmar, France



Contact : bastien.dallaporta@itab.asso.fr, christian.bockstaller@inrae.fr

La version 1.0 est consacrée aux systèmes de grandes cultures. La version 2.0 a été rédigée et sera prochainement disponible. Elle inclut les cultures pérennes et les prairies. Cette version 2.0 sera mise en ligne prochainement.

Août 2022

Avant-propos :

Ce document a pour objectif de décrire un nouvel indicateur prédictif de biodiversité en lien avec les systèmes agricoles. Cet indicateur prédictif est basé sur un modèle opérationnel. Ce travail est basé sur une large revue bibliographique, et pourra faire l'objet d'améliorations et d'adaptations en fonction des nouvelles connaissances scientifiques produites et des observations qui seront faites lors des phases d'étalonnage en situations réelles. Les éléments décrits dans ce document sont donc inscrits dans une démarche d'amélioration continue. La description de la méthodologie et de l'outil est transparente et aussi exhaustive que possible. Il est à noter que le dispositif informatique qui accompagne la méthode (CONTRA) est totalement ouvert et que l'utilisateur peut accéder à toutes les valeurs de paramétrages et à toutes les règles de décision, de manière là aussi transparente. L'utilisation de l'outil ne nécessite pas de logiciel payant, et les paramètres intégrés dans les calculs sont des éléments agronomiques et paysagers concrets, aisément appréhendables et appropriables par les opérateurs, qu'il s'agisse de producteurs, de filières, des services concernés dans les entreprises, de conseillers, de chercheurs, d'étudiants. Elle est déjà mobilisée opérationnellement aujourd'hui, en tant que principe et qu'outil d'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité locale, par exemple dans l'étiquetage de durabilité Planet-score en cours de déploiement à l'échelle européenne. Le prototype est donc déjà en usage. Il est destiné, ainsi que ses futurs développements, à être approprié par tous les opérateurs qui le jugeront d'intérêt dans leurs travaux d'appréhension de l'enjeu « biodiversité en milieu agricole » aux échelles spatiales adaptées.

EN COURS DE PUBLICATION

Sommaire :

1.	Contexte	1
2.	Finalités et utilisateurs visés	2
3.	Périmètre de la méthode	2
4.	État de l'art	3
5.	Principes de construction	5
6.	Présentation de l'indicateur BioSyScan.....	7
6.1.	Présentation de l'outil CONTRA	7
6.1.1.	Définition des variables	7
6.1.2.	Application de correctifs	8
6.1.3.	Saisie des données d'entrée	8
6.2.	Construction de l'indicateur BioSyScan Grandes Cultures	8
6.2.1.	Mobilisation de la bibliographie scientifique	8
6.2.2.	Structure de l'arbre.....	13
6.2.3.	Paramétrage des variables	14
6.2.4.	Exemple de résultats.....	15
7.	Discussion et perspectives	16
7.1.	Qualité de l'indicateur	16
7.2.	Données d'entrée : génériques, semi-spécifiques et spécifiques	17
7.3.	Articulation avec l'ACV	17
7.4.	Des perspectives d'applications multiples	19
8.	Références citées.....	20

Table des illustrations :

Figures

Figure 1 : Capture d'écran de l'outil CONTRA pour la définition des variables d'entrée	7
Figure 2 : Capture d'écran de l'outil CONTRA pour l'application de correctifs	8
Figure 3 : Schématisation des effets de la complexité du paysage et du niveau d'intensification de l'agriculture sur la richesse spécifique à l'échelle du paysage, en fonction de la mobilité effective des organismes (Burel et al. 2008 adapté de Roschewitz et al, 2005)	12
Figure 4 : Structure de l'arbre de décision de l'indicateur Grandes cultures	13
Figure 5 : Exemples de résultats pour quatre conduites contrastées en grandes cultures	15

Tableaux

Tableau 1 : Pratiques agricoles en grandes cultures ayant un impact positif (+) ou négatif (-) sur la biodiversité	11
Tableau 2 : Paramétrage des variables du calculateur grandes cultures	14

Encadrés

Encadré 1 : Présentation simplifiée d'un arbre de décision associant la logique floue (Bockstaller et al. 2017)	6
--	---

1. Contexte

L'expérimentation française sur l'affichage environnemental pour les produits agro-alimentaires, animée par l'ADEME pour le compte du Ministère de la Transition Écologique, a mis en lumière la nécessité de mieux couvrir les enjeux associés à la biodiversité pour fournir une information sincère sur ces produits. Le cadre législatif français¹ prévoyant que l'affichage environnemental devrait refléter les impacts sur la totalité du cycle de vie des produits (de la fourche à l'assiette), les acteurs impliqués dans le dossier ont été fortement incités par l'ADEME à se saisir des bases de données d'Analyse de Cycle de Vie (ACV), plus précisément la base de données Agribalyse créée par l'ADEME pour les produits agricoles et agro-alimentaires, malgré les nombreuses limites et angles morts de cette base de données² et plus globalement de la méthode ACV lorsqu'elle est appliquée aux produits biosourcés.

L'un des enjeux identifiés comme non correctement appréhendés par l'ACV est la biodiversité (Bosque et al. 2020; Gac et al. 2020; van der Werf et al. 2020). Notamment la majeure partie du spectre de la biodiversité en milieu agricole (pédofaune, invertébrés, insectes dont pollinisateurs, oiseaux, mammifères) est invisible dans la méthode ACV. Cette invisibilité de la biodiversité terrestre (mobile et immobile) à l'échelle locale dans les métriques ACV est problématique dans la mesure où c'est précisément cette biodiversité qui est victime d'un effondrement massif depuis quelques décennies, et que la responsabilité des pratiques agricoles intensives dans cet effondrement ne fait pas de doute pour la communauté scientifique et les acteurs institutionnels³.

Si l'ACV est mobilisée pour participer à la construction de scores environnementaux pour les produits agricoles et agroalimentaires, alors un indicateur de biodiversité en milieu agricole doit être adjoint.

Partant de ce constat, et du fait qu' « *il y a un consensus au niveau du groupe [d'experts] sur le fait que la préservation de la biodiversité est un enjeu environnemental majeur pour les filières agricoles et alimentaires, et que ceci devrait être reflété dans l'affichage environnemental* ⁴ », le groupe de travail Indicateurs mobilisé par l'État en 2020-2021 pour réfléchir notamment sur ce sujet a émis la recommandation de construire un tel indicateur et de l'adjoindre en indicateur complémentaire, avec une pondération qui n'a pas été établie de manière fixe mais dont le poids a été proposé comme équivalent à celui du changement climatique au vu de l'importance de l'enjeu au regard des autres enjeux considérés⁵. Ce groupe d'experts évoque également dans cette note finale la possibilité d'aboutir à une « *approche relativement simple permettant la prise en compte du critère biodiversité en attendant d'avoir des méthodes plus complètes et précises. Une phase d'agrégation devrait ensuite être décrite afin de combiner les indicateurs intermédiaires dans un indicateur final agrégé. Cette agrégation nécessite une validation politique [pour donner un poids à la biodiversité]. Dans tous les cas, cette approche pour qualifier l'impact sur la biodiversité devrait être considérée comme une situation transitoire, en attendant que des indicateurs plus robustes à l'échelle produit soient disponibles dans le cadre ACV ou en dehors. Des progrès significatifs semblent envisageables dans un horizon de 2 à 5 ans* ⁶. »

¹ Loi AGECC février 2020, Loi Résilience & Climat juillet 2021

² Note ITAB décembre 2020 (<https://bit.ly/3cow93s>) – notamment pages 9 à 11 et 13 à 17 sur l'enjeu Biodiversité.

³ Cf. par exemple : note du Conseil d'Analyse Économique, septembre 2020 : <http://www.cae-eco.fr/Biodiversite-quelle-reponse-economique> « *La fragmentation des milieux naturels et l'assèchement des zones humides, l'agrandissement des parcelles cultivées, la destruction des haies, le drainage, la spécialisation des exploitations ont lourdement impacté la biodiversité dans les zones agricoles. En effet, la biodiversité se concentre principalement dans les zones de ruptures (haies, fossés, bordures) et est bien plus élevée dans la mosaïque paysagère de la polyculture-élevage, des bocages, des prairies permanentes et diversifiées que dans les grandes parcelles uniformes.* ».

De la même manière, le récent « rapport sur l'état de la nature de l'UE », publié le 19 octobre 2020, indique que l'agriculture est la cause principale de l'érosion continue de la biodiversité.

⁴ Note n°3 du GT Indicateurs, 2021, page 14 (Bilan et recommandations)

⁵ Note 4 du GT Indicateurs, 2021, page 6 : « *Sans qu'il y ait de consensus précis sur les pondérations à accorder aux différents indicateurs au-delà de l'ACV, il ressort que le cadre des « limites planétaires » (Rockström et al. 2009, Steffen et al. 2015 avec un focus sur l'agriculture dans Campbell et al. 2017) fournit un point de repère utile et incontournable pour la réflexion. Ainsi, un indicateur Biodiversité pourrait avoir un poids à peu près équivalent à l'indicateur Climat (21% dans le score EF) dans le score environnemental final.* »

⁶ *Ibidem*

Le conseil scientifique de l'expérimentation « affichage environnemental » français a lui aussi conclu à la nécessité de développer un indicateur complémentaire « biodiversité à la parcelle », qui puisse compléter ou être adossé à l'ACV (Hélias et al. 2022).

Cette note a pour objectif la description méthodologique du travail engagé par INRAE, ITAB, Sayari sur ce sujet depuis 18 mois, travail qui est mobilisé dans l'étiquetage Planet-score en cours de déploiement à l'échelle européenne. Elle pourra contribuer à nourrir la réflexion des acteurs institutionnels (Ministère de la Transition Écologique, ADEME, OFB, GT Biodiversité du GIS Revalim par exemple) et des acteurs de terrain (coopératives, groupements de producteurs, ONG, entreprises...).

Ce travail a abouti à la construction d'un **indicateur prédictif des impacts (positifs et négatifs) des systèmes agricoles sur la biodiversité, adapté à l'évaluation des pratiques à différentes échelles**. Les travaux de Lindner et al. 2019, en constituent le point de départ. La preuve de concept a été travaillée sur les grandes cultures, qui font l'objet de la présente description synthétique. Le prolongement de ces travaux et le déploiement de cet indicateur à d'autres productions (vignes, vergers, maraichage, productions d'élevages) sont en cours, les développements feront l'objet de publications en 2023.

2. Finalités et utilisateurs visés

La méthode développée permet d'évaluer et de comparer de manière transparente l'impact des systèmes agricoles sur la biodiversité ou sa contribution en fonction de l'échelle à laquelle on se place (Bockstaller et al. 2015). Par « système agricole », nous entendons les pratiques liées à une parcelle au sein d'un paysage (pratiques culturales et gestion du paysage), ou d'un groupe de parcelles (ex : d'une ferme, d'un territoire...).

Cette méthode est utilisable par les agronomes, agro-écologues, chercheurs et ingénieur R&D de toutes disciplines, conseillers agricoles, bureaux d'étude, etc. qui travaillent sur l'amélioration de la durabilité des systèmes agricoles : en phase conception de systèmes innovants ou d'écoconception (évaluation a priori *ex ante* ou a posteriori *ex post*), ou dans l'accompagnement du conseil (évaluation *ex post*). Elle peut également être mobilisée par les acteurs de l'affichage environnemental, comme c'est le cas du Planet-score par exemple.

3. Périmètre de la méthode

Parmi les cinq facteurs directs responsables de l'effondrement de la biodiversité (pollutions, changements climatiques, exploitation directe, changement d'utilisation des terres et espèces exotiques envahissantes), le changement d'utilisation des terres et l'exploitation directe expliquent plus de 50% de l'impact mondial sur les écosystèmes terrestres, l'agriculture étant l'un des principal moteur du changement d'utilisation des terres (IPBES, 2019).

Le changement d'usage des terres est partiellement pris en compte en ACV (voir État de l'art). Des développements ACV récents proposent des méthodologies pour évaluer l'impact de l'occupation et du changement d'habitat (terrestre) sur la biodiversité. Au sein du déterminant changement d'usage des terres, l'ACV prend en compte la dimension associée à la transformation. Elle ne tient en revanche pas compte de la biodiversité propre aux milieux agricoles (ci-après appelée biodiversité locale), dont les valeurs écologique, esthétique, paysagère ne sont pas discutables. Cette richesse spécifique peut, dans le cas de certains systèmes, dépasser celle des milieux naturels (ex : prairies extensives à haute valeur naturelle). Cette biodiversité à la parcelle peut être altérée par des pratiques ou des degrés d'intensification. Il est donc indispensable d'évaluer l'impact des pratiques agricoles aux échelles parcelle et paysage sur la biodiversité locale.

La méthode s'attache à évaluer :

- La biodiversité présente au sein des parcelles agricoles (biodiversité alpha), mais également la contribution de ces systèmes à une échelle plus large (biodiversité gamma) ;
- L'impact des pratiques sur la biodiversité spécifique, au niveau de la composition (taxonomique) qui est la plus emblématique parmi les différentes dimensions de la biodiversité (Noss 1990), ;
- L'impact des pratiques sur la biodiversité associée (qui nous semble prioritaire compte tenu des lacunes actuelles de l'ACV). Elle n'inclut pas la biodiversité planifiée, c.-à-d. celle gérée directement par l'agriculteur (la diversité des animaux et des races, des espèces et variétés végétales)⁷. La biodiversité associée est définie comme :
 - ✓ La biodiversité para-agricole source de services écosystémiques, comme la régulation des ravageurs par des espèces d'auxiliaires des cultures, mais aussi de disservices comme les dommages causés aux cultures par les ravageurs,
 - ✓ la biodiversité extra-agricole hébergée par les écosystèmes agricoles et donc sous influence des pratiques agricoles, mais sans effets connus sur l'agriculture (Denoirjean 2018).
- Elle dissocie l'impact différencié des pratiques sur les espèces mobiles et immobiles liées au sol (Burel et al. 2008).

4. État de l'art

Parmi la diversité des indicateurs disponibles pour évaluer la biodiversité, la méthode développée s'attache aux indicateurs "indirects". Les indicateurs indirects « appréhendent la biodiversité en s'intéressant notamment aux facteurs qui constituent un risque ou une opportunité pour la biodiversité, aux conséquences de l'état de la biodiversité et aux réponses des écosystèmes des systèmes humains (sur le plan social, économique et politique) à l'état de la biodiversité » (Burel et al. 2008). Ils se différencient des indicateurs "directs" qui « se basent sur le dénombrement direct ou l'estimation de l'abondance de variétés, de races, d'espèces, de taxons, d'écosystèmes, qui cherchent donc à évaluer directement la biodiversité » (Ibid.). Cependant parmi les indicateurs indirects, Bockstaller et al. (2019) distinguent les indicateurs de cause reposant sur des variables causales ou une combinaison simple (ratio, bilan, etc.), et les indicateurs prédictifs qui reposent sur un modèle reliant des variables d'entrée portant sur les pratiques (pression) et des variables de sortie (impact). Les modèles peuvent être opérationnels (avec un nombre limité de variables accessibles) ou mécanistes.

Malgré un foisonnement d'indicateurs de cause et mesurés, les indicateurs prédictifs font encore défaut aujourd'hui (Bockstaller et al. 2019). Ce lien pression - impact reste mal couvert en ACV (van der Werf et al. 2020) malgré un certain nombre de propositions (Curran et al. 2016). Les méthodes développées sont donc encore émergentes sur la différenciation des pratiques. L'une des explications tient :

- Au caractère épars des connaissances sur les mécanismes régissant les effets des pratiques agricoles et de gestion du paysage
- À la grande systémie des impacts (boucles d'interactions : synergies, rétrocontrôles, antagonismes, ...)

Aujourd'hui et de façon générale, l'ACV ne prend en compte que très partiellement les cinq déterminants du déclin observé de la biodiversité. Le changement climatique et certaines pollutions sont en principe correctement traités en tant qu'enjeux environnementaux (Huijbregts et al. 2016; Bulle et al. 2019; Verones et al. 2020), mais le lien jusqu'à la dégradation et la perte de biodiversité n'est que très partiellement réalisé. La tentative la plus aboutie est celle de la méthode LC-Impact (Verones et al. 2020), mais cette méthode n'est pour l'instant pas opérationnalisée

⁷ La biodiversité planifiée, en tant qu'elle peut être un facteur non négligeable de biodiversité dans l'espace agricole et de résilience environnementale pour la production agricole, pourrait faire l'objet d'une évaluation et d'une intégration ; cette réflexion est en cours, elle n'est pas intégrée dans les descriptions détaillées dans cette note.

dans les logiciels ACV. L'ACV couvre trois des cinq déterminants de la biodiversité : le déterminant « surexploitation des espèces » en ACV n'est pas encore opérationnalisé (Crenna et al. 2018)⁸ et celui sur les « espèces invasives » n'est pas traité.

Des développements récents en ACV proposent des méthodologies pour évaluer l'impact de l'occupation et du changement d'habitat (terrestre) sur la biodiversité (de Baan 2013; De Souza et al. 2013; Chaudhary et al. 2015; Chaudhary and Brooks 2018; Lindner et al. 2019; Maier et al. 2019). Les dernières recommandations de UNEP SETAC proposent de retenir la méthode de Chaudhary et al. (2015), mais seulement pour l'évaluation des « hotspots » dans les chaînes de valeurs, excluant l'utilisation de la méthode pour comparer des produits. Cette méthode ne prend pas en compte l'effet du niveau d'intensité des pratiques agricoles.

Parmi les propositions de ces dernières années, SALCAbd (Jeanneret et al. 2014) propose une évaluation des pratiques agricoles sur 11 groupes taxonomiques avec un modèle sous forme de notes inspiré par un corpus bibliographique solide, nécessitant une description fine de l'itinéraire technique. Cette méthode est avant tout adaptée au contexte de la Suisse et de l'Europe centrale et repose sur une agrégation par moyenne et minimum qui peut être discutée.

La prise en compte de facteurs de caractérisation dans les travaux ACV (Koellner et Scholz, 2008 ; Mueller et al., 2014 et Knudsen et al., 2017) permet la considération de la perte potentielle d'espèces de plantes en fonction du mode de production selon plusieurs mode d'occupation des sols ; elles sont en revanche fortement tributaires du choix de la situation de référence et restent limitées à la richesse spécifique des plantes vasculaires (rien donc sur les autres classes botaniques, ni sur les espèces animales – insectes, oiseaux, mammifères...).

Un plus large panel de facteurs de caractérisation est proposé par Chaudhary and Brooks (2018), sur cinq taxons, six modes d'occupation des sols et trois niveaux d'intensité pour l'ensemble des écozones de la planète. Cette méthode ne rentre cependant pas dans le détail des pratiques et ne traite pas directement de la biodiversité locale des milieux agricoles.

Le récent travail de Lindner et al. (2019) présente un niveau de description des pratiques acceptable mais améliorable (ex : dose totale d'azote sans entrer dans le détail des formes d'engrais, etc.) et traite directement des effets sur la biodiversité locale sans faire cependant de distinction entre biodiversité mobile et biodiversité immobile inféodée au sol (Burel et al. 2008). La construction de cet indicateur peut également poser des questions, notamment sur le mélange de variables de pratiques et de variables d'état de la biodiversité (par ex. densité adventices). Enfin, les méthodes d'agrégation peuvent être discutées, notamment pour la partie finale où les principaux facteurs font l'objet d'un calcul de moyenne équipondérée. Cette proposition a été la principale source d'inspiration des développements réalisés pour la construction de l'indicateur BioSyScan qui ont consisté à prolonger, enrichir et opérationnaliser cette approche.

⁸ Même si des développements sont en cours (Hélias et al. 2018 ; Asselin and Wermeille 2021).

5. Principes de construction

L'indicateur prédictif BioSyScan repose sur un arbre de décision hiérarchisé associant la logique floue (Bockstaller et al. 2017). Un arbre de décision est une fonction reposant sur des règles linguistiques « si / alors » qui permet de combiner des variables quantitatives mises en classes (ex : si taille de la parcelle > 10 ha / alors ..., si \leq 10 ha alors ...) ou des variables qualitatives (ex : si dose d'azote élevée / alors ... ; si dose d'azote faible / alors ...).

La forme linguistique d'un arbre de décision est donc plus facile à expliquer par rapport à des équations mathématiques. Elle présente néanmoins certains inconvénients importants :

- Pour augmenter la sensibilité ou la capacité à discriminer les situations, il est nécessaire d'augmenter les classes à l'intérieur de chaque variable (Craheix et al. 2015), ce qui conduit rapidement à une explosion combinatoire des règles de décision, en particulier quand le nombre de variables est important⁹.
 - Pour limiter cette explosion, une solution est de construire des arbres emboîtés ou hiérarchisés (voir **Figure 4**) qui permettent de décomposer le problème, à l'instar de ce qui se fait dans les systèmes complexes (Ewert et al. 2011).
- Les effets de seuil liés aux limites de classes, qui font qu'une faible variation au niveau des variables d'entrée peut causer une grande différence au niveau de la variable de sortie.
 - C'est là qu'intervient la logique floue : elle permet d'introduire de la continuité tout en gardant en premier plan les règles de décision linguistiques qui présentent en fait les cas extrêmes. Un autre avantage de la logique floue est de pouvoir travailler avec deux classes uniquement (ex : favorable et défavorable), limitant fortement l'explosion combinatoire (voir **Encadré 1**).

La méthode CONTRA sera utilisée pour gérer cette complexité et construire les arbres de décision en logique floue.

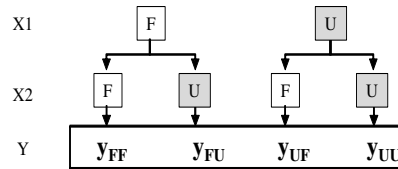
⁹ Exemple : 2 variables à 3 classes donnent 9 règles (3^2), et 5 variables à 4 classes donnent 1024 règles (4^5).

Encadré 1 : Présentation simplifiée d'un arbre de décision associant la logique floue (Bockstaller et al. 2017)

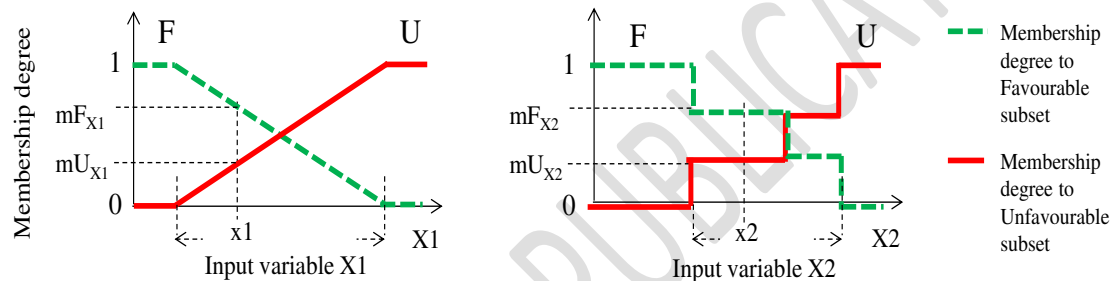
Design of a decision tree with two input variables X1, X2, one output variable Y, and with two fuzzy subsets (favourable F and unfavourable U).

Step 1: Definition of the decision rules.

With 2 input variables, four rules have to be defined: e.g. "If X1 is F and X2 is F, then $Y=Y_{FF}$ " with Y_{FF} output when X1 and X2 are favourable (F), Y_{FU} output when X1 is favourable (F) and X2 unfavourable (U), etc.



Step 2: Fuzzification: definition of fuzzy subsets and membership function calculating the degree of membership of X1 and X2 (taking value x1 and x2) to the fuzzy subsets (favourable F and unfavourable U): $m_{F_{X1}}$ and $m_{U_{X1}}$ are the membership degree of input variable X1 for subsets F and U, respectively. A value of 1 expresses a total membership to one fuzzy subset (implying that the membership to the other subset is 0)



Step 3: Use of an Operator (OP) to calculate the truth value of each rule

e.g. if X1 is F and X2 is U then $m_{FU} = OP(m_{F_{X1}}, m_{U_{X2}})$ with m_{FU} : truth value of the given rule, OP: operator (e.g. minimum, product)

Step 4: Defuzzification: Calculation of the output value (Y) as the barycentre of the conclusion values of the rules weighted (Y_{FF} , Y_{FU} , Y_{UF} and Y_{UU} in the example) by the truth value of each rule (m_{FF} , m_{FU} , m_{UF} and m_{UU} in the example) :

$$Y = \frac{(Y_{FF} \times m_{FF} + Y_{FU} \times m_{FU} + Y_{UF} \times m_{UF} + Y_{UU} \times m_{UU})}{(m_{FF} + m_{FU} + m_{UF} + m_{UU})}$$

6. Présentation de l'indicateur BioSyScan

6.1. Présentation de l'outil CONTRA

L'outil CONTRA permet la mise en œuvre la méthode correspondante d'agrégation basée sur des arbres de décision en logique floue (Encadré 1). Sous forme de prototype Excel, l'architecture, les hypothèses et les formules de calcul sont accessibles et transparentes.

L'outil CONTRA permet la construction d'arbres de décision intégrant au maximum 5 variables d'entrées. La prise en compte d'un nombre de variables supérieur à 5 est rendue possible par la combinaison d'arbres élémentaires. Pour chaque arbre élémentaire (1 variable de sortie y, et n variables d'entrée x), le paramétrage d'un fichier Excel correspondant est réalisé.

Le paramétrage des arbres sur l'outil CONTRA peut être décrit en trois temps : la définition des variables, l'application facultative de correctif et la saisie des données d'entrée.

6.1.1. Définition des variables

La définition des variables est réalisée dans l'onglet « VariablesArbre » :

- La variable de sortie : nom, échelle valeur min/max, sens de variation (impact - du meilleur vers le moins bon, ou performance – de la moins bonne vers la meilleure)
- Le nombre de variables d'entrée, compris entre 2 et 5,
- Les variables d'entrée : nom, sens de variation, limites de l'intervalle flou, fonction d'appartenance (9 fonctions possibles) pondération (ou classement).

Variable expliquée		SCORE BIODIVERSITÉ PRATIQUES										
Nom complet variable de sortie		SCORE GC MO										
Nom abrégé variable de sortie												
Echelle souhaitée des sorties		Performance										
Type d'échelle		0										
Valeur minimale		100										
Valeur maximale		Performance minimale (défavorable)										
		Performance maximale (favorable)										
Variables explicatives												
Nombre de variables		2										
	Nom complet variable d'entrée	Nom abrégé variable d'entrée	Unité	Type échelle variable	Fonction appartenance	Limite (LD= limite défavorable LF= limite favorable)			Classement des variables d'entrées (les entrées par ordre décroissant)	Fondération des critères (en % somme = 100)	Seuil intermédiaire 1 pour fonction = "autre" ou "trapezoidale" ou "triangulaire"	Seuil intermédiaire 2 pour fonction = "autre" ou "trapezoidale"
						LD		LF				
1	SCORE SP. MOBILES	SP. MOBILES	aucune	croissante	linéaire	LD	0	LF	100	1	50	
2	SCORE SP. IMMOBILES	P. IMMOBILE	aucune	croissante	linéaire	LD	0	LF	100	2	50	

Figure 1 : Capture d'écran de l'outil CONTRA pour la définition des variables d'entrée

6.1.2. Application de correctifs

La vérification des combinaisons de modalités de variables (Favorable, Défavorable) est réalisée dans l'onglet « Arbre ».

Cette étape permet d'apporter des correctifs aux règles de décision proposées par défaut en fonction des pondérations. Ces corrections peuvent reposer sur des refus de compensation entre 2 variables ou pour créer des synergies¹⁰ (voir exemple fictif en Figure 2).

Mobile species	Score	Imobile species	Score	Calibrated biodiversity impact score	Correction term (absolute value)	Corrected biodiversity impact score	Comment on correction
F	50	F	50	100		100	
F	50	U	0	50	-20	30	To limit compensation between both biodiversity
U	0	F	50	50	-20	30	To limit compensation between both biodiversity
U	0	U	0	0		0	

Figure 2 : Capture d'écran de l'outil CONTRA pour l'application de correctifs

6.1.3. Saisie des données d'entrée

La saisie des données d'entrée se fait dans l'onglet « EntréeDonnées ». Il est possible :

- De saisir des valeurs pour les variables d'entrée ;
- De créer un lien avec un classeur d'entrée des données ;
- De créer un lien avec des classeurs de niveau inférieur (dont les variables de sortie deviennent des variables d'entrée du niveau situé à l'aval de la cascade).

6.2. Construction de l'indicateur BioSyScan Grandes Cultures

6.2.1. Mobilisation de la bibliographie scientifique

6.2.1.1. Impact des principales pratiques agricoles sur la biodiversité

L'identification des pratiques agricoles ayant un impact favorable ou défavorable pour la biodiversité est issue de la littérature scientifique. Cet état de l'art, non exhaustif, a pour socle l'Expertise Scientifique Collective INRA (Burel et al. 2008). Elle est complétée de sources plus récentes (méta-analyses, études comparatives des modes de production, biodiversité extra-parcellaire, pratiques).

Rotations et autres pratiques culturales

Les rotations culturales ne semblent pas impliquer de plus fortes densité et diversité d'organismes du sol que les cultures continues, même si indirectement cette pratique culturale peut permettre une utilisation plus réduite des pesticides. L'intégration de cultures pluriannuelles dans les rotations augmente la richesse spécifique et l'abondance des invertébrés. Il en est de même lorsque des périodes de jachère sont intégrées dans les rotations (Burel et al. 2008). La diversité des cultures a un effet positif sur l'abondance et la diversité microbienne des sols, avec ou sans présence de légumineuses dans la rotation (Venter et al. 2016), et conduit à une abondance de vers de terre plus importante qu'en situation de monoculture (Bai et al. 2018). Les résultats de Zampieri et al. (2020) et Keichinger et al. (2021) suggèrent un plafonnement respectivement de la contribution à la résilience et de la fourniture de services écosystémiques à partir de 6 cultures.

¹⁰ Cela permet de prendre en compte le fait qu'un même résultat pour la somme de deux variables moyennes ou deux variables extrêmes opposées ne reflète pas la réalité en termes de durabilité environnementale. Le même raisonnement peut être appliqué pour des motifs d'antagonismes ou de synergies (Lairez et al. 2017).

Travail du sol

Les techniques de travail du sol ont un impact sur les différentes communautés, la macrofaune semblant être la plus impactée (Christel et al., 2021). Dans tous les cas, une modification de la structure des communautés est observée, les conditions trophiques et microclimatiques étant profondément modifiées par les techniques de travail du sol. Le labour pratiqué de manière répétée a un effet négatif sur la richesse spécifique et l'abondance de nombreux organismes, et modifie l'abondance relative des espèces et des groupes fonctionnels. La profondeur du labour impacte l'abondance des organismes de la macrofaune (Burel et al. 2008). La technique du non-labour a un impact favorable sur les populations de vers de terre, mais cet effet positif n'est pas systématique notamment dans le cas d'une utilisation conjointe d'herbicides et de pesticides (Bai et al. 2018).

Fertilisation

Bien qu'ayant des effets généralement positifs (abondance et croissance) sur certains organismes du sol et sur la croissance des plantes adaptées à une forte disponibilité d'éléments minéraux, l'augmentation de la fertilisation a un effet négatif sur la richesse spécifique et la diversité des organismes (Burel et al. 2008). Elle affecte l'environnement édaphique, impactant i) la biodiversité des organismes du sol, ii) la biodiversité des organismes liés au statut nutritionnel des plantes donc à la chaîne trophique et iii) la sélection d'espèces végétales nitrophiles. La fertilisation azotée est considérée comme l'un des principaux facteurs responsables de la richesse spécifique dans les parcelles et dans les bordures adjacentes (Burel et al. 2008)

Ces effets sont particulièrement marqués dans le cas d'une fertilisation minérale, avec un seuil de 150 kg N/ha fourni par de Graaff et al. 2019 ; la fertilisation organique semble avoir des effets plus nuancés (Burel et al. 2008). Les amendements organiques ont un effet reconnu sur l'abondance de plusieurs composantes du réseau trophique du sol, incluant les communautés microbiennes, les protozoaires et les nématodes microbivores (dans Treonis et al. 2010). L'activité microbiologique des sols suite à une culture d'engrais vert peut être plus forte que suite à un apport de fumier (Sekiguchi et al. 2007). L'approche par biomarqueurs (PLFA) a également révélé un effet positif des amendements organiques sur les bactéries et champignons dans les horizons superficiels (0-5 cm) et amplifié sur des horizons plus profonds (5-25 cm) par le labour (Treonis et al. 2010). La méta-analyse de Garratt et al. (2011) a étudié la réponse des maladies et ravageurs à une fertilisation organique versus minérale et conclu à une réponse positive et significative des ennemis naturels des organismes pathogènes. Sur la durée, l'ajout de matière organique améliore l'abondance des vers de terre (Bai et al. 2018).

Irrigation

Selon Burel et al. (2008), l'irrigation a un effet globalement favorable à la faune du sol mais entraîne une diminution de la diversité végétale. Concernant l'impact de l'irrigation sur la biodiversité liée au sol, peu de références existent (Karimi 2020). Bender et al. (2016) ne mentionnent pas cette pratique dans leur revue.

Pesticides

Les pesticides sont considérés comme l'un des facteurs majeurs responsables de l'effondrement de la biodiversité dans les agroécosystèmes des pays industriels (Burel et al. 2008). Depuis l'expertise collective INRA (ESCo) de 2005 sur les pesticides, les connaissances acquises renforcent le lien de causalité entre l'utilisation de pesticides et le déclin constaté depuis plusieurs décennies des populations d'invertébrés (abondance et diversité) et d'oiseaux, notamment dans les espaces agricoles. Ces constats ont été complétés par l'ESCo de 2022. Il y apparaît que les pesticides sont également fortement suspectés de contribuer au déclin des populations de chauves-souris et d'amphibiens (ESCo 2022). Les effets sur les invertébrés sont directs (insecticides large spectre, faune auxiliaire) ou indirects (alimentation et habitat). L'effet non intentionnel des pesticides, fongicides, insecticides et herbicides¹¹, sur les invertébrés terrestres ayant des stades associés au sol (œufs, larves, stades immatures) est confirmé

¹¹ Les insecticides ont un effet négatif dans 70% des paramètres testés ; quant aux herbicides et fongicides leurs effets sont plus nuancés en fonction des taxons (entre 5% et 100% des paramètres). Dans cette méta analyse, un paramètre testé correspond à une combinaison : 1 pesticide x 1 organisme spécifique x 1 impact (mortalité, abondance, biomasse, reproduction, comportement ; biochimique, croissance, richesse et diversité, changement structure) ; 394 études englobent un total de 2842 paramètres testés.

(Gunstone et al. 2021). Les pesticides sont également identifiés comme un des facteurs du déclin de l'abondance et de la diversité des oiseaux dans les espaces agricoles, en interaction avec la simplification des paysages, par des effets directs (semences traitées) ou indirects (diminution ressource alimentaire) (ESCo 2022). Les simples résidus de pesticides dans les grains consommés par les oiseaux dans l'espace agricole peuvent également expliquer le déclin des populations, même quand ces résidus sont faibles (Moreau et al. 2021). Les effets des pesticides sur les microorganismes, en particulier du sol, sont fortement suspectés, entre autres l'effet du nombre et de la quantité totale de résidus présents dans les sols sur la biomasse microbienne et la colonisation des sols par les réseaux de champignons mycorhiziens (Riedo et al. 2021). Ces auteurs notent que la détection de résidus après 20 ans sans application va à l'encontre des valeurs de demi-vie (DT50) donnés par les dossiers d'homologation. Christel et al. (2021) considèrent l'utilisation des pesticides et le travail du sol comme les facteurs ayant le plus grand impact sur les indicateurs de qualité écologique des sols.

Hétérogénéité des paysages

L'hétérogénéité des paysages agricoles joue un rôle important dans la dynamique de la biodiversité et a globalement un effet positif sur la biodiversité (Tschamtkke et al. 2021). L'hétérogénéité d'un paysage est définie comme la complexité et la variabilité des propriétés de ce système dans l'espace et/ou dans le temps (Li and Reynolds 1995). Dans les paysages agricoles, on peut déterminer deux composantes de l'hétérogénéité :

- L'hétérogénéité de composition, qui concerne les cultures et les éléments semi-naturels, ainsi que leur diversité au sein d'un paysage,
- L'hétérogénéité de configuration, qui concerne les parcelles et leur nombre, leur taille et leur agencement au sein d'un paysage.

Il est communément admis que la biodiversité est favorisée quand l'hétérogénéité des espaces semi-naturels et des zones de production augmente (Bianchi et al. 2006; Burel et al. 2008; Chaplin-Kramer et al. 2011; Martin et al. 2020). L'augmentation de l'hétérogénéité de configuration crée de nouvelles zones de refuges pour les insectes, que ce soient des haies ou des bandes enherbées (Rand et al. 2006), contribue à l'augmentation de la biodiversité alpha et gamma végétale au sein des parcelles, et dans une moindre mesure sur la biodiversité alpha des bordures de parcelles (Alignier et al. 2020). Bien que variable en fonction des espèces étudiées, un seuil de 20% de la surface d'un paysage occupée par des éléments naturels est communément admis, seuil en deçà duquel certaines théories estiment un impact sur la connectivité. Un paysage est considéré comme simple (0-20% habitat semi-naturel) ou complexe (>20% habitat semi-naturel) (Andrén 1994; Tschamtkke et al. 2002).

Concernant les cultures, l'hétérogénéité dépend aussi de la composition et de la configuration, comme pour les éléments semi-naturels (Fahrig et al. 2011) et son impact est variable selon les taxons et échelles étudiés (Burel et al. 2004; Martin et al. 2016). Ainsi pour les espèces mobiles, Martin et al. (2020) observent un effet négatif de la diversité des cultures qui est aussi observé dans le traitement des données de Sirami et al. (2019) en situation défavorable au niveau paysager (absence d'élément semi-naturels, parcelles de grandes tailles). Selon cette même étude, l'effet de la diminution de la taille des parcelles n'est perceptible qu'en dessous de 6ha.

Les résultats du projet FarmLand attribuent 61% de la variance expliquée de la biodiversité à cette hétérogénéité des cultures (nombre de cultures échantillonnées, taille moyenne des parcelles et diversité des types de cultures) contre 24% attribuée à la part des éléments semi-naturels (Sirami et al. 2019).

Synthèse des pratiques retenues

La liste des pratiques agricoles en grandes cultures ayant un impact sur la biodiversité associée alpha et gamma des terres agricoles est listée ci-dessous. Nous n'avons pas intégré l'irrigation ni l'agroforesterie intra-parcellaire, pratiques pour lesquelles les données bibliographiques sont lacunaires.

Tableau 1 : Pratiques agricoles en grandes cultures ayant un impact positif (+) ou négatif (-) sur la biodiversité

Espèces immobiles du sol	Autres espèces immobiles	Espèces mobiles
Travail du sol (-) <i>Profondeur (-)</i> <i>Fréquence (-)</i>	Pesticides (+) <i>Intensité et danger (-)</i>	Hétérogénéité de configuration (+): <i>taille des parcelles (-)</i>
Rotation (+) <i>Diversité de la rotation (+)</i> <i>Présence pluriannuelles (+)</i>	Fertilisation (+/-) <i>Quantité (-)</i> <i>Qualité (+/-)</i>	Hétérogénéité de composition (-): <i>% éléments semi-naturels (+)</i> <i>Diversité des cultures (+/=)</i>
Pesticides (-) <i>Intensité et danger (-)</i>		Gestion des intrants
Fertilisation (+/-) <i>Quantité (-)</i> <i>Qualité (+/-)</i>		

6.2.1.2. Pondération des variables

La littérature est également mobilisée pour la pondération des variables et la définition des règles de décision dans la méthode CONTRA.

Modes de production

En agriculture biologique, l'abondance et la richesse spécifiques sont respectivement en moyenne supérieures de 50% et 30% à un mode de production conventionnel (Bengtsson et al. 2005; Tuck et al. 2014; Smith et al. 2020). Ces bénéfices varient selon les types de cultures (ils sont supérieurs en céréales) et du contexte paysager (ils sont supérieurs au sein de paysages agricoles intensifiés) (Tuck et al. 2014; Smith et al. 2020). Les proportions semblent sensibles à l'échelle d'étude (*plot, farm, land scale*) (Bengtsson et al. 2005; Martin et al. 2016; Lichtenberg et al. 2017) bien que l'effet de l'agriculture biologique soit significativement positif dans les trois cas (Tuck et al. 2014).

Concernant la qualité écologique des sols selon différents modes de production, la biodynamie a l'effet le plus favorable quand elle est comparée à l'agriculture conventionnelle, et l'agriculture biologique est proche de la biodynamie. L'agriculture de conservation des sols est plus favorable en moyenne que l'agriculture conventionnelle, et moins que l'agriculture biologique. Cependant, les données sur l'agriculture de conservation restent lacunaires¹² (Christel et al. 2021), de même que la définition précise des systèmes considérés comme en faisant partie. Dans cette méta-analyse, les systèmes en AB (AB et biodynamie) améliorent 70 % des indicateurs de qualité de sol par rapport au conventionnel alors que les systèmes en Agriculture de Conservation n'en améliorent que 57% soit une différence relative d'environ 20 %. La combinaison de pratiques qui serait la plus favorable à la qualité écologique des sols serait la réduction du travail du sol, couplée à des rotations longues et à une diminution très forte des intrants chimiques de synthèse (ibid.).

¹² La plus-value attribuée à l'agriculture de conservation des sols n'est pas généralisable compte tenu du faible nombre de publications pour l'instant, cependant cela évoluera certainement dans les années à venir à l'issue des travaux en cours.

Poids de l'hétérogénéité du paysage et des pratiques culturelles

Les rôles respectifs de l'hétérogénéité et de l'intensité des pratiques culturelles dans l'explication de la biodiversité observée dépendent :

- des espèces étudiées ; les espèces les plus affectées par les modifications d'hétérogénéité sont les espèces mobiles, spécialistes, et celles dont l'échelle de perception est voisine de celle du grain du paysage (Burel et al. 2008). Pour ces espèces mobiles, la structure du paysage peut compenser en partie les effets négatifs des pratiques, cependant il existe un seuil d'hétérogénéité du paysage en deçà duquel les modifications de système de production sont nécessaires pour favoriser la biodiversité.

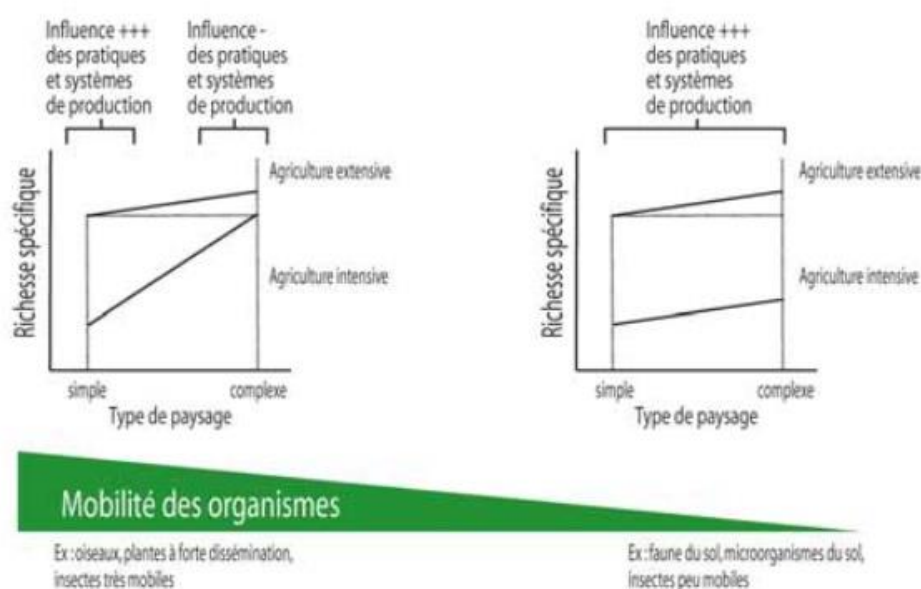


Figure 3 : Schématisation des effets de la complexité du paysage et du niveau d'intensification de l'agriculture sur la richesse spécifique à l'échelle du paysage, en fonction de la mobilité effective des organismes (Burel et al. 2008 adapté de Roschewitz et al, 2005)

- de l'échelle étudiée (Martin et al. 2016). À l'échelle de la ferme, les contributions des deux paramètres (hétérogénéité du paysage et intensité des pratiques) peuvent être équivalentes (Martin et al. 2020). À l'échelle des régions agricoles, les résultats du projet FarmLand attribuent 61% de la variance expliquée de la biodiversité à cette hétérogénéité des cultures (nombres de cultures échantillonnées, taille moyenne des parcelles et diversité des types de cultures) contre 24% attribuée à la part des éléments semi-naturels. L'effet de l'hétérogénéité des cultures est modulé par la proportion des éléments semi-naturels dans un paysage agricole, leurs interactions étant évaluées à 15% de la variance observée. Ces résultats sont valables dans l'étude de la diversité multi trophique à l'échelle du paysage comme à l'échelle de la parcelle (Sirami et al. 2019).
- du degré de complexité paysagère. En grandes cultures, l'impact des pratiques agroenvironnementales (Batáry et al. 2011) ou biologiques (Tuck et al. 2014; Smith et al. 2020) ont un impact plus important sur la richesse spécifique des pollinisateurs dans un paysage simple (0-20% habitats semi-naturels) que dans un paysage complexe (>20% habitats semi-naturels).

Synthèse des propositions

- Pour les intrants : les pesticides semblent jouer un **rôle plus important** que les fertilisants, l'outil est étalonné avec un poids de **75 % pour les pesticides et 25 % pour les fertilisants** (12,5% pour la quantité et 12,5% pour la qualité).
- Pour les espèces mobiles : faute de données plus précises et en reprenant une conclusion de Martin et al, (2020) nous retiendrons par la suite une **équipondération** entre l'impact des pratiques associées à la gestion des intrants sur les espèces mobiles, et les différents paramètres de l'hétérogénéité évalués à l'échelle des régions agricoles. Pour les variables liées au paysage, nous reprenons les poids obtenus après un retraitement des données de Sirami et al. (2019) dans le cadre du projet NIVA, en fusionnant la variable nombre et diversité de cultures.
- Pour les espèces immobiles, nous attribuons un **poids de 55 % à la gestion des intrants et 45 % aux pratiques d'Agriculture de conservation** (cf. écart relatif de 20% à partir des données de Christel et al., 2021)
- Nous utilisons **une équipondération** entre espèces mobiles et immobiles, faute de données qui donneraient un poids supérieur à l'une de ces deux composantes.

6.2.2. Structure de l'arbre

La structure de l'arbre de décision associé à la biodiversité locale en grandes cultures est présentée en **Figure 4**. Les pratiques agricoles retenues comme ayant un impact sur les espèces mobiles regroupent trois variables à l'échelle paysage et la gestion des intrants (fertilisants et pesticides). Les pratiques ayant un impact sur les espèces immobiles sont le travail du sol (la fréquence et la profondeur de la perturbation), la couverture des sols et le nombre de cultures.

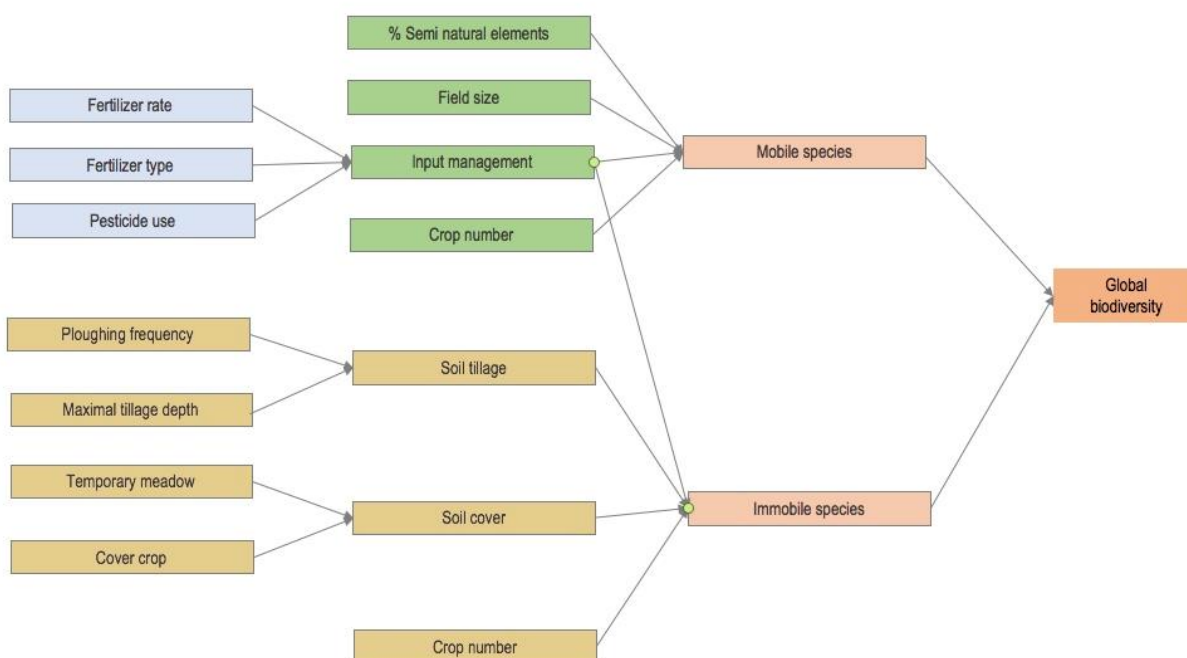


Figure 4 : Structure de l'arbre de décision de l'indicateur Grandes cultures

6.2.3. Paramétrage des variables

Les variables d'entrée de l'arbre de décision des arbres élémentaires composant l'arbre de décision sont présentées dans le **Tableau 2**. Les précisions suivantes sont apportées sur les variables :

- La composante pesticide doit être exprimée par un indicateur d'impact reflétant l'intensité d'utilisation et la dangerosité des substances actives.
- Les éléments semi-naturels sont qualifiés et quantifiés sur la base des IAE selon les règles de bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE).
- La diversité des cultures est abordée par le nombre de cultures dans la rotation.

Tableau 2 : Paramétrage des variables du calculateur grandes cultures
(*poids* : a : (Martin et al. 2020); b : adapté de Sirami et al. 2019¹³ / *seuils* : A : (Kleijn et al. 2006; Lindner et al. 2019) ; B : (Zampieri et al. 2020; Keichinger et al. 2021), C : (Sirami et al. 2019) D : (Tschamtko et al. 2005) / *fonctions* : I : (Lindner et al. 2019) ; II : adapté de (Fahrig et al. 2015; Sirami et al. 2019).)

Nom variable entrée	Unité	Sens variation	Seuil défavorable	Seuil favorable	Fonction appartenance	Pondération
GESTION INTRANTS						
Quantité fertilisants	kg N/ha	Décroissant	300 (A)	0	Autre (I)	12,5 %
Qualité fertilisants	s.u.	Croissante	0	100	Linéaire	12,5 %
Pesticides	Score	Décroissant	100	0	Sinusoidale	75 %
TRAVAIL DU SOL						
Fréquence de labour	Nb/an rotation	Décroissante	1	0	Tangente hyperbolique	50 %
Prof. Max. de travail du sol	Cm	Décroissante	30	0	Sinusoidale	50 %
COUVERTURE DU SOL						
Présence de prairies temporaires dans la rotation	% de PT dans la rotation.	Croissante	0	50	Tangente hyperbolique	50 %
Fréquence intercultures	Nb/an rotation	Croissante	0	1	Linéaire	50 %
BIODIVERSITE IMMOBILE						
Travail du sol	Score	Croissant	0	100	Linéaire	15 %
Couverture du sol	Score	Croissant	0	100	Linéaire	15 %
Diversité des cultures	Nb Cult.	Croissante	1	6 (B)	Tangente hyperbolique	15 %
Gestion des intrants	Score	Croissant	0	100	Linéaire	55 %
BIODIVERSITE MOBILE						
Taille des parcelles	Ha	Décroissante	6	1 (C)	Autre (II)	13,3% (b)
Présence d'éléments semi-naturels	%SAU	Croissante	0	12 (D)	Tangente hyperbolique	16,9% (b)
Diversité des cultures	Nb Cult.	Croissante	1	6 (B)	Tangente hyperbolique	19,8% (b)
Gestion des intrants	Score	Croissant	0	100	Linéaire	50% (a)
BIODIVERSITE GLOBALE						
Biodiversité mobile	Score	Croissant	0	100	Linéaire	50%
Biodiversité immobile	Score	Croissant	0	100	Linéaire	50%

Les règles de décision peuvent inclure des correctifs (cf. § 6.1.2). Par souci de simplification elles ne sont pas détaillées dans cette note, mais elles seront disponibles et transparentes dans l'outil et le manuel mis à disposition.

¹³ Réévalué dans le cadre du projet NIVA

6.2.4. Exemple de résultats

Pour illustrer les variables de sorties et le score de l'indicateur BioSyScan, nous présentons quelques simulations sur la base de quatre systèmes contrastés :

- **Syst1_ac** : conduite conventionnelle, monoculture, labour systématique et profond, forte dose totale azotée.
- **Syst2_ac** : conduite en conventionnelle, rotation de 4 cultures, intercultures systématiques, modération des apports azotés, travail du sol superficiel.
- **Syst3_ab** : conduite en agriculture biologique, labour profond et systématique, rotation de 4 ans et absence d'intercultures.
- **Syst4_ab** : proche syst3_ab, rotation de 6 ans avec présence de prairie temporaire, une plus forte présence d'éléments semi-naturels.

Les variables d'entrées et de sorties des arbres élémentaires, ainsi que les scores obtenus sont présentés ci-dessous.

	Quantité fertilisants	Qualité fertilisants	Pesticides	GESTION INTRANTS	Fréquence de labour	Prof. Max. de travail du sol	TRAVAIL DU SOL	Présence de prairies temporaires dans la rotation	Fréquence intercultures	COUVERTURE DU SOL	Diversité des cultures	BIODIVERSITE IMMOBILE	Taille des parcelles	Présence d'éléments semi-naturels	Diversité des cultures	BIODIVERSITE MOBILE	BIODIVERSITE GLOBALE
	kg N/ha	s.u.	intensité	Score	Nb/lan rotation	cm	Score	% de PT dans la rotation	Nb/lan rotation	Score	Nb Cult.	Score	ha	%SAU	Nb Cult.	Score	Score
syst1_ac	200	0	100	0	1	30	0	0	0	0	1	0	10	2	1	3	2
syst2_ac	150	0	50	38	0,5	10	63	0	1	90	4	55	10	5	4	36	46
syst3_ab	150	50	0	81	1	30	0	0	0	0	4	56	10	5	4	59	58
syst4_ab	80	50	0	81	0,5	20	38	0,5	0,5	65	6	75	10	10	6	70	73

Figure 5 : Exemples de résultats pour quatre conduites contrastées en grandes cultures

7. Discussion et perspectives

7.1. Qualité de l'indicateur

L'indicateur développé permet une prise en compte assez complète des pratiques agricoles impactant la biodiversité locale, à la fois intra-parcelle et à une échelle plus large. Il considère les effets sur la diversité agricole associée para-agricole et extra-agricole. Il englobe les espèces immobiles, ce qui constitue une valeur ajoutée importante de l'indicateur. Il ne tient pas compte pour l'instant des pratiques favorables à la biodiversité planifiée (biodiversité cultivée par exemple), qui semble aussi faire l'objet de fortes préoccupations (IPBES 2019). C'est donc un axe de réflexion et de potentiel développement. Par ailleurs, si les connaissances scientifiques venaient à compléter ou préciser ce lien pratique – impact pour d'autres pratiques (irrigation, agroforesterie...), des modifications pourraient facilement être réalisées. De même, le développement de l'indicateur à d'autres modes d'occupation des sols (prairies permanentes, vergers, vignes, maraichage) ne semble pas présenter de limites particulières, bien que nécessitant l'étude de bibliographie et de variables d'entrée spécifiques (gestion de l'inter-rang, etc). Enfin, la composante pesticide sera évaluée par l'intensité d'utilisation couplée à la dangerosité des substances actives. Par simplification, le terme « intensité » est utilisé pour refléter cette double dimension dans cette note. Le développement de cet indicateur utilisé en entrée fait l'objet de travaux spécifiques en vue de publication. Le calcul de cette variable d'entrée devra mobiliser soit des itinéraires techniques standard par production, soit des données spécifiques sur les pratiques, lorsque ces pratiques font l'objet de descriptions et de référentiels précis.

L'indicateur mobilise des variables d'entrée continues et permet la prise en compte d'une combinaison conséquente de pratiques. La construction transparente par la mobilisation de la logique floue permet une discussion et une traçabilité des résultats. Cette approche a aussi été récemment utilisée par Lindner et al. (2019, 2021). Cependant, la quantité de données et le nombre d'arbres élémentaires demandent un effort pour tracer les résultats. Une présentation détaillée des résultats est nécessaire comme illustrée dans l'exemple (**Figure 5**). Il est aussi possible de constituer un tableau synoptique pour faciliter la lecture à l'image de ce qui a été produit pour la méthode MASC (Craheix et al. 2012).

Des analyses de sensibilité sont nécessaires pour assurer la robustesse de l'indicateur. Ces analyses doivent porter en particulier sur les données d'entrée et les pondérations. En particulier un ajustement des quelques équipondérations appliquées par défaut pourra être envisagé. La validation des variables de sortie est prévue, par la mobilisation de base de données associant pratiques agricoles et indicateurs mesurés de biodiversité, disponibles à court terme (Observatoire Biodiversité Agricole, réseau de suivi des Effets Non Intentionnels¹⁴) ou long terme (RMQS Sol). Les valeurs de sortie intermédiaires ou finales peuvent également être comparées à des résultats issus d'autres indicateurs (MDI NIVA¹⁵, évaluation à l'échelle de systèmes de cultures).

¹⁴ Les relevés du réseau ENI s'appuient sur des protocoles d'échantillonnages simplifiés de 4 taxons clefs (vers de terre, flore, coléoptères et oiseaux) sur 500 parcelles réparties sur le territoire métropolitain chaque année pour rendre compte de l'état de l'écosystème associé au système agricole.

¹⁵ La méthode de calcul de cet indicateur repose sur un modèle développé dans le cadre du projet FarmLand, qui permet de prédire la diversité multi-trophique (plantes, arthropodes, oiseaux) au niveau du paysage. Le calcul de cet indicateur repose sur les données PAC et les données satellites. Différents niveaux de précision de l'indicateur sont envisagés en fonction de la disponibilité des données.

7.2. Données d'entrée : génériques, semi-spécifiques et spécifiques

Différentes données d'entrées nécessaires au calcul de l'indicateur peuvent être mobilisées.

Dans le cas d'une application à des données génériques, la mobilisation de données publiques (Statistique agricole annuelle, RA, Enquêtes Pratiques Phytosanitaires Agreste par filière, cahiers des charges SIQO INAO...) peut permettre de prendre pour variables d'entrées des pratiques moyennes à l'échelle de la statistique ou du référentiel.

Dans le cas d'une application à des données semi-spécifiques, il est possible de mobiliser les données pilotées et contrôlées par les opérateurs des signes de qualité et par les démarches de progrès des opérateurs agricoles et agro-alimentaires dans leurs diversités. Ces données doivent faire l'objet de descriptions détaillées dans des cahiers d'engagements, et les pratiques correspondantes être contrôlées. Pour les produits sans démarches de qualité, la logique commanderait de n'associer aucune garantie du mode de production, et de ne considérer que les valeurs défavorables dans les calculs.

Les itinéraires techniques renseignés dans les ICV mobilisés pour Agribalyse pourraient être exploités, à la condition qu'ils soient complets, actualisés et représentatifs des pratiques évaluées. Leur maintenance, longue et onéreuse, ainsi que la complexité de leur accès et gestion même pour les opérateurs spécialisés peuvent créer de l'opacité sur certains éléments et constituer une source d'erreurs difficilement auditable. Ils sont en outre rarement accessibles à l'échelle des rotations ou sur les dimensions paysagères.

De manière opérationnelle, l'indicateur est mobilisable sur les produits labellisés ou rattachés à des spécifications ou cahiers des charges encadrant une ou plusieurs des pratiques décrites, de manière contrôlée. Il peut renseigner sur le degré de garantie associé aux référentiels, complété par des pratiques moyennes si des références génériques existent, si elles sont plus précises et suffisamment différenciées des pratiques nationales moyennes.

Une application est également possible à l'échelle très spécifique de producteurs ou de collectifs de producteurs, ce qui à titre illustratif et au sein d'un groupement ou d'un territoire peut être un facteur de pédagogie et de mobilisation utile et pertinent pour les piloter et accompagner des démarches de progrès.

Dans tous les cas, le choix de type de variables d'entrées ne remet pas en cause la structure de l'arbre de décision et la pondération des différentes composantes, qui restent valables quelle que soit la situation.

7.3. Articulation avec l'ACV

Plusieurs questions se posent pour utiliser cet indicateur en complément des métriques ACV.

Dans son principe, l'ACV raisonne en impacts liés à des flux annuels. Elle ne considère pas la valeur de l'existant, mais uniquement les impacts négatifs annuels (comptabilisés théoriquement) par rapport à un statut de départ.

Les indicateurs de biodiversité à la parcelle considèrent la réalité de la complexité biologique dans sa globalité, mais ne peuvent le faire de manière annuelle. Aucune allégation incrémentale annuelle ne peut être formulée sur la base d'un indicateur de biodiversité à la parcelle. Les effets cumulatifs d'une telle approche seraient rapidement exponentiels. Les échelles de temps appropriés pour évaluer la biodiversité à la parcelle ne sont pas cohérentes avec l'approche comptable annuelle de l'ACV.

Les indicateurs et valeurs mentionnées dans ce document ne sont pas des valeurs de flux, mais des évaluations sur des dimensions diverses, sur des unités diverses et des échelles de temps diverses. Elles ne prétendent pas permettre une comptabilité annuelle des impacts positifs ou négatifs des pratiques sur la biodiversité, mais plutôt refléter des paramètres impactant favorablement ou défavorablement la biodiversité au sein des systèmes de production. Ces paramètres sont nécessairement pluriannuels et

multidimensionnels. La consolidation proposée pour refléter la biodiversité à la parcelle n'est pas destinée à entrer dans les indicateurs mid-points de l'ACV. Par contre, cet indicateur peut fort utilement compléter ce que l'ACV est en mesure de quantifier par ailleurs, sur des éléments non liés à la biodiversité. Il est donc destiné à donner une vision complémentaire externe à l'ACV, en indicateur additionnel transparent et opérationnel, pour éclairer ce qui est à l'heure actuelle un angle mort majeur dans les évaluations. Dans les faits, notre proposition ne diffère pas d'exemples d'indicateurs de biodiversité déjà utilisés « en rapport » avec l'ACV. De tels indicateurs sont présentés comme intégrables dans l'ACV mais ne sont pas des indicateurs d'ACV, ne prenant pas en compte les impacts amont et aval, ni exprimé en flux mais sous forme de scores comme BioSyScan. Un exemple typique en est la méthode SALCA dans le travail de Nemecek et al. (2015), qui est juxtaposée à l'ACV.

Un point important également dans le cadre de l'articulation avec les travaux liés à l'affichage environnemental est que l'unité d'analyse et d'évaluation de la biodiversité est nécessairement surfacique. Ce n'est pas un paramètre qui peut être rapporté au kg, ni conceptuellement ni pratiquement. Sous peine d'ailleurs d'effets adverses non souhaitables (par exemple justifier d'une amélioration comptable de la biodiversité en augmentant l'usage de pesticides avec pour résultat une augmentation proportionnellement supérieure du rendement). Plus globalement d'ailleurs, les conséquences du choix d'une unité fonctionnelle massique, notamment pour refléter la valeur environnementale des productions agro-alimentaires, devraient être étudiées avec la plus grande prudence.

L'évaluation produite avec l'outil BioSyScan est cependant adaptable à l'échelle produit¹⁶, dans le sens où les données d'entrée qui relèvent d'une production spécifique au sein du système de production plus globalement décrit dans les paramètres peuvent faire l'objet de données spécifiques. Par exemple au sein d'un agroécosystème qualifié par ailleurs dans l'outil sur les dimensions pluriannuelles et paysagères, les données liées aux itinéraires techniques (engrais, pesticides...) peuvent être intégrées à l'échelle de la production annuelle considérée dans l'assolement. Cette approche permet, par exemple, de différencier un sarrasin d'une pomme de terre au sein d'une rotation d'un même agrosystème. Cette capacité d'adaptation à l'échelle produit est précieuse, notamment pour les évaluations produit destinées à l'affichage environnemental. Elle est fondée sur une évaluation qui reste fondée sur l'échelle système, surfacique, en modulant marginalement l'évaluation en fonction de l'itinéraire technique de la production annuelle considérée, sur les paramètres concernés.

Dans tous les cas, la question reste entière quant à la pondération qui pourrait être attribuée à cet indicateur « Biodiversité à la parcelle » externe à l'ACV par rapport d'une part aux indicateurs d'ACV, et d'autre part aux autres paramètres, gérés en externe car ne pouvant pas être aisément traités en ACV (p.e. *carrying capacity* et effets de saturation aux échelles territoriales...). Cette question n'a pas été tranchée par le GT Indicateurs¹⁷, mais les ordres de grandeur évoqués concernant la place à accorder à l'enjeu biodiversité laissent penser que ce poids doit être important (autant que celui du paramètre Climat).

Par ailleurs, dans la mesure où certains indicateurs mid-points de l'ACV pourraient être considérés comme entrant dans le champ de la « biodiversité » (acidification, eutrophisation, land use...), il conviendra d'être vigilant sur la place globale réservée à la biodiversité à la parcelle, comparativement aux effets de ces différents paramètres sur l'effondrement du vivant. Cela ouvre également la problématique du poids relatif des enjeux « biodiversité » entre les systèmes de production végétale et d'élevage, avec des pondérations probablement différentes à construire. Des analyses de sensibilité seront requises sur ce point. Il conviendra d'être particulièrement attentifs dans la prise en compte de la biodiversité à la parcelle pour les systèmes d'élevages herbagers, en lien avec des surfaces à haute valeur naturelle. Notamment dans le poids relatif que pourront peser les différents paramètres, ACV et non ACV, considérés comme faisant partie au global des impacts sur la biodiversité.

¹⁶ Indépendamment du rendement

¹⁷ Cf. Notes 3 et 4 du GT Indicateurs, 2021

Enfin, compte tenu de la très faible robustesse de l'ACV sur l'indicateur mid-point écotoxicité eau douce (reflété par le *robustness factor* attribué par le JRC, mais également par les résultats produits (Hayer et al. 2010)), compte tenu du fait que cet indicateur ACV ne semble pas couvrir de manière performante les impacts sur les masses d'eau en lien avec les pratiques agricoles et à la parcelle, compte tenu également du continuum évident entre les impacts « biodiversité à la parcelle » sur les différents compartiments environnementaux (p.e. masses d'eau telles que ruisseaux et rivières traversant les parcelles agricoles), et du continuum tout aussi évident entre les espèces notamment mobiles entre les zones terrestres et les zones d'eau douce, un développement fécond consisterait à intégrer cette partie de l'évaluation Biodiversité dans l'outil BioSyScan. Cette approche permettrait d'avoir une vision globale des impacts sur la biodiversité en milieu agricole, au sein d'un même outil transparent, gratuit, compréhensible et appropriable par les opérateurs concernés. En parallèle, se pose la question de la pertinence de conserver dans les évaluations ACV EF l'indicateur écotoxicité eau douce, qui présente notoirement des défaillances et un niveau d'incertitude très élevé (Nemecek et al. 2015).

7.4. Des perspectives d'applications multiples

L'indicateur présenté permet de donner un exemple concret d'intégration possible d'indicateurs de biodiversité pour l'évaluation des systèmes de production. Cette approche peut notamment être mobilisée dans un contexte d'affichage environnemental, pour compléter les lacunes de l'ACV. Il pourra également être mobilisé comme indicateur autonome, ou avec d'autres indicateurs dans une évaluation multicritère (Ex : MASC, Craheix et al., 2012), le cas échéant dans des actions de conception de système innovants, dans l'accompagnement de démarche de progrès, etc.

Cette méthode est disponible pour un déploiement à grande échelle. Les évolutions en fonction de l'avancée des connaissances pourront être faites de manière réactive, transparente et très peu onéreuse.

En synthèse, les points suivants peuvent être soulignés dans la perspective de ce déploiement :

- Le niveau de preuve du lien entre les valeurs produites et la biodiversité dans l'espace agricole repose sur une base bibliographique (méta-analyses notamment) ;
- Échelles : l'indicateur est disponible à l'échelle du produit alimentaire. Il est disponible également à l'échelle des ingrédients (produits) qui composent les produits transformés. Aussi, l'indicateur est disponible aussi bien à l'échelle de systèmes collectifs de production (SIQO, référentiels qualité contrôlés...) qu'à des échelles locales plus granulaires si cela s'avère pertinent ;
- L'indicateur est opérationnel, la gamme des données mobilisables permet de couvrir les différents cas de figure (génériques, semi-spécifiques, spécifiques), et de ne pas créer de complexités inutiles (utilisation de valeurs par défaut si nécessaire) tout en permettant un travail en nuance pour les opérateurs qui sont déjà équipés pour collecter et piloter tout ou partie des données d'entrée. Il peut être déployé largement, moyennant les développements évoqués sur les autres filières.

L'indicateur prédictif de biodiversité en lien avec les systèmes agricoles décrit dans ce document fera l'objet de développements et d'améliorations en fonction des nouvelles connaissances produites notamment dans le cadre des études observationnelles à venir. Les éléments décrits dans ce document sont donc inscrits dans une démarche d'amélioration continue. La description de la méthodologie et de l'outil est transparente et aussi exhaustive que possible. Le dispositif informatique qui accompagne la méthode (CONTRA) est totalement ouvert et l'utilisateur peut accéder à toutes les valeurs de paramètres et à toutes les règles de décision, de manière là aussi transparente

8. Références citées

- Alignier A, Solé-Senan XO, Robleño I, et al (2020) Configurational crop heterogeneity increases within-field plant diversity. *J Appl Ecol* 57:654–663. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13585>
- Andrén H (1994) Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71:355. <https://doi.org/10.2307/3545823>
- Asselin A, Wermeille A (2021) Farmed salmon production: what are the main impacts on biodiversity? A generic case study with the Product Biodiversity Footprint. European Commission, Brussels, Belgium
- Bai Z, Caspari T, Gonzalez MR, et al (2018) Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265:1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.028>
- Batáry P, Báldi A, Kleijn D, Tscharntke T (2011) Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proc R Soc B* 278:1894–1902. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1923>
- Bender SF, Wagg C, van der Heijden MGA (2016) An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. *Trends in Ecology & Evolution* 31:440–452. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.016>
- Bengtsson J, Ahnström J, Weibull A-C (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis: Organic agriculture, biodiversity and abundance. *Journal of Applied Ecology* 42:261–269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Bianchi FJJA, Booij CJH, Tscharntke T (2006) Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc R Soc B* 273:1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Bockstaller C, Beauchet S, Manneville V, et al (2017) A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. *Environmental Modelling & Software* 97:130–144. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.011>
- Bockstaller C, Feschet P, Angevin F (2015) Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. *Oléagineux Corps gras Lipides* 22:. <https://doi.org/10.1051/ocl/2014052>
- Bockstaller C, Lassere-Joulin F, Meiss H, et al (2019) Les indicateurs de biodiversité pour accompagner les agriculteurs : embarras du choix ou pénurie ? *Innovations Agronomiques* 75:73–86
- Bosque F, Adoir E, Besnier A, et al (2020) L'amélioration de la performance environnementale globale par l'évaluation environnementale. IAA
- Bulle C, Margni M, Kashef-Haghighi S, et al (2019) IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>
- Burel F, Butet A, Delettre YR, de la Pena NM (2004) Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning* 67:195–204. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(03\)00039-2](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(03)00039-2)
- Burel F, Garnier E, Amiaud B, et al (2008) Chapitre 1. Les effets de l'agriculture sur la biodiversité. In: ESCO "Agriculture et biodiversité." p 140
- Chaplin-Kramer R, O'Rourke ME, Blitzer EJ, Kremen C (2011) A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity: Pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters* 14:922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Chaudhary A, Brooks TM (2018) Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess

Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>

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

Christel A, Maron P-A, Ranjard L (2021) Impact of farming systems on soil ecological quality: a meta-analysis. *Environ Chem Lett* 19:4603–4625. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01302-y>

Craheix D, Angevin F, Bergez JE, et al (2012) Multicriteria assessment of the sustainability of cropping systems: A case study of farmer involvement using the MASC model. In: *The 10th European IFSA Symposium*. http://www.ifsa2012.dk/downloads/WS6_4/D_Craheix.pdf, Aarhus, Denmark, pp 1–9

Craheix D, Bergez J-E, Angevin F, et al (2015) Guidelines to design models assessing agricultural sustainability, based upon feedbacks from the DEXi decision support system. *Agronomy for Sustainable Development* 35:1431–1447. <https://doi.org/doi:10.1007/s13593-015-0315-0>

Crenna E, Sozzo S, Sala S (2018) Natural biotic resources in LCA : Towards an impact assessment model for sustainable supply chain management. *Journal of Cleaner Production* 172:3669–3684. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.208>

Curran M, De Souza DM, Antón A, et al (2016) How Well Does LCA Model Land Use Impacts on Biodiversity? - A Comparison with Approaches from Ecology and Conservation. *Environmental Science and Technology* 50:2782–2795

de Baan LS (2013) Impacts of land use on biodiversity. <https://doi.org/10.3929/ethz-a-010076340>

de Graaff M-A, Hornslein N, Throop HL, et al (2019) Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: A meta-analysis. In: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp 1–44

De Souza DM, Flynn DFB, Declerck F, et al (2013) Land use impacts on biodiversity in LCA: Proposal of characterization factors based on functional diversity. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18:1231–1242. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0578-0>

Denoirjean T (2018) Intégration d'indicateurs évaluant les performances des systèmes agricoles sur la biodiversité et les services écosystémiques à l'outil Systerre ®. *VetAgroSup Clermont*

ESCo (2022) Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques, Synthèse du rapport d'ESCo

Ewert F, van Ittersum MK, Heckelei T, et al (2011) Scale changes and model linking methods for integrated assessment of agri-environmental systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 142:6–17. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2011.05.016>

Fahrig L, Baudry J, Brotons L, et al (2011) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes: Heterogeneity and biodiversity. *Ecology Letters* 14:101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>

Fahrig L, Girard J, Duro D, et al (2015) Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200:219–234. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.018>

Gac A, Dollé JB, Le Gall A (2020) Intérêts et limites de l'Analyse de Cycle de Vie pour fournir une information environnementale sur les produits de l'élevage. *Fourrages* 243:43–48

Garratt MPD, Wright DJ, Leather SR (2011) The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141:261–270. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.014>

Gunstone T, Cornelisse T, Klein K, et al (2021) Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Front Environ Sci* 9:643847. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847>

Hayer F, Bockstaller C, Gaillard G, et al (2010) Multi-criteria Comparison of Eco-toxicity Models Focused on Pesticides. *Notarnicola, B., Bari, Italy*, pp 305–310

Hélias A, Langlois J, Fréon P (2018) Fisheries in Life Cycle Assessment : operational factors for biotic resources depletion Keywords. *Fish and Fisheries*. <https://doi.org/10.1111/faf.12299>

Hélias A, van der Werf HMG, Soler L-G, et al (2022) Implementing environmental labelling of food products in France. *Int J Life Cycle Assess* 27:926–931. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02071-8>

Huijbregts M, Steinmann Z, Elshout P, et al (2016) ReCiPe 2016 - A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES (2019) Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services. Zenodo. URL <https://zenodo.org/record/3553579>

Jeanneret P, Baumgartner DU, Knuchel Freiermuth R, et al (2014) An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators* 46:224–231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030>

Karimi B (2020) Revue scientifique sur la qualité biologique des sols de vignes et l'impact des pratiques viticoles. *Etude et Gestion des Sols* 20

Keichinger O, Viguier L, Corre-Hellou G, et al (2021) Un indicateur évaluant la diversité globale des rotations : de la diversité des cultures aux services écosystémiques. *AE&S* 11:. <https://doi.org/10.54800/dgr543>

Kleijn D, Baquero RA, Clough Y, et al (2006) Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries: Biodiversity effects of European agri-environment schemes. *Ecology Letters* 9:243–254. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00869.x>

Lairez J, Feschet P, Botreau R, et al (2017) L'évaluation multicritère des systèmes d'élevage pour accompagner leurs évolutions : démarches, enjeux et questions soulevées. *INRA Prod Anim* 30:255–268. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2017.30.3.2254>

Li H, Reynolds JF (1995) On Definition and Quantification of Heterogeneity. *Oikos* 73:280. <https://doi.org/10.2307/3545921>

Lichtenberg EM, Kennedy CM, Kremen C, et al (2017) A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Glob Change Biol* 23:4946–4957. <https://doi.org/10.1111/gcb.13714>

Lindner JP, Eberle U, Knuepfer E, Coelho CRV (2021) Moving beyond land use intensity types: assessing biodiversity impacts using fuzzy thinking. *Int J Life Cycle Assess* 26:1338–1356. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01899-w>

Lindner JP, Fehrenbach H, Winter L, et al (2019b) Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability* 11:5628. <https://doi.org/10.3390/su11205628>

Maier SD, Lindner JP, Francisco J (2019) Conceptual Framework for Biodiversity Assessments in Global Value Chains. *Sustainability* 11:. <https://doi.org/10.3390/su11071841>

Martin AE, Collins SJ, Crowe S, et al (2020) Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to—or even larger than—the effects of farming practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 288:106698. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106698>

- Martin EA, Seo B, Park C-R, et al (2016) Scale-dependent effects of landscape composition and configuration on natural enemy diversity, crop herbivory, and yields. *Ecol Appl* 26:448–462. <https://doi.org/10.1890/15-0856>
- Moreau J, Monceau K, Crépin M, et al (2021) Feeding partridges with organic or conventional grain triggers cascading effects in life-history traits. *Environmental Pollution* 278:116851. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116851>
- Nemecek T, Hayer F, Bonnin E, et al (2015) Designing eco-efficient crop rotations using life cycle assessment of crop combinations. *European Journal of Agronomy* 65:40–51. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.01.005>
- Noss RF (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355–365
- Rand TA, Tylianakis JM, Tschamntke T (2006) Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecol Letters* 9:603–614. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00911.x>
- Riedo J, Wettstein FE, Rösch A, et al (2021) Widespread Occurrence of Pesticides in Organically Managed Agricultural Soils—the Ghost of a Conventional Agricultural Past? *Environ Sci Technol* 55:2919–2928. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06405>
- Sekiguchi H, Kushida A, Takenaka S (2007) Effects of Cattle Manure and Green Manure on the Microbial Community Structure in Upland Soil Determined by Denaturing Gradient Gel Electrophoresis. *Microbes and Environments* 22:327–335. <https://doi.org/10.1264/jisme.22.327>
- Sirami C, Gross N, Baillod AB, et al (2019) Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proc Natl Acad Sci USA* 116:16442–16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Smith OM, Cohen AL, Reganold JP, et al (2020) Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. *Proc Natl Acad Sci USA* 117:2870–2878. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906909117>
- Treonis AM, Austin EE, Buyer JS, et al (2010) Effects of organic amendment and tillage on soil microorganisms and microfauna. *Applied Soil Ecology* 46:103–110. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.06.017>
- Tschamntke T, Grass I, Wanger TC, et al (2021) Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 36:919–930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tschamntke T, Klein AM, Kruess A, et al (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8:857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tschamntke T, Steffan-Dewenter I, Kruess A, Thies C (2002) Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland–cropland landscapes. *Ecological Applications* 12:10
- Tuck SL, Winqvist C, Mota F, et al (2014) Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J Appl Ecol* 51:746–755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- van der Werf HMG, Knudsen MT, Cederberg C (2020) Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nat Sustain* 3:419–425. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>
- Venter ZS, Jacobs K, Hawkins H-J (2016) The impact of crop rotation on soil microbial diversity: A meta-analysis. *Pedobiologia* 59:215–223. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2016.04.001>
- Verones F, Hellweg S, Antón A, et al (2020) LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. *Journal of Industrial Ecology* 24:1201–1219. <https://doi.org/10.1111/jiec.13018>
- Zampieri M, Weissteiner CJ, Grizzetti B, et al (2020) Estimating resilience of crop production systems: From theory to practice. *Science of The Total Environment* 735:139378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139378>