

---

## **Étude comparative de la diversité animale dans les cacaoyères en fonction de modes de gestion différenciés (Coopérative Yeyasso, Côte d'Ivoire).**

**Auteur :** Hidoine, Lisa

**Promoteur(s) :** Doucet, Jean-Louis; Francis, Frédéric

**Faculté :** Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

**Diplôme :** Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

**Année académique :** 2024-2025

**URI/URL :** <http://hdl.handle.net/2268.2/24051>

---

### *Avertissement à l'attention des usagers :*

*Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.*

*Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.*

---

---

**ÉTUDE COMPARATIVE DE LA DIVERSITÉ ANIMALE  
DANS LES CACAOYÈRES EN FONCTION DE MODES DE  
GESTION DIFFERENCIÉS (COOPÉRATIVE YEYASSO,  
CÔTE D'IVOIRE)**

---

**HIDOINE LISA**

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER BIOINGÉNIEUR  
EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS

ANNÉE ACADÉMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS : DOUCET J.-L. & FRANCIS F.



© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique<sup>1</sup> de Gembloux Agro-Bio Tech.

© Any reproduction of this document, by any means whatsoever, may only be made with the authorization of the author and the academic authority<sup>1</sup> of Gembloux Agro-Bio Tech.

© Le présent document n'engage que son auteur

© This document is the sole responsibility of its author.

---

<sup>1</sup> Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par les promoteurs, membres du personnel enseignant de GxABT.

In this case, the academic authority is represented by the promoters, members of the GxABT teaching staff.

---

**ÉTUDE COMPARATIVE DE LA DIVERSITÉ ANIMALE  
DANS LES CACAOYÈRES EN FONCTION DE MODES DE  
GESTION DIFFERENCIÉS (COOPÉRATIVE YEYASSO,  
CÔTE D'IVOIRE)**

---

**HIDOINE LISA**

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE MASTER BIOINGÉNIEUR  
EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS

ANNÉE ACADÉMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS : DOUCET J.-L. & FRANCIS F.

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer mes remerciements à mes co-promoteurs, le Pr. Jean-Louis Doucet et le Pr. Frédéric Francis, pour leur soutien tout au long de ce projet.

Merci au Pr. Jean-Louis Doucet pour la proposition de ce sujet et l'opportunité exceptionnelle de réaliser une mission terrain en Côte d'Ivoire. Je vous remercie également pour votre vigilance quant au bon déroulement de notre séjour en Afrique, vos retours constructifs sur la rédaction et pour la confiance que vous nous avez accordée.

Merci au Pr. Frédéric Francis pour les moyens mis à ma disposition pour mener au mieux cette recherche. Mes remerciements s'étendent à toute l'équipe du laboratoire d'Entomologie pour leur accompagnement dans l'apprentissage du traitement des échantillons entomologiques. Je pense particulièrement à Grégoire Noël et ses conseils avisés en analyses statistiques, et à Jeannine Bortels pour son expertise remarquable dans l'identification des familles d'insectes.

Je souhaite également remercier la Chocolaterie indépendante Galler®, partenaire du laboratoire de Foresterie Tropicale, qui est à l'origine du projet. Merci à toute l'équipe de la chocolaterie pour leur accueil chaleureux, l'intérêt qu'ils ont portés à l'étude et les moments de convivialité partagés. Ma gratitude va également à la Fondation Roi Baudouin pour le financement de ce projet, ainsi qu'à l'ULiège pour la bourse qui m'a été accordée lors de ce voyage.

J'adresse mes plus sincères remerciements à la coopérative YEYASSO pour son accueil et sa prise en charge durant ces trois mois de mission. J'exprime ma reconnaissance à M. Yeo Y. Moussa, directeur général, pour son encadrement, l'intégration au sein de l'équipe de la coopérative et pour l'organisation de notre hébergement. Un grand merci également à M. Ouattara Daba Karim, pour son sens du travail et du partage, sa bienveillance et sa disponibilité sans faille.

Un immense merci à l'ensemble des producteurs relais qui nous ont accompagnés chaque jour de cette aventure. Vous avez partagé avec nous vos (très nombreuses) connaissances, votre patience, votre indulgence, mais aussi votre curiosité et votre bonne humeur. Merci de nous avoir ouvert les portes de vos vies, de nous avoir fait découvrir vos coutumes et vos habitudes, et de nous avoir permis de vivre à vos côtés bien plus qu'un simple projet de recherche. Je garderai précieusement en mémoire les cascades, les parties de cartes, les excursions, les cérémonies et les repas partagés. Le pays de l'hospitalité porte décidément bien son nom : loin de nos habitudes, vous nous avez accueillis à bras ouverts et avez rendu cette expérience unique et inoubliable. Je ne vous remercierai jamais assez pour ça.

Un merci tout particulier à Vemo Bakayoko, à ses deux femmes et à leurs enfants pour leur accueil généreux et chaleureux. Merci de nous avoir reçu chez vous pendant la quasi-totalité du séjour, de nous avoir fait découvrir tant de repas typiques, d'avoir partagé avec nous vos croyances et votre quotidien. Merci aux enfants de nous avoir appris à danser sous la pluie.

Merci aussi à tous les producteurs qui ont accepté que nous travaillions dans leurs champs, pour leur bienveillance et leurs attentions, qu'il s'agisse d'un sourire ou des fruits offerts.

Je tiens à remercier Simon Lhoest pour son aide dans la mise en place du protocole lié à l'installation des caméras, ainsi que pour ses conseils techniques qui ont facilité la phase de terrain.

Merci également à Yves Brostaux, dont l'appui dans la conception et l'ajustement du protocole général, d'un point de vue statistique, a été important pour la solidité scientifique de ce travail.

Je tiens à remercier ma compagne de voyage, Lara, sans qui cette expérience n'aurait sûrement pas eu la même saveur. Ta présence rassurante, ton soutien quotidien et permanent et ta capacité d'adaptation ont largement contribué à rendre ce voyage si agréable. Merci pour ton aide dans l'élaboration de solutions tout au long de notre mission : si déjà remplir des bidons d'eau seule aurait été un défi, je n'imagine même pas le reste.

J'adresse une attention particulière à ma famille, qui m'a toujours soutenue dans mes études comme dans mes choix de vie. Merci à mes parents et à mon frère d'avoir toujours cru en moi, de m'avoir apporté un soutien aussi bien moral que financier et de s'être toujours rendus disponibles quand j'en ai eu besoin. Merci de m'avoir permis de m'épanouir dans mon environnement grâce à l'éducation que vous m'avez transmise et d'avoir toujours veillé à ce que je puisse me concentrer sur mes études, sans me soucier du reste. Ce parcours qui n'aurait pas été le même sans vous.

Merci à mes amis gembloutois pour ces belles années d'études partagées à vos côtés. Merci à celles et ceux qui ont été présents durant ces derniers mois, merci pour les bouffées d'air frais en dehors des moments de travail, les promenades, les repas partagés et tous les moments plus ou moins studieux.

À mes amis montpelliérains, merci d'avoir été un soutien tout au long de mon parcours académique, même à distance, et d'avoir su être là quand j'étais loin de chez moi. Et à mes amis alsaciens pour votre présence depuis tant d'années.

Merci à Téo pour son précieux soutien quotidien tout au long de cette période, pour ses relectures attentives et ses remarques toujours pertinentes.

Enfin, j'adresse une pensée toute particulière pour les trois étoiles qui nous ont quitté au cours de ces derniers mois. Merci pour la force, j'espère que de là où vous êtes vous serez fiers de moi.

## RÉSUMÉ

<b>Contexte</b>	La cacaoculture est l'une des principales causes de déforestation en Afrique de l'Ouest, entraînant une fragmentation et une diminution marquée des habitats naturels. L'agroforesterie en intégrant des arbres d'ombrage au sein des cacaoyères, constitue une solution potentiellement intéressante pour recréer des habitats plus complexes et diversifiés, favorisant l'installation et le maintien d'une faune variée tout en améliorant la durabilité des plantations.
<b>Objectifs</b>	Cette étude vise à évaluer l'influence du type d'agriculture (biologique ou conventionnelle) et de la densité d'arbres d'ombrage sur la biodiversité animale dans les champs de cacao.
<b>Localisation</b>	Coopérative agricole YEYASSO COOP-CA, dont le siège social est basé à Man, District des Montagnes, région du Tonkpi, dans l'Ouest de la Côte d'Ivoire.
<b>Méthodes</b>	La mésofaune a été observé à l'aide de pièges photographiques dans 58 cacaoyères, réparties équitablement entre agriculture biologique et conventionnelle. Une caméra a été installée par champ pour une durée de trois semaines. Six champs biologiques et six champs conventionnels ont été échantillonnés pour l'entomofaune à l'aide de cuvettes jaunes, à raison de trois pièges par champ, déployés trois fois sur quatre jours. Dans chaque champ, tous les arbres et palmiers d'ombrage ( $dhp \geq 10\text{cm}$ ) ont été mesuré pour calculer la surface terrière. Les dispositifs ont été placés selon un protocole standardisé afin d'optimiser la détection des espèces et d'assurer la comparabilité des données. Des indices de diversité alpha et bêta ont été calculés afin de comparer les pratiques agricoles et les classes de densité d'arbres d'ombrage.
<b>Résultats</b>	Onze espèces ou genres de moyenne faune ainsi que 59 familles d'insectes ont été recensés, incluant notamment des auxiliaires et des ravageurs. La densité d'arbres d'ombrage semble exercer une influence sur la composition entomologique : la richesse spécifique et l'hétérogénéité des communautés augmentent avec le couvert arboré jusqu'à un seuil de $15,4 \text{ m}^2/\text{ha}$ , au-delà duquel cette tendance s'inverse, indiquant une possible diminution de la diversité à très haute densité d'arbres d'ombrage. Le mode de gestion agricole (biologique ou conventionnel) ne semble pas entraîner de différences significatives au sein de la biodiversité animale.
<b>Conclusions</b>	La cacaoculture conventionnelle, telle que pratiquée dans la zone d'étude, ne semble pas avoir un impact négatif sur la biodiversité des taxa étudiés, probablement en raison d'une utilisation limitée d'intrants. Par contre, la densité d'arbres d'ombrage a une influence significative avec une surface terrière à l'hectare optimale pour la diversité entomologique de $11,3$ à $15,4 \text{ m}^2/\text{ha}$ .
<b>Mots clés</b>	Agroforesterie, cacao, biodiversité animale, entomologie, mammifères, oiseaux, forêt tropicale, Afrique de l'Ouest, Côte d'Ivoire.

## ABSTRACT

<b>Context</b>	Cocoa farming is a major cause of deforestation in West Africa, leading to habitat fragmentation and significant loss of natural areas. Agroforestry, which integrates shade trees into cocoa plantations, could offer a promising solution by creating more complex and diverse habitats that could promote the establishment and maintenance of a varied fauna while enhancing the sustainability of plantations.
<b>Objectives</b>	This study aims to assess the influence of the type of agriculture (organic or conventional) and the density of shade trees on animal biodiversity in cocoa fields.
<b>Location</b>	Agricultural cooperative YEYASSO COOP- CA, headquartered in Man, Mountain District, Tonkpi region, in western Ivory Coast.
<b>Methods</b>	Mesofauna was observed using camera traps in 58 cocoa fields, evenly distributed between organic and conventional farming. One camera was installed per field for a period of three weeks. Six organic and six conventional fields were sampled for entomofauna using water yellow traps, with three replicates per field deployed three times over four days. In each plot, all shade trees and palms ( $dhp \geq 10\text{cm}$ ) were measured to calculate the basal area. The traps were placed according to a standardised protocol to optimise species detection and ensure data comparability. Alpha and beta diversity indices were calculated to compare agricultural practices and shade tree density classes.
<b>Results</b>	Eleven species or genera of medium-sized fauna and 59 families of insects were recorded, including both auxiliaries and pests. The density of shade trees appears to influence entomological composition: species richness and community heterogeneity increase with tree cover up to a threshold of $15,4 \text{ m}^2/\text{ha}$ , beyond which this trend reverses, indicating a possible decrease in diversity at very high densities of shade trees. The type of agricultural management (organic or conventional) does not seem to cause significant differences in animal biodiversity.
<b>Conclusions</b>	Conventional cocoa farming, as practiced in the study area, does not appear to have a negative impact on the biodiversity of the studied taxa, probably due to limited use of inputs. Also, the density of shade trees had a significant influence with an optimum basal area for entomological diversity between $11,3$ to $15,4 \text{ m}^2/\text{ha}$ .
<b>Keyword</b>	Agroforestry, cocoa, animal biodiversity, entomology, mammals, birds, tropical forest, West Africa, Ivory Coast.

## TABLE DES MATIÈRES

I.	INTRODUCTION .....	1
1.1	Une biodiversité en péril .....	1
1.2	L'Afrique de l'Ouest, un équilibre fragile entre conservation et exploitation.....	2
1.3	La Côte d'Ivoire : biodiversité et pressions anthropiques .....	2
1.4	L'agroforesterie, un compromis durable .....	4
1.4.1	Avantages écologiques et environnementaux .....	4
1.4.2	Contributions sociales et culturelles.....	5
1.4.3	Retombées économiques et productives .....	5
1.5	Valorisation des services écosystémiques.....	6
1.6	Contexte et objectifs de l'étude .....	6
II.	MATÉRIEL ET MÉTHODE .....	8
2.1	Site d'étude.....	8
2.2	Plan d'échantillonnage .....	9
2.3	Collecte des données .....	9
2.3.1	Densité arbres d'ombrage .....	9
2.3.2	Piégeage photographique .....	10
2.3.3	Pièges à insectes .....	11
2.4	Traitement et analyse des données.....	11
2.4.1	Prétraitement des données collectées .....	11
2.4.2	Structure des communautés : mesures d'abondance.....	12
2.4.3	Calculs d'indices de biodiversité .....	12
2.4.3.1	Diversité alpha .....	12
2.4.3.1	Diversité bêta.....	13
2.4.4	Outils informatiques .....	13
III.	RÉSULTATS.....	14
3.1	Description du jeu de données .....	14
3.1.1	Description des données issues des PP .....	14
3.1.2	Description des données issues des pièges à insectes .....	14
3.2	Diversité et abondance de la mésofaune .....	17
3.2.1	Calcul des RAI .....	17
3.2.1.1	Calcul des RAI selon les types d'agriculture .....	17
3.1.1.2	Calcul des RAI selon un gradient de densité d'arbres d'ombrage dans les cacaoyères....	17
3.2.2	Calcul des indices de diversité alpha.....	18

3.2.2.1 En fonction du type d'agriculture .....	18
3.2.2.2 En fonction des classes d'arbres d'ombrage .....	19
3.2.3    Calcul de la diversité bêta .....	21
3.2.3.1 En fonction du type d'agriculture .....	21
3.2.3.2 En fonction des classes d'arbres d'ombrage .....	21
3.3    Diversité entomologique .....	22
3.3.1    Calcul des fréquences d'occurrence.....	22
3.3.2    Calcul des indices de diversité alpha.....	22
3.2.2.1 En fonction du type d'agriculture .....	23
3.2.2.2 En fonction des classes d'arbres d'ombrage .....	24
3.3.3    Calcul de la diversité bêta .....	27
3.2.3.1 En fonction du type d'agriculture .....	27
3.2.3.2 En fonction des classes d'arbres d'ombrage .....	28
<b>IV.    DISCUSSION .....</b>	<b>29</b>
4.1    Biodiversité dans les cacaoyères agroforestières.....	29
4.1.1    Biodiversité générale.....	29
4.1.2    Comparaison entre agriculture biologique et agriculture conventionnelle.....	29
4.1.3    Comparaison selon les classes de densité d'arbres d'ombrage .....	30
4.2    Diversité animale et rôles fonctionnels dans les cacaoyères .....	32
4.2.1    Les ravageurs du cacao .....	32
4.2.2    Les auxiliaires du cacao .....	33
4.2.3    Espèces commensales.....	34
4.3    Limites de l'étude .....	34
4.4    Perspectives.....	35
<b>V.    CONTRIBUTION PERSONNELLE DE L'ÉTUDIANT .....</b>	<b>37</b>
<b>VI.    CONCLUSION .....</b>	<b>38</b>
<b>VII.    BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>39</b>
<b>VIII.    Annexes .....</b>	<b>48</b>

## TABLE DES FIGURES

Figure 1 - Les principaux facteurs des changements mondiaux de biodiversité (IPBES, 2019).....	1
Figure 2 - Carte représentant les hotspots de biodiversité terrestres (CEFP 2025). Les couleurs sont utilisées uniquement pour distinguer les hotspots adjacents. .....	3
Figure 3 - Cartographie des différentes sections de la coopérative YEYASSO COOP-CA (Cerny 2024)....	8
Figure 4 - Proportions d'espèces observées dans les champs en agriculture conventionnelle (a) et en agriculture biologique (b), selon le nombre de détections indépendantes (sans tenir compte du nombre d'individus par détection). .....	14
Figure 5 - Proportions d'arthropodes observées dans les champs en agriculture conventionnelle (a) et en agriculture biologique (b), selon le nombre d'individus. ....	15
Figure 6 - Composition proportionnelle des arthropodes collectés selon le type d'agriculture (biologique et conventionnelle). Les ordres rares ont été regroupés dans la catégorie Autres. ....	16
Figure 7 - RAI par espèce de moyenne faune et par type d'agriculture.....	17
Figure 8 - Régression linéaire du RAI de <i>T. scriptus</i> en fonction de la densité d'arbres d'ombrage (GHA). ....	18
Figure 9 - Évaluation de la richesse spécifique des espèces de mésofaune par courbes d'accumulation pour les deux types d'agricultures. Les intervalles de confiances sont représentés par les zones ombrées autour des courbes.....	19
Figure 10 - Évaluation de la richesse spécifique des espèces de moyenne faune par courbes d'accumulation pour les deux types d'agricultures. Les intervalles de confiances sont représentés par les zones ombrées autour des courbes.....	20
Figure 11 - Comparaison des assemblages d'espèces de petite et moyenne faune entre agriculture biologique et conventionnelle (PCoA).....	21
Figure 12 - Comparaison des assemblages d'espèces de petite et moyenne faune entre différentes classes de GHA (PCoA).....	22
Figure 13 - Évaluation de la richesse spécifique des familles d'insectes par courbes d'accumulation pour les deux types d'agriculture. Les intervalles de confiances sont représentés par les zones ombrées autour des courbes.....	24
Figure 14 - Comparaison de l'indice de diversité moyen de Shannon au sein des familles d'insectes selon la densité d'arbres d'ombrage. Les p-value pour les classes significativement différentes sont indiquées. ....	25
Figure 15 - Comparaison de l'indice de diversité moyen de Simpson au sein des familles d'insectes selon la densité d'arbres d'ombrage. Les p-value pour les classes significativement différentes sont indiquées. ....	25
Figure 16 - Comparaison de l'indice de diversité moyen de Chao1 au sein des familles d'insectes selon la densité d'arbres d'ombrage. Les p-value pour les classes significativement différentes sont indiquées. ....	26
Figure 17 - Évaluation de la richesse spécifique des familles d'insectes par courbes d'accumulation pour les deux types d'agriculture. Les intervalles de confiances sont représentés par les zones ombrées autour des courbes.....	27
Figure 18 - Comparaison des assemblages de familles d'insectes entre agriculture biologique et conventionnelle (PCoA).....	27
Figure 19 - Comparaison des assemblages de familles d'insectes entre différentes classes de densité de GHA (PCoA).....	28

## TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Diversité et abondance d'insectes identifiés à la famille. NI représente les insectes qui n'ont pas pu être identifiés et NA les données manquantes.....	16
Tableau 2 - Tableau présentant les indices de diversité alpha globaux pour les données issues des PP en fonction des SA.....	18
Tableau 3 - Tableau reprenant les intervalles de GHA des différentes classes de densité d'arbres d'ombrage calculés à partir des données issues des PP. ....	19
Tableau 4 - Tableau présentant les indices de diversité alpha globaux pour les données issues des PP en fonction des classes de densité d'arbres d'ombrage.....	20
Tableau 5 - Tableau reprenant les fréquences d'occurrences de chaque ordre d'arthropodes. L'appellation « Autre » désigne les individus n'ayant pas pu être identifiés en raison de leur stade de développement ou de leur mauvais état de conservation.....	22
Tableau 6 – Tableau présentant les indices de diversité alpha globaux pour les données issues des PI en fonction des SA.....	23
Tableau 7 - Tableau reprenant les intervalles de GHA des différentes classes de densité d'arbres d'ombrage calculés à partir des données issues des PI.....	24
Tableau 8 - Tableau présentant les indices de diversité alpha globaux pour les données issues des PI en fonction des classes de densité d'arbres d'ombrage.....	24

## TABLE DES ANNEXES

Annexe 1 : Tableau reprenant les principales caractéristiques des parcelles sélectionnées pour l'étude. ....	48
Annexe 2 : Graphique des proportions de taxons (%) observées dans les champs à l'aide des PP, selon le nombre de détections indépendantes (sans tenir compte du nombre d'individus par détection) (a) et Tableau de classifications des taxons recensés indiquant l'ordre, la famille, le genre et l'espèce lorsque ces niveaux ont pu être déterminés. L'ordre Rodentia regroupe tous les rongeurs qui n'ont pas pu être identifiés. (b). ....	49
Annexe 3 : Tableau reprenant le nombre total d'individus selon les différents taxons observés ainsi que la proportion de chacun (%). ....	50
Annexe 4 : Régression linéaire du RAI de <i>C. civetta</i> en fonction de la densité d'arbres d'ombrage.....	50
Annexe 5 : Boxplots comparant les indices de diversité alpha (Shannon (a), Simpson (b) et Chao1 (c)) des communautés de mésofaune entre l'agriculture biologique et conventionnelle.....	51
Annexe 6 : Boxplots comparant les indices de diversité alpha (Shannon (a), Simpson (b) et Chao1 (c)) des communautés de mésofaune entre les différents groupes de GHA.....	52
Annexe 7 : Boxplots comparant les indices de diversité alpha (Shannon (a), Simpson (b) et Chao1 (c)) transformés (orderNorm) des familles d'insectes entre l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle.....	53

## LISTE DES ABRÉVIATIONS

<b>ANOVA</b>	Analyse de la variance
<b>DHP</b>	Diamètre à hauteur de poitrine
<b>FAO</b>	Food and Agriculture Organization (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture)
<b>GHA</b>	Surface terrière par hectare
<b>IUCN</b>	International Union for Conservation of Nature
<b>NI</b>	Non identifié
<b>PCoA</b>	Principal Coordinates Analysis
<b>PI</b>	Piège à insectes
<b>PP</b>	Piège photographique
<b>PR</b>	Producteur Relais
<b>RAI</b>	Relative Abundance Index
<b>SA</b>	Système agroforestier

## I. INTRODUCTION

### 1.1 Une biodiversité en péril

Les neuf millions d'espèces qui vivent sur notre planète font face à une crise majeure (Singh 2002; Cardinale et al. 2012). Certains scientifiques parlent en effet d'une sixième extinction de masse, un phénomène marqué par un taux de disparition des espèces bien supérieur au rythme naturel, et comparable aux cinq grandes crises biologiques de l'histoire de la Terre (Ceballos et al. 2015).

Cette érosion de la biodiversité représente une menace directe pour le bien-être humain, en compromettant de nombreux services écosystémiques tels que la pollinisation, la régulation du climat, la qualité de l'eau ou encore la fertilité des sols (Díaz et al. 2006).

Selon l'IPBES (2019), les activités anthropiques expliquent plus de 90% de la perte de biodiversité. Parmi celles-ci, l'agriculture apparaît comme le facteur principal, représentant à elle seule plus de 50% des causes identifiées (*Figure 1*).

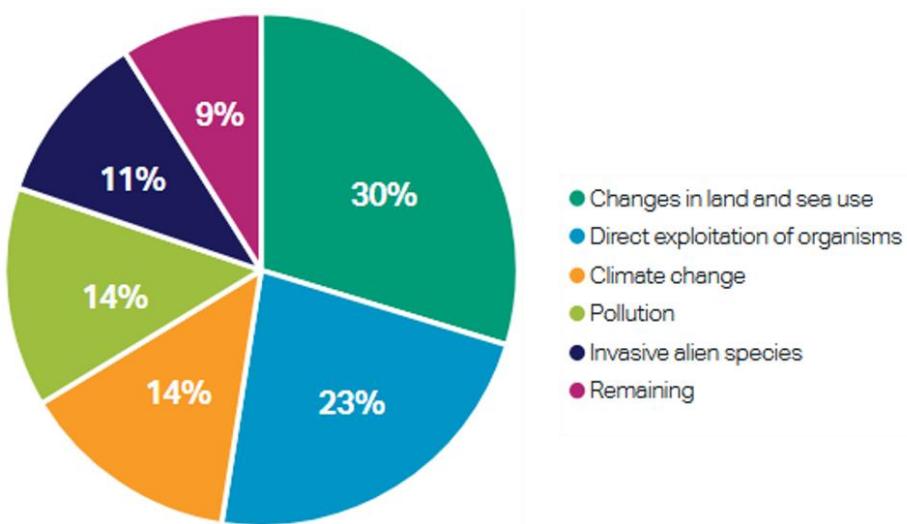


Figure 1 - Les principaux facteurs des changements mondiaux de biodiversité (IPBES, 2019).

L'agriculture exerce une double pression écologique : elle détruit et fragmente les habitats naturels, et introduit massivement des intrants chimiques (Dudley et Alexander 2017). Ce phénomène affecte particulièrement les forêts tropicales, écosystèmes parmi les plus touchés (Barraclough et Ghimire 2000). Entre 2010 et 2015, cette pression s'est traduite par une perte annuelle de superficie estimée à 5,5 millions d'hectares (Keenan et al. 2015).

La disparition de certains groupes fonctionnels, comme les pollinisateurs, illustre bien les effets en cascade de cette perte : leur déclin menace directement la production agricole elle-même, soulignant le paradoxe de cette relation (Potts et al. 2010).

Cette tendance pourrait encore s'aggraver, car les projections actuelles suggèrent une croissance continue de la demande alimentaire mondiale, ce qui entraînerait une pression accrue sur les terres, notamment en Afrique, où de vastes espaces sont ciblés pour l'expansion agricole (Herrero et al. 2014; Obersteiner et al. 2014). Cette dynamique mondiale de déclin de la biodiversité prend une dimension particulière dans les régions tropicales comme l'Afrique de l'Ouest, où les enjeux liés à la sécurité alimentaire et à la préservation des écosystèmes naturels s'entrechoquent.

## **1.2 L'Afrique de l'Ouest, un équilibre fragile entre conservation et exploitation**

En 2001, l'Afrique subsaharienne affichait la plus forte croissance démographique mondiale, avec un taux de 2,4 %, contre 0,8 % à 2,0 % dans les autres régions en développement. Aujourd'hui, cette région regroupe environ 10 % de la population mondiale et 13 % de celle des pays en développement (Tabutin et Schoumaker 2004).

Cette pression démographique s'accompagne naturellement d'une intensification des activités dans le secteur agricole (NAP 1993). Il est couramment observable que le développement économique d'un pays passe dans un premier temps par le développement de son secteur primaire, pour des raisons évidentes : d'une part, la nécessité de répondre aux besoins alimentaires de la population ; d'autre part, le fait que l'exploitation des ressources naturelles constitue souvent une première étape accessible d'un processus de développement (Rohne Till 2022). Actuellement, près de 65% de la population africaine dépend directement de l'agriculture (Sabas et al. 2020).

Dans ce contexte, la déforestation constitue souvent une réponse directe et économiquement rationnelle aux besoins des populations rurales. En effet, plusieurs études montrent que la conversion des forêts en terres agricoles peut apparaître plus rentable, à court terme, que la préservation des écosystèmes. Par exemple, au Ghana et au Burkina Faso, il a été observé que les communautés rurales tirent souvent autant, voire davantage, de bénéfices économiques des cultures que des ressources forestières elles-mêmes (Pouliot et al. 2012).

Il est néanmoins important de préserver ces milieux naturels, car ils constituent une source indispensable de biens et de services écosystémiques sur lesquels reposent directement les moyens de subsistance des populations rurales. Les forêts fournissent notamment du bois énergie, des produits non ligneux, des médicaments traditionnels, et ils jouent aussi le rôle de zones tampons en apportant des régulations hydrologiques et climatiques essentielles pour l'agriculture (FAO 2018).

À long terme, la dégradation de ces écosystèmes fragilise donc les fondements mêmes de la sécurité alimentaire et économique de ces communautés. Le paradoxe est d'autant plus fort que les solutions de diversification durable, comme l'agroforesterie, peinent encore à s'imposer dans les politiques agricoles, malgré leur potentiel à concilier production et conservation (Schroth et al. 2013; Gyau et al. 2015).

Ce dilemme est particulièrement perceptible dans le cas des cultures de rente, notamment le cacao (*Theobroma cacao* L.), dont l'Afrique de l'Ouest est le principal centre de la production. Si cette filière représente un moteur économique crucial pour des millions de petits exploitants, elle est également au cœur d'une réelle controverse écologique. En effet, la conversion des forêts en plantations de cacao est l'un des principaux moteurs de la déforestation dans plusieurs pays de la région comme la Côte d'Ivoire ou le Ghana (Ruf et Zadi 1998).

## **1.3 La Côte d'Ivoire : biodiversité et pressions anthropiques**

En 1960, la Côte d'Ivoire était considérée comme l'une des zones les plus riches en termes de forêts tropicales et d'espèces endémiques (Kouadio et Singh, 2021). Selon la définition du Critical Ecosystem Partnership Fund CEFP (2025), une région est classée comme « hotspot de biodiversité » si elle répond à deux critères : elle doit abriter au moins 1 500 espèces de plantes vasculaires endémiques et avoir perdu au moins 70 % de sa végétation naturelle d'origine. En ce sens, les forêts ivoiriennes font partie des 36 principaux hotspots mondiaux de biodiversité (Cunningham et Beazley 2018; Ahissa et al. 2020) (Figure 2) et constituent un habitat privilégié pour plus de 16 000 espèces animales et végétales (Kouadio et Singh, 2021). Cette richesse biologique s'explique en partie par la variété de

quatre grandes zones climatiques : le régime tropical de transition ou climat soudanais dans le Nord, le régime équatorial de transition atténué ou climat baouléen dans le centre, le régime équatorial de transition ou climat attiéen dans le Sud et le régime montagnard ou climat de montagnes dans l'Ouest. A cette diversité climatique s'ajoute une variété de végétation, allant des forêts au sud et à l'ouest, aux savanes au nord et au centre (Kouao et al. 2020).

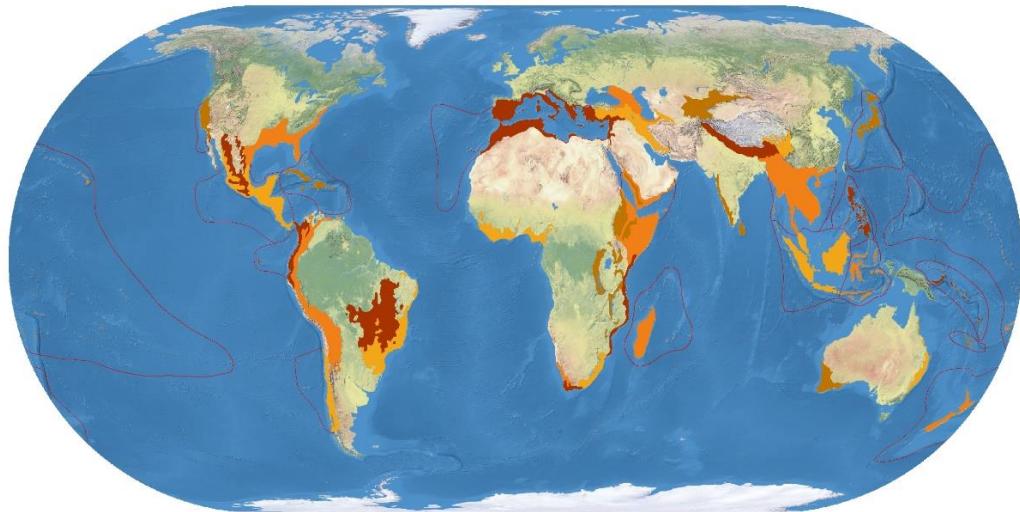


Figure 2 - Carte représentant les hotspots de biodiversité terrestres (CEFP 2025). Les couleurs sont utilisées uniquement pour distinguer les hotspots adjacents.

Pourtant, majoritairement sous l'effet de la conversion agricole, le pays a vu sa surface réduite de plus des trois quarts en moins de 40 ans, passant de 12,0 millions d'hectares en 1956 à seulement 2,7 millions d'hectares en 1991 (Kouadio et Singh, 2021). Depuis l'époque coloniale, une large partie des forêts tropicales a été détruite et/ou fragmentée pour faire place à de vastes plantations destinées à l'exportation.

La production de fèves de cacao, pilier de l'économie ivoirienne, explique majoritairement ce phénomène. Elle participe à 40 % des recettes d'exportation (Tano 2012), représente 10 % du PIB du pays (Assiri et al. 2012) et assure des moyens de subsistance à plus d'un million de petits producteurs. La Côte d'Ivoire assure à elle seule entre 40 et 45% de la production mondiale de cacao, soit environ 2 millions de tonnes de fèves exportées, et occupe la place de premier pays producteur mondial (de Souza et al. 2018; Sabas et al. 2020).

Mais cette expansion agricole massive n'est pas sans conséquence. En effet, les populations animales sont fortement affectées : une chute de 86% de la population d'éléphants de forêt a été observé depuis 1994. Avant la colonisation en 1893, la Côte d'Ivoire comptait parmi les pays les plus riches en éléphants d'Afrique de l'Ouest, une abondance qui est à l'origine de son nom (Kouakou et al. 2020).

De plus, dans les surfaces converties en zones agricoles, l'utilisation d'intrants, et notamment de pesticides au sein des cacaoyères ont un impact important sur la biodiversité entomologique du pays (de Bon et al. 2014). Par exemple, les exploitations apicoles enregistrent un déclin marqué, illustrant les effets directs de cette intensification sur les polliniseurs (Ardjouma 2017).

Face à cette situation, la nécessité d'un changement dans les pratiques agricoles devient de plus en plus pressante. Des modèles alternatifs, tels que l'agroforesterie, apparaissent comme une voie prometteuse pour concilier les exigences de production avec les impératifs de conservation (Gyau et al. 2015; Asigbaase et al. 2019). En intégrant des arbres au sein des systèmes de culture, ces pratiques

permettent non seulement de restaurer des fonctions écologiques essentielles, mais aussi de sécuriser les moyens de subsistance des agriculteurs dans un contexte de dégradation des ressources naturelles (Bisseleua et al. 2009; Clough et al. 2011).

## 1.4 L'agroforesterie, un compromis durable

### 1.4.1 Avantages écologiques et environnementaux

L'agroforesterie repose sur l'introduction intentionnelle d'arbres d'ombrage au sein des cultures, notamment dans les cacaoyères (Asigbaase et al. 2019). Cette pratique s'appuie sur l'écologie du cacaoyer, une espèce plutôt sciaphile qui, dans son habitat naturel, se développe dans des forêts primaires éclaircies ou des forêts secondaires matures (Rice et Greenberg 2000; Wibaux 2024). Les systèmes agroforestiers tendent à recréer des conditions de culture similaires, contribuant à une production plus durable, sans nécessairement diminuer les rendements (Jagoret et al. 2020).

Les cacaoyères agroforestières se distinguent des monocultures par une plus grande diversité végétale et une structure plus complexe (Rice et Greenberg 2000). Cette configuration favorise la conservation de la biodiversité et le maintien de services écosystémiques (Rajab et al. 2016; Saj et al. 2017). Ces services, définis comme « les avantages que les humains tirent des écosystèmes et qui contribuent à rendre la vie humaine à la fois possible et digne d'être vécue » (Díaz et al. 2006), regroupent les services d'approvisionnement (nourriture, bois), les services de maintien et de régulation (climat, pollinisation, lutte biologique) et les services culturels (scientifiques, religieux, traditionnels) (Haines-Young et Potschin-Young 2018; Mouchet et al. 2023).

En excluant les intrants agrochimiques synthétiques, les systèmes agroforestiers biologiques renforcent la résilience face à l'érosion de la biodiversité et aux changements climatiques (Jacobi et al. 2015; Asigbaase et al. 2019). L'absence de produits chimiques favorise la diversité des espèces cultivées comme sauvages, y compris les pollinisateurs, et contribue ainsi à améliorer durablement la pollinisation et la productivité (FAO 2011; Nicholls et Altieri 2013).

Par leur complexité végétale et leur structure en étages, ces systèmes influencent aussi la régulation naturelle des bioagresseurs : les arbres associés modifient les conditions microclimatiques, les ressources disponibles et les dynamiques de dispersion des ravageurs ainsi que de leurs ennemis naturels (Seghieri et Harmand 2019; Niether et al. 2020). Ils offrent des habitats propices à une grande diversité d'espèces auxiliaires, jouant un rôle central dans le contrôle biologique. Certaines cacaoyères agroforestières peuvent ainsi abriter jusqu'à 50 % de la biodiversité des forêts primaires pour des groupes comme les oiseaux, insectes ou petits mammifères (Schroth et Harvey 2007; Carrière et al. 2014).

En luttant contre la fragmentation des habitats, les systèmes agroforestiers garantissent une continuité écologique au sein des paysages agricoles. Ils forment de véritables corridors favorisant les déplacements des espèces, la dispersion des graines et le maintien du flux génétique (Asare et al. 2014; Triana et al. 2023).

Dans un contexte de dérèglement climatique marqué par l'irrégularité des pluies, la hausse des températures et la fréquence des sécheresses, l'agroforesterie constitue une stratégie d'adaptation efficace (Battisti et Naylor 2009; Jacobi et al. 2015). Grâce à la présence d'arbres d'ombrage, ces systèmes permettent de recréer une ambiance microclimatique forestière favorable : réduction de l'évapotranspiration, stabilisation thermique du sol, amélioration de la rétention en eau (Leakey 2014). Ces conditions atténuent les stress hydrique et thermique subis par les cacaoyers, tout en maintenant des rendements stables (Clough et al. 2011; Kohl et al. 2024).

L'agroforesterie biologique joue également un rôle important dans la séquestration du carbone. Selon Asigbaase et al. (2021), par rapport à l'agriculture conventionnelle et grâce aux arbres d'ombrage, les champs cultivés en agroforesterie biologique, stockeraient jusqu'à 80 % de carbone en plus dans la biomasse aérienne et souterraine, ainsi que 20% de carbone organique dans le sol. Ce potentiel contribue directement à l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre.

Par ailleurs, ces pratiques améliorent de façon considérable la qualité et la fertilité des sols. Selon Asigbaase, et al. (2021), les sols agroforestiers biologiques présentent des teneurs nettement plus élevées de certains éléments essentiels : 81% de phosphore, 88% de manganèse et jusqu'à 323% de cuivre supplémentaires. Ils affichent également un meilleur taux de rétention d'eau, un pH plus favorable et une conductivité électrique plus élevée, témoins d'un environnement physico-chimique plus propice au développement des cultures.

Ces bénéfices sont renforcés par une dynamique accélérée de décomposition de la matière organique. Les taux de décomposition de la litière foliaire y sont significativement plus rapides, avec une perte massique mensuelle deux fois plus élevée que dans les systèmes conventionnels, et un taux de décomposition annuel atteignant 1,9 contre 1,4 en conventionnel (Asigbaase et al. 2021). Ce processus rapide alimente le cycle des nutriments, tout en enrichissant le sol.

Au-delà des effets observables à l'échelle de la parcelle, ces systèmes soutiennent une biodiversité souterraine riche et fonctionnelle. La faible perturbation du sol et la diversité végétale favorisent des assemblages complexes d'organismes (microflore, ingénieurs du sol, transformateurs de litière) qui assurent la fertilité et le bon fonctionnement biologique du sol (Leakey 2014). Ces interactions souterraines participent à la durabilité écologique des systèmes agroforestiers, en assurant un sol vivant et fonctionnel sur le long terme.

#### 1.4.2 Contributions sociales et culturelles

Les systèmes agroforestiers fournissent aussi des services culturels importants, liés aux valeurs spirituelles, identitaires et éducatives des communautés locales. Ils sont étroitement liés aux savoirs traditionnels et aux pratiques agricoles ancestrales, favorisant la transmission intergénérationnelle des connaissances (Keerthika et al. 2021). Il y a moins de trois générations, la surface forestière était près de quatre fois plus importante (Kouadio et Singh 2021). Les populations vivaient en relation étroite avec la forêt, qu'elles exploitaient de manière durable et dont elles maîtrisaient les usages (Pei et al. 2009). Certaines espèces d'arbres intégrées à ces systèmes revêtent un caractère sacré pour les populations locales, et sont associées à des pratiques religieuses ou spirituelles (Falkowski et Diemont 2021). Ces paysages multifonctionnels soutiennent la cohésion sociale, offrent un cadre pour les rituels et renforcent le bien-être mental (Keerthika et al. 2021).

#### 1.4.3 Retombées économiques et productives

Les arbres d'ombrage produisent des biens non ligneux commercialisables tels que des fruits (mangues, avocats, ...), du bois de chauffage ou des produits médicinaux. Ces coproduits représentent une source de revenus complémentaires capable de renforcer la résilience économique des agriculteurs face aux fluctuations des prix et aux aléas climatiques (Tscharntke et al. 2012; Asigbaase et al. 2019). La mise en place de cultures vivrières au sein des cacaoyères participe en effet à l'amélioration de la sécurité alimentaire locale, permettant ainsi de répondre aux besoins des exploitants sans dépendre exclusivement des cours mondiaux du cacao (Cerda et al. 2014).

De plus, l'agriculture biologique offre aux producteurs la possibilité d'obtenir une certification, ouvrant l'accès à des marchés de niche où les produits sont mieux valorisés, améliorant ainsi les

conditions de vie des petits producteurs (FiBL 2019). Cette certification leur permet d'obtenir des primes ainsi que des services particuliers, comme le transport ou des traitements insecticides autorisés en agriculture biologique (Ruf et al. 2013).

## 1.5 Valorisation des services écosystémiques

Parmi les outils émergents pour intégrer la biodiversité dans les mécanismes économiques, les crédits biodiversité pourraient permettre de financer la conservation et récompenser les pratiques agricoles vertueuses. Un crédit biodiversité est un certificat attestant d'un gain mesurable et scientifiquement démontré en matière de biodiversité. Il correspond à une unité de résultat positif, obtenu grâce à une action de conservation ou de restauration, dont les effets sont durables et additionnels, c'est-à-dire qu'ils n'auraient pas eu lieu sans cette intervention spécifique (Biodiversity Credit Alliance 2024).

Il convient de distinguer les mesures compensatoires, imposées pour compenser des atteintes à la biodiversité, et le marché volontaire des crédits biodiversité, qui vise à soutenir des actions positives sans lien direct avec des dommages environnementaux. Il ne s'agit plus uniquement de réparer une perte, mais de préserver et renforcer la biodiversité de manière volontaire, proactive et indépendante de toute obligation réglementaire (Nature Markets 2023).

L'émergence de ce marché volontaire répond à une volonté de mobiliser des financements privés en faveur de la nature. L'idée est de simplifier l'investissement dans des projets de conservation grâce à une unité claire, mesurable et vérifiable (Wauchope et al. 2024). En permettant aux entreprises ou institutions de démontrer leur contribution à des résultats positifs pour la biodiversité, ces crédits pourraient renforcer l'engagement du secteur privé tout en soutenant les acteurs de terrain, notamment dans les secteurs agricoles.

Néanmoins, il n'est pas évident de transposer la complexité écologique en unités de biodiversité standardisées. Les questions de mesure fiable des impacts, d'additionnalité réelle, de permanence des bénéfices ou encore de fuites écologiques posent d'importants défis méthodologiques (Theis et al. 2020; Rampling et al. 2024). Ces limites ne sont pas sans rappeler celles soulevées dans le domaine des crédits carbone, où des critiques ont mis en lumière des dérives et des effets parfois contre-productifs (Wauchope et al. 2024).

Pour répondre à ces enjeux, divers acteurs internationaux s'attachent à définir des standards robustes, transparents et scientifiquement fondés pour encadrer la création et l'échange de crédits biodiversité. L'objectif est de garantir leur crédibilité, leur intégrité écologique et leur efficacité en matière de conservation (Wauchope et al. 2024; Wunder et al. 2025).

Dans ce contexte, il devient pertinent d'interroger la capacité de systèmes agricoles durables, tels que l'agroforesterie biologique, à générer des bénéfices mesurables pour la biodiversité, crédibles et susceptibles de s'inscrire dans ces nouveaux mécanismes de valorisation.

## 1.6 Contexte et objectifs de l'étude

C'est dans ce contexte de recherche d'alternatives agricoles durables et valorisantes que s'inscrit ce travail de fin d'études. Il résulte d'un projet collaboratif intitulé « Production d'un cacao bio, équitable et neutre en carbone », réunissant plusieurs partenaires : le Laboratoire de Foresterie tropicale et le laboratoire d'Entomologie de la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège), la chocolaterie indépendante Galler®, la coopérative YEYASSO COOP-CA ainsi que la Fondation Roi-Baudouin. L'une des composantes de ce projet porte sur les pratiques agroforestières mises en œuvre dans les plantations de cacao.

L'étude concerne exclusivement les producteurs membres de la coopérative Yeyasso, travaillant en partenariat avec Galler®. Au total, cela représente environ 1315 planteurs, répartis sur 2150 hectares de cacaoyères. La coopérative est implantée à Man, ville principale du district des Montagnes, dans l'ouest de la Côte d'Ivoire, et chef-lieu de la région du Tonkpi.

Elle vise à mieux comprendre comment les modes de gestion des parcelles influencent la biodiversité animale, en particulier la faune terrestre. Plus spécifiquement, elle vise à évaluer l'influence du mode d'agriculture (biologique ou pas) et de la densité d'arbres d'ombrage sur la diversité de la faune terrestre, à travers l'analyse de données issues de pièges photographiques (PP) et de pièges à insectes (PI).

## II. MATÉRIEL ET MÉTHODE

### 2.1 Site d'étude

Cette étude a été conduite dans l'ouest de la Côte d'Ivoire, à environ vingt kilomètres de la frontière libérienne et à une trentaine de kilomètres de la frontière avec la Guinée. Elle a été menée en partenariat avec la coopérative agricole YEYASSO COOP-CA, spécialisée dans la production de café et de cacao, dont le siège est basé à Man, chef-lieu de la région du Tonkpi, dans le district des Montagnes.

La coopérative est structurée en six sections distinctes organisées autour de villages et séparées spatialement : Bogouiné, Douélé, Yappleu, Mélapleu (Man), Gbombelo et Gan (*Figure 3*). Tous les champs échantillonnés pour la présente étude se trouvent dans la section de Bogouine. Cette section se trouve au sud de Man, à environ 11 km à vol d'oiseau, et le relief y est peu marqué. L'altitude des parcelles utilisées pour l'étude varie entre 302 et 602 mètres. Le champ de cacao échantillonné le plus au nord a pour coordonnées géographiques : 07°16'34,82"N et 07°39'41,85"W et celui le plus au sud : 07°08'54,60"N et 07°41'07,56"W.

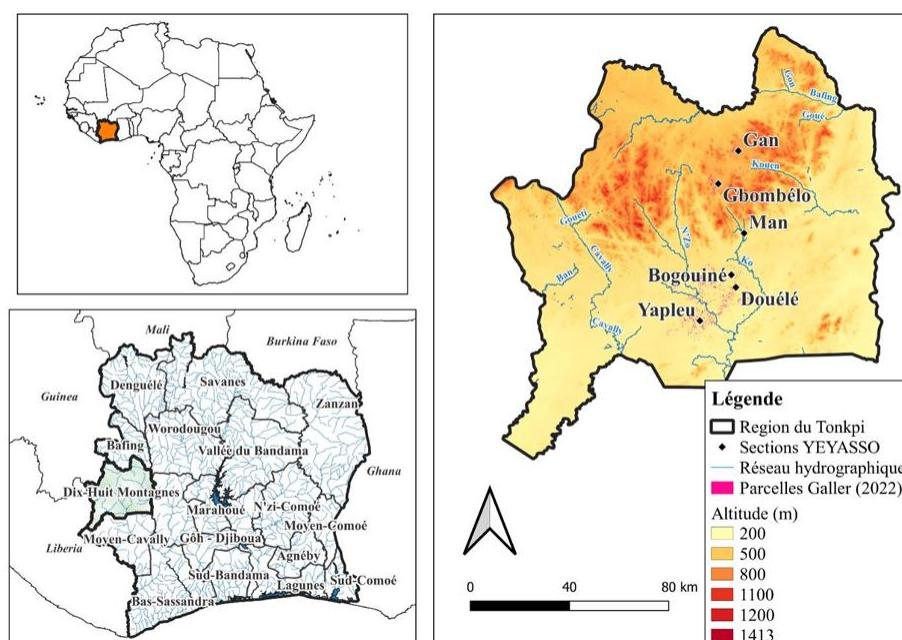


Figure 3 - Cartographie des différentes sections de la coopérative YEYASSO COOP-CA (Cerny 2024).

La région du Tonkpi est une région montagneuse avec des sommets, comme le Mont Tonkoui, avoisinant les 1200 mètres d'altitude. Reposant majoritairement sur du gneiss (90 %), la région est structurée par deux grands cours d'eau permanents, le N'Zo et le Kô, qui enrichissent son réseau hydrographique (Soro et al., 2021). La région se trouve dans un climat tropical humide caractérisé par deux saisons : une longue saison des pluies de huit mois (mars à octobre) et une saison sèche (novembre à février) (Kouadio et al. 2024). La quasi-totalité des précipitations se concentre sur la saison des pluies, avec des quantités totales annuelles de 1569 millimètres pour la ville de Man (*Climat Côte d'Ivoire*). La récolte des données s'est faite entre la fin de la saison sèche et le début de la saison des pluies. La température moyenne annuelle à Man est de 24,6°C (*Climat Côte d'Ivoire*).

La région se situe à l'interface de deux grandes zones biogéographiques : l'une à dominante forestière au sud, l'autre marquée par des formations plus sèches au nord. Ce positionnement se traduit par une végétation mixte, composée à la fois de reliques de forêts denses, où prédominent

plusieurs familles végétales caractéristiques (Fabaceae, Moraceae, Meliaceae, etc.), et de formations plus ouvertes de type savanicoles, influencées par les pratiques agricoles et les dynamiques écologiques du centre soudanien (Cerny 2024). Ce contexte contribue à une faune relativement diversifiée qui comprend notamment des ongulés, des petits carnivores, des rongeurs, ainsi que des oiseaux et des reptiles. Du point de vue entomologique, la diversité est marquée, avec la présence de représentants de plusieurs grands ordres : Diptères, Hyménoptères, Hémiptères, Coléoptères, Lépidoptères, Orthoptères, Névroptères et Dictyoptères.

Les champs en agriculture conventionnelle sont libres d'utiliser des intrants agrochimiques variés (engrais minéraux, composts artisanaux à base de fientes de volaille, cendres ou résidus de cacao, insecticides, fongicides et herbicides). Les traitements sont appliqués en général 2 à 4 fois par an.

En agriculture biologique, les pratiques sont encadrées par les normes en vigueur : les intrants autorisés (engrais biologiques, insecticides et fongicides) sont fournis par la coopérative et soumis à des restrictions en termes de fréquence et de quantité d'application.

Concernant l'agroforesterie, un programme de reboisement a été mis en place en partenariat avec la chocolaterie indépendante Galler®. Le degré de boisement des parcelles varie selon l'état initial des champs, la réussite des plantations d'arbres, et le mode de gestion adopté par les producteurs. La surface terrière par hectare (GHA) des parcelles varie de 0,46 m<sup>2</sup>/ha pour les champs les moins boisés à 18,85 m<sup>2</sup>/ha pour les plus boisés (Annexe 1).

## 2.2 Plan d'échantillonnage

Afin de limiter l'influence de facteurs externes, tels que l'altitude, le climat ou encore la topographie, l'intégralité de la collecte de données a été concentrée dans la section de Bogouine, seule section où l'agriculture biologique est pratiquée à ce jour. Au total, 58 champs ont été inventoriés à l'aide de pièges photographiques (PP) pour étudier la faune terrestre, et parmi eux, 12 champs ont été échantillonnés avec des cuvettes jaunes pour les données entomologiques. L'objectif étant de comparer les différentes pratiques agricoles ainsi que l'influence de la densité d'arbres d'ombrage sur la biodiversité au sein des champs, un échantillonnage équilibré a été adopté : autant de champs en agriculture biologique que de champs en agriculture conventionnelle ont été sélectionnés. Concernant la densité d'arbres d'ombrage, un gradient a été établi en sélectionnant des parcelles allant des plus faibles aux plus fortes densités, tout en tenant compte des contraintes logistiques liées au nombre de pièges disponibles. Pour assurer la représentativité et l'impartialité de l'échantillonnage, une partie des champs a été reprise à partir de la liste aléatoire établie l'année précédente par Cerny (2024). Cette base a été complétée par un tirage aléatoire de nouveaux champs à l'aide de la fonction ALEA de Microsoft Excel (Microsoft 365, version 2504), garantissant une distribution non biaisée des parcelles à étudier.

Les travaux de terrain ont été menés du 9 février au 7 mai 2025.

## 2.3 Collecte des données

### 2.3.1 Densité arbres d'ombrage

Les données initiales sur la densité des arbres d'ombrage proviennent du Travail de Fin d'Études de Cerny (2024).

Afin d'avoir des données sur l'ensemble des champs échantillonnés dans le cadre de cette étude, une campagne de mesures complémentaires a été réalisée.

Pour chaque champ, la circonférence de tous les arbres d'ombrage et de tous les palmiers ayant un diamètre supérieur à 10 cm a été mesurée, conformément au protocole de Cerny (2024). Lorsque l'accès à certains arbres était difficile ou lorsque la forme empêchait une mesure fiable, la circonférence a été estimée par les Producteurs Relais (PR) locaux, formés et impliqués dans le projet. Ces données ont ensuite permis de calculer la surface terrière par hectare, c'est-à-dire la somme des surfaces des sections transversales des troncs d'arbres (*équation 1*).

Équation 1 :

$$GHA = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{ci^2}{4\pi}}{A}$$

Où ci représente la circonférence à hauteur de poitrine de l'arbre i [m] et A la surface totale [ha]

Des classes de densité d'arbres d'ombrage ont ensuite été établies selon les quartiles de la distribution des valeurs mesurées, afin d'obtenir un effectif similaire dans chacune d'elles. Bien que ces classes ne correspondent pas aux catégories écologiques, cette méthode limite l'influence de catégories rares (ici, les très forts GHA) dont la faible taille d'échantillon aurait pu fragiliser les comparaisons et réduire la puissance des tests. Les classes de GHA calculées pour les données issues des PP sont différentes de celles calculées pour les données issues des PI.

### 2.3.2 Piégeage photographique

L'objectif de ce piégeage photographique est d'identifier les espèces fréquentant les cacaoyères, de comparer la biodiversité entre champs en agriculture biologique et conventionnelle, et d'analyser l'influence de la densité d'arbres d'ombrage sur la présence ou l'activité des espèces à partir de données photo.

La prise de données s'est déroulée sur une période de 11 semaines. Un total de 20 PP était disponible pour la collecte de données sur la mésafaune, soit les mammifères et les oiseaux. Afin de couvrir toute la période d'étude, les caméras (SG2060-T, Bolyguard) ont été déployées en trois cycles successifs, chaque déploiement durant environ trois semaines.

Initialement prévu pour 60 champs, le protocole a légèrement été ajusté en raison d'un dysfonctionnement survenu sur l'une des caméras après le premier cycle. Finalement, ce sont 58 champs qui ont été étudiés. La superficie modérée des champs, variant entre 0,6 et 4,0 hectares, a justifié l'installation d'une seule caméra par site.

Toutes les trois semaines, les caméras étaient relevées pour un contrôle technique (état des piles, carte SD, déclenchement), avant d'être installées dans un nouveau champ.

Le placement des caméras a été réalisé selon un protocole standardisé visant à optimiser la détection des espèces de petite et moyenne taille :

- À distance des routes et chemins, afin de limiter le risque de vol ou d'intrusion humaine,
- Dans des zones ombragées, afin de maximiser la capacité de détection des dispositifs (moins performants au soleil),
- Sur des arbres à écorce rugueuse, à hauteur de genou, en veillant à orienter de façon optimale le capteur,
- En zone dégagée, au besoin nettoyée à la machette, pour garantir un bon champ de vision et limiter les fausses détections liées à la végétation,
- Et à proximité d'éléments attractifs pour la faune (cours d'eau, bois mort, trou d'arbre...), quand c'était possible, afin de maximiser les chances de détection.

Le nombre total de caméras.jours est de 1278 sur l'ensemble des sites échantillonnés. Pour les champs en agriculture conventionnelle, le nombre de caméras.jours s'élève à 641, contre 637 en agriculture biologique. Pour les différentes classes de densité d'arbres d'ombrage, le nombre de caméras.jours s'élève à 328 pour la classe Q1, 308 pour la classe Q2, 309 pour la classe Q3 et 333 pour la classe Q4.

### 2.3.3 Pièges à insectes

Il y avait 12 pièges à insectes disponibles pour une période de 11 semaines de terrain. Les dispositifs utilisés sont des cuvettes jaunes (yellow pan traps) remplies d'eau savonneuse, méthode classique pour attirer et capturer un large spectre d'insectes, notamment les polliniseurs et autres groupes volants.

Dans chaque champ échantillonné, trois pièges étaient installés en triangle, maintenus par une tige au-dessus de la végétation, espacés d'environ 10 mètres les uns des autres. Chaque champ a été échantillonné à trois reprises dans le temps, selon un roulement d'environ trois semaines (trois déploiements au total par champ). Cela a permis d'optimiser la rotation des équipements sur l'ensemble de la période.

En tout, 12 champs ont été échantillonnés. Les pièges ont été exposés pendant quatre jours pleins à chaque déploiement. Bien que les installations aient généralement eu lieu le lundi et les récoltes le vendredi, des ajustements ont parfois été nécessaires (jours fériés, contraintes logistiques). Dans ces cas, les jours d'installation ont été décalés afin de toujours respecter une durée d'exposition constante de quatre jours pleins, pour assurer la comparabilité des échantillons. Bien que les protocoles classiques en Belgique prévoient une durée de piégeage de 7 jours à 25°C, les conditions locales (environ 35°C en journée) ont nécessité une adaptation pour limiter l'évaporation excessive.

Les insectes collectés étaient transférés dans des piluliers, contenant de l'alcool à 70° pour leur conservation et transport jusqu'en Belgique, en vue de leur identification.

## 2.4 Traitement et analyse des données

### 2.4.1 Prétraitement des données collectées

Les images obtenues avec les PP ont été traitées et annotées à l'aide du logiciel TrapTagger : les images issues de fausses détections ont été supprimées, les animaux ont été identifiés jusqu'à l'espèce lorsque la photographie le permettait et le nombre d'individus photographiés a été enregistré. Les images montrant des êtres humains, des animaux domestiques (poules, pintades, chiens) ou toute autre trace d'activités humaines ont également été exclues de l'analyse. La nomenclature utilisée pour l'identification des espèces suit celle référencée par la Liste rouge de l'IUCN (IUCN 2025). Les événements de détection ont été considérés comme indépendants lorsqu'un intervalle d'au moins 30 minutes les séparait pour une même espèce (Fonteyn et al. 2021).

Concernant les données entomologiques, les spécimens ont été triés, comptés et piqués en laboratoire, lorsque leur taille le permettait. Après séchage, les spécimens piqués ont été identifiés au niveau de la famille à l'aide de clés d'identification entomologiques spécialisées (Delvare et Aberlenc 1989; Picker et al. 2002; Haubruge et al. 2021) et avec l'aide du laboratoire d'entomologie de Gembloux Agro-Bio Tech. Le protocole standard prévoit le montage sur épingle entomologiques de tous les insectes de plus de 5 millimètres. Dans le cadre de cette étude, les contraintes temporelles ont nécessité un tri : les spécimens de grande taille ont été montés et identifiés jusqu'à la famille, tandis que les plus petits ont été conservés dans des micro-tubes après identification jusqu'à l'ordre ou la famille.

## 2.4.2 Structure des communautés : mesures d'abondance

A partir des données issues des PP, les indices d'abondance relative (RAI) (O'Brien 2011) ont été calculés pour chaque espèce et chaque type de système agricole et en fonction du gradient de densité d'arbres d'ombrage (équation 2). Le RAI permet de quantifier l'abondance relative d'une espèce dans un site donné, en standardisant le nombre de détections par rapport à l'effort d'échantillonnage.

Équation 2 : 
$$RAI = \frac{\text{nombre de détections d'une espèce}}{\text{nombre de caméra jour}}$$

La structure des communautés d'insectes a été caractérisée à l'aide de la fréquence d'occurrence des taxons (ordre ou famille) (équation 3). Cet indicateur traduit la proportion de relevés dans lesquels un taxon est détecté, ce qui permet d'évaluer la répartition spatiale ou la constance de ce taxon dans le milieu étudié.

Équation 3 : 
$$F_i = \frac{N_i}{N} \times 100$$

Où  $F_i$  est la fréquence d'occurrence du taxon  $i$  (%),  $N_i$  est le nombre d'échantillons dans lequel le taxon  $i$  est présent et  $N$  est le nombre total d'échantillons.

## 2.4.3 Calculs d'indices de biodiversité

### 2.4.3.1 Diversité alpha

La diversité alpha correspond à la richesse et à l'équité des espèces présentes au sein d'un même site ou échantillon, reflétant ainsi la diversité locale d'une communauté. Elle est ici quantifiée à l'aide de différents indices de biodiversité.

L'indice de Shannon (Shannon 1948) a été utilisé pour quantifier la richesse spécifique en tenant compte du nombre d'espèces et de l'équité de leur répartition (équation 4). Il augmente avec la diversité, ce qui traduit une communauté plus équilibrée et hétérogène.

Équation 4 : 
$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \times \ln(p_i)$$

Où  $p_i$  représente la proportion de l'espèce  $i$  dans l'échantillon.

L'indice de Simpson (D) (Simpson 1949) a permis de mesurer la probabilité que deux individus pris au hasard dans la communauté appartiennent à la même espèce (équation 5). Plus 1-D est grand, plus la diversité est élevée.

Équation 5 : 
$$1 - D = 1 - \sum_{i=1}^n p_i^2$$

Où  $p_i$  représente la proportion de l'espèce  $i$  dans l'échantillon.

L'indice de Chao1 (Chao 1984) a été calculé afin d'estimer la richesse spécifique théorique totale du milieu (équation 6). Cet estimateur prend en compte la probabilité d'espèces non détectées, en se basant sur le nombre d'espèces rares observées dans l'échantillon (singletons et doubletons).

Équation 6 : 
$$Chao1 = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

Où  $S_{obs}$  correspond au nombre d'espèces observées,  $F_1$  au nombre d'espèces représentées par un seul individu (singletons) et  $F_2$  au nombre d'espèces représentées par deux individus (doubletons).

En complément, des courbes d'accumulation d'espèces ont été tracées pour visualiser la richesse spécifique observée en fonction de l'effort d'échantillonnage. Ces courbes permettent

d'évaluer si la richesse tend vers une asymptote, signe d'un effort d'échantillonnage suffisant. Les courbes ont été générées par permutations aléatoires des relevés avec calcul de la richesse moyenne cumulée et de son intervalle de confiance à 95 %, à l'aide de la fonction specaccum() du package vegan.

Afin de comparer les indices de biodiversité calculés entre les pratiques agricoles (biologique et conventionnelle) et les classes de densité d'arbres d'ombrage :

- Lorsque les conditions de normalité (test de Shapiro-Wilk,  $p > 0,05$ ) et d'homogénéité des variances étaient respectées (test de Levene,  $p > 0,05$ ), une analyse de variance (ANOVA à un facteur) a été réalisée pour comparer plus de deux groupes. En cas de résultat significatif ( $p < 0,05$ ), un test post-hoc de Tukey HSD a été appliqué. Si seules deux modalités étaient présentes, un test t de Student était appliqué.
- Lorsque ces conditions n'étaient pas respectées, une transformation des données a été tenté à l'aide du package bestNormalize, afin d'identifier la transformation la plus appropriée. Les conditions de normalités et d'homogénéité étaient vérifiées. Si la normalité et l'homogénéité des variances étaient rétablies après transformation, les analyses étaient conduites comme ci-dessus. Si ce n'était pas le cas, une approche non paramétrique a été privilégiée sur les données non-transformées : le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour détecter d'éventuelles différences entre groupes. Lorsque ce test révélait une différence significative, des comparaisons multiples ont été effectuées à l'aide du test post-hoc de Dunn, en appliquant une correction de Bonferroni. Lorsque le nombre de modalités était au maximum de deux, le test de Wilcoxon-Mann-Whitney a été appliqué pour comparer les groupes.

Des tests de  $\chi^2$  ont été utilisés pour vérifier l'indépendance de la composition faunique entre les différents types d'agricultures.

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel RStudio (Version : 2025.05.1-513).

#### 2.4.3.1 Diversité bêta

La diversité bêta, qui mesure la variation de composition des communautés entre sites, a été analysée à partir des matrices de dissimilarité de Bray–Curtis calculées sur les abondances relatives des taxons. Cette mesure tient compte à la fois des différences de composition spécifique et des abondances relatives.

Une analyse en coordonnées principales (PCoA, Principal Coordinates Analysis) a été réalisée à partir de la matrice de dissimilarité afin de représenter les patrons de variation des communautés dans un espace bidimensionnel. Les deux premières dimensions de la PCoA, expliquant la plus grande part de la variation, ont été retenues pour interprétation.

#### 2.4.4 Outils informatiques

Une partie des analyses statistiques et de la rédaction du mémoire a été réalisée avec l'aide d'IA, tel que l'assistant conversationnel ChatGPT (OpenAI, version GPT-4.5, août 2025) ou le modèle d'IA génératif Claude Sonnet 4 (Anthropic 2025), utilisés comme outils d'aide à la structuration des textes, à la reformulation scientifique et à la rédaction et/ou l'optimisation de portions de code R, en complément de la documentation des packages et des manuels de référence.

Certains articles scientifiques ont été trouvé grâce à l'assistant de recherche de l'Université de Liège (<https://explore.lib.uliege.be>).

### III. RÉSULTATS

#### 3.1 Description du jeu de données

##### 3.1.1 Description des données issues des PP

Après traitement des données issues des PP, un total de 11 taxons a été identifié (Annexe 2). Chacun des types de systèmes agricoles présente 9 taxons, avec une composition partiellement différente (*Figure 4*).

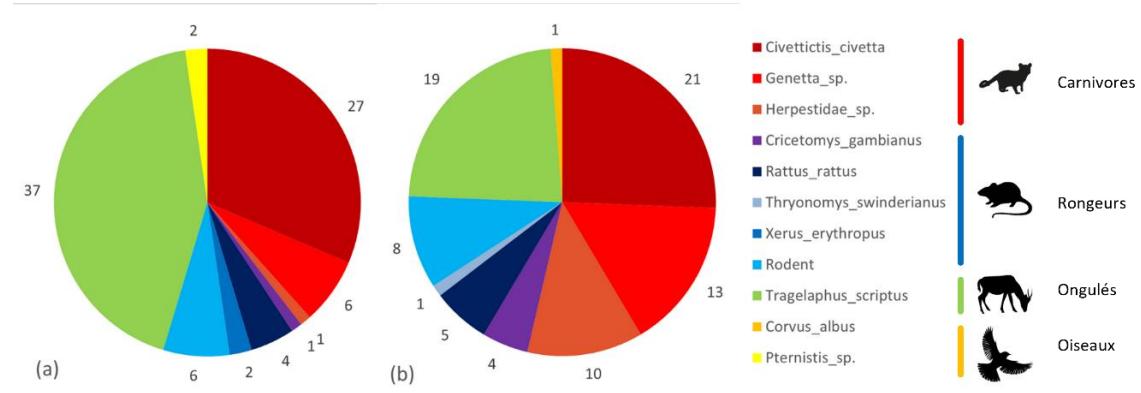


Figure 4 - Proportions d'espèces observées dans les champs en agriculture conventionnelle (a) et en agriculture biologique (b), selon le nombre de détections indépendantes (sans tenir compte du nombre d'individus par détection).

La richesse faunique est donc globalement similaire entre les deux types de systèmes agricoles, avec 7 espèces ou genres en commun. Toutefois, des différences apparaissent dans la structure d'abondance relative. En agriculture conventionnelle, les ongulés (37 détections) et les petits carnivores (34) sont les groupes les plus observés, tandis que les rongeurs sont moins représentés (14). En agriculture biologique, les petits carnivores dominent clairement (44), représentant à eux seuls plus du double des détections cumulées des ongulés (19) et des rongeurs (18). Les oiseaux, quant à eux, restent peu représentés dans les deux types de systèmes. Le test d'indépendance du  $\chi^2$  réalisé sur les effectifs par taxons et par type d'agriculture confirme que ces différences ne sont pas dues au hasard ( $\chi^2 = 21,420$ ,  $df = 10$ ,  $p = 0,018$ ). Autrement dit, la composition des espèces est significativement associée au type de système agricole.

##### 3.1.2 Description des données issues des pièges à insectes

Après traitement des données, un total de 5473 arthropodes a été collecté, réparti en 12 taxa (Annexe 3). Parmi eux, 2309 individus proviennent des champs en agriculture conventionnelle, contre 3164 individus en agriculture biologique. Les proportions relatives de ces taxa sont illustrées en *Figure 5*.

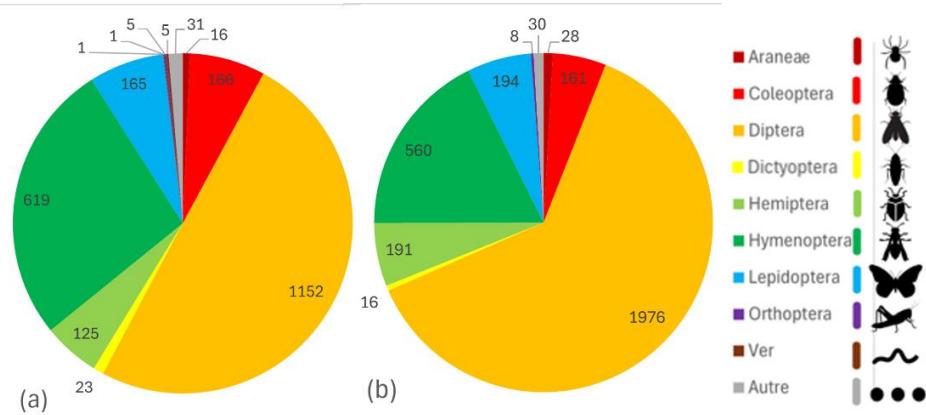


Figure 5 - Proportions d'arthropodes observées dans les champs en agriculture conventionnelle (a) et en agriculture biologique (b), selon le nombre d'individus.

La composition entomologique est dominée par les Diptères dans les deux types de systèmes agricoles. Leur proportion est plus élevée en agriculture biologique (1976 individus) qu'en agriculture conventionnelle (1152). À l'inverse, les Hyménoptères sont proportionnellement plus représentés en conventionnel (619) qu'en biologique (560). Les Hémiptères et les Lépidoptères sont présents dans des proportions relativement similaires dans les deux systèmes. Les autres ordres (Dictyoptères, Orthoptères) et les Araignées sont faiblement représentés, chacun représentant moins de 2 % des captures.

La moyenne du nombre d'arthropodes par champ est légèrement plus élevée en agriculture biologique (527) qu'en conventionnelle (385), mais la différence n'est pas statistiquement significative selon le test t de Student ( $t = 0,60$ ,  $p = 0,57$ ). De même, les moyennes du nombre d'arthropodes récupérés par champ sont différentes en fonction des différentes classes : 243 pour Q1, 440 pour Q2, 824 pour Q3 et 667 pour Q4. D'après l'ANOVA réalisée pour tester l'effet des classes de GHA sur le nombre d'arthropodes, aucune classe de GHA ne présente un nombre moyen d'arthropodes significativement différent des autres ( $F = 1.91$ ,  $p = 0.21$ ).

En revanche, la composition taxonomique semble contrastée entre les modes de culture des SA (Figure 6). Au total, neuf ordres principaux ont été retenus, le test de  $\chi^2$  ne gérant pas bien les faibles données, les ordres les plus rares ont été rassemblé sous l'appellation Autres. La comparaison statistique des effectifs par ordre à l'aide d'un test du  $\chi^2$  montre une différence très significative entre agriculture biologique et conventionnelle ( $\chi^2 = 111,500$  ;  $ddl = 8$  ;  $p < 0,001$ ). Le graphique associé illustre ces différences en proportion, en révélant notamment une plus forte représentation des Diptères en agriculture biologique, tandis que certains ordres comme les Hyménoptères ou les Lépidoptères présentent des proportions relativement équilibrées entre les deux systèmes.

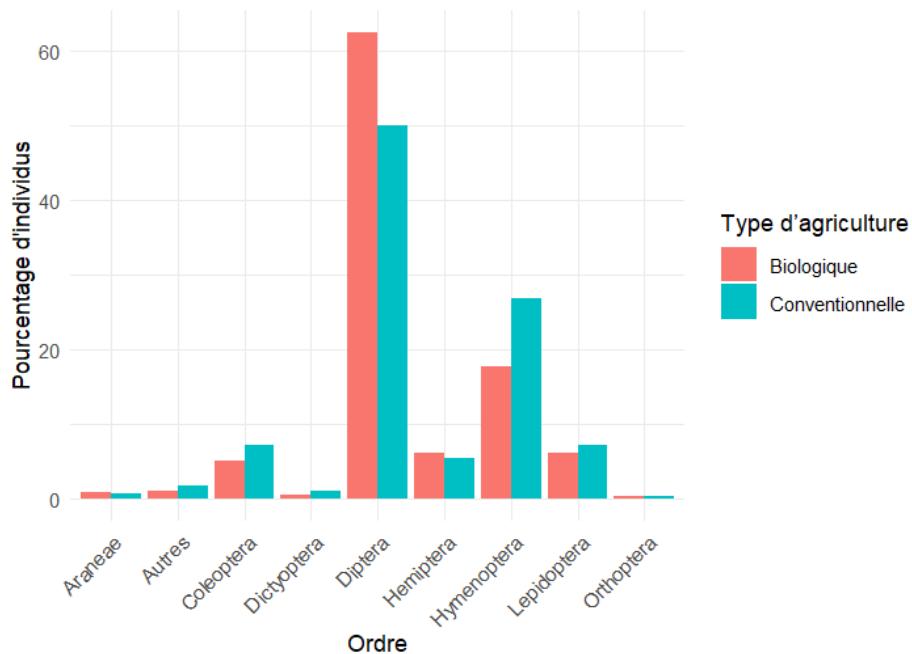


Figure 6 - Composition proportionnelle des arthropodes collectés selon le type d'agriculture (biologique et conventionnelle).  
Les ordres rares ont été regroupés dans la catégorie Autres.

Tous les insectes n'ont pu être identifiés compte tenu du temps disponible. Seuls les insectes ayant été piqués ont été pris en compte (représentant 15,42%), car leur identification jusqu'à la famille a pu être réalisée avec précision. Les différentes familles identifiées sont reprises dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Diversité et abondance d'insectes identifiés à la famille. NI représente les insectes qui n'ont pas pu être identifiés et NA les données manquantes.

Coleoptera		Diptera		Hemiptera	
Aphodiidae	12	Brachycera	2	Alydidae	31
Buprestidae	2	Calliphoridae	4	Cercopidae	16
Carabidae	2	Cyclorrhapha	6	Coreidae	4
Cerambycidae	2	Diopsidae	5	Fulgoroidea	3
Chrysomelidae	124	Larve	2	Homoptera	2
Coccinellidae	2	Micropezidae	1	Jassidae	10
Curculionidae	4	Muscidae	5	Lygaeidae	11
Elateridae	20	Sarcophagidae	37	Membracidae	84
Histeridae	2	Stratiomyidae	15	Miridae	2
Lycidae	1	Syrphidae	1	Pentatomidae	1
Meloidae	7	Ulidiidae	13	Reduviidae	5
Scarabaeidae	6	NI	1	Ricaniidae	16
Scolytinae	1	Lepidoptera		NI	10
Sericidae	1	Arctiidae	4	Hymenoptera	
Staphylinidae	1	Noctuidae	237	Andrenidae	1
Tenebrionidae	1	Nymphalidae	2	Bethylidae	8
NI	12	Pieridae	4	Eumenidae	5
Dictyoptera		Rhopalocera	3	Formicidae	8
Blattidae	25	Sesiidae	3	Halictidae	18
Termitoidea	2	NI	1	Ichneumonidae	2
Neuroptera		Orthoptera		Mutillidae	2
NA	1	Acrididae	7	Pompilidae	8
NA		Tetrigidae	1	Sphecidae	5
NA	3	Tettigoniidae	2	NA	1

## 3.2 Diversité et abondance de la mésofaune

### 3.2.1 Calcul des RAI

#### 3.2.1.1 Calcul des RAI selon les types d'agriculture

A partir du nombre de caméras.jours et du nombre de détections de chaque espèce ou genre, les RAI des différentes espèces ont pu être calculés (*Figure 7*).

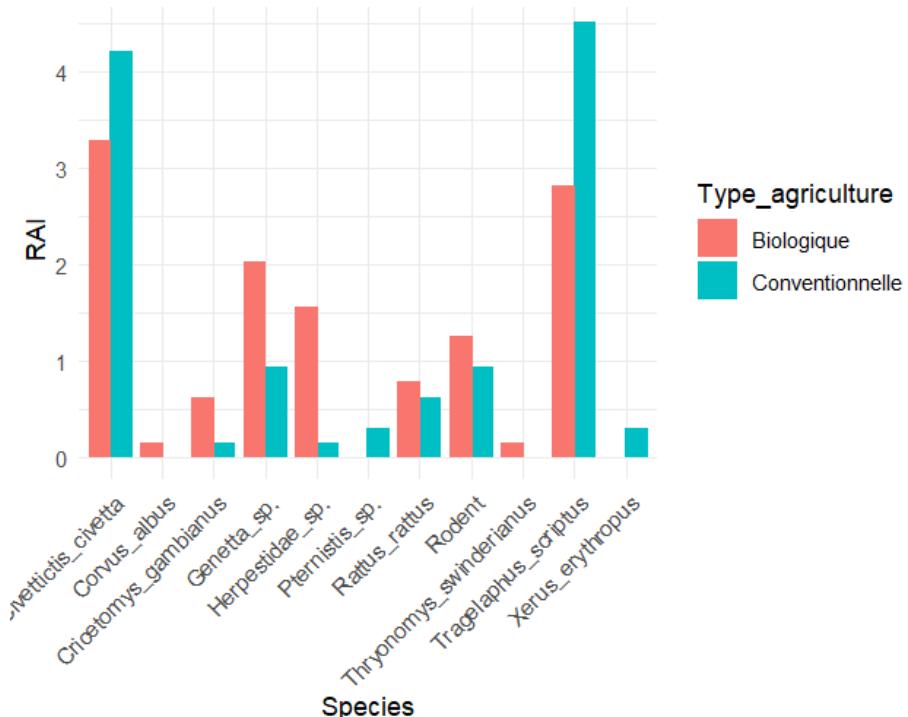


Figure 7 - RAI par espèce de moyenne faune et par type d'agriculture.

Sur base de l'analyse des RAI, des différences entre les deux systèmes agricoles ont été observées. *Tragelaphus scriptus* et *Civettictis civetta* présentent un RAI plus élevé en agriculture conventionnelle (4,52 et 4,21 respectivement) qu'en agriculture biologique (2,83 et 3,30). A l'inverse, certaines espèces comme *Genetta sp.* (RAI biologique = 2,04 contre 0,94 en conventionnel) et *Herpestidae sp.* (1,57 contre 0,16) sont davantage représentées en agriculture biologique.

Certaines espèces, comme *Corvus albus* ou *Thryonomys swinderianus*, n'ont été détectées que dans un seul type d'agriculture, avec des indices très faibles, ce qui limite l'exploitation des données pour ces cas.

#### 3.1.1.2 Calcul des RAI selon un gradient de densité d'arbres d'ombrage dans les cacaoyères

Les variations de l'abondance relative en fonction de la densité d'arbres d'ombrage ont été explorées pour les espèces de moyenne faune majoritairement détectées (nombre de détections > 20), à savoir *C. civetta* et *T. scriptus*. Des tendances contrastées entre ces deux espèces ont été observées. La présence du guib harnaché (*T. scriptus*) semble corrélée à la densité d'arbres d'ombrage. En effet, une régression linéaire (*Figure 8*), montre un  $R^2$  de 0,46 et une p-value de 0,004 (< 0,05). Cela pourrait indiquer une affinité de cette espèce pour les habitats à forte couverture arborée. À l'inverse, la civette

africaine (*C. civetta*) montre une réponse plus variable, et sa présence ne semble pas être corrélée à la densité d'arbres d'ombrage (p-value > 0,05) (Annexe 4).

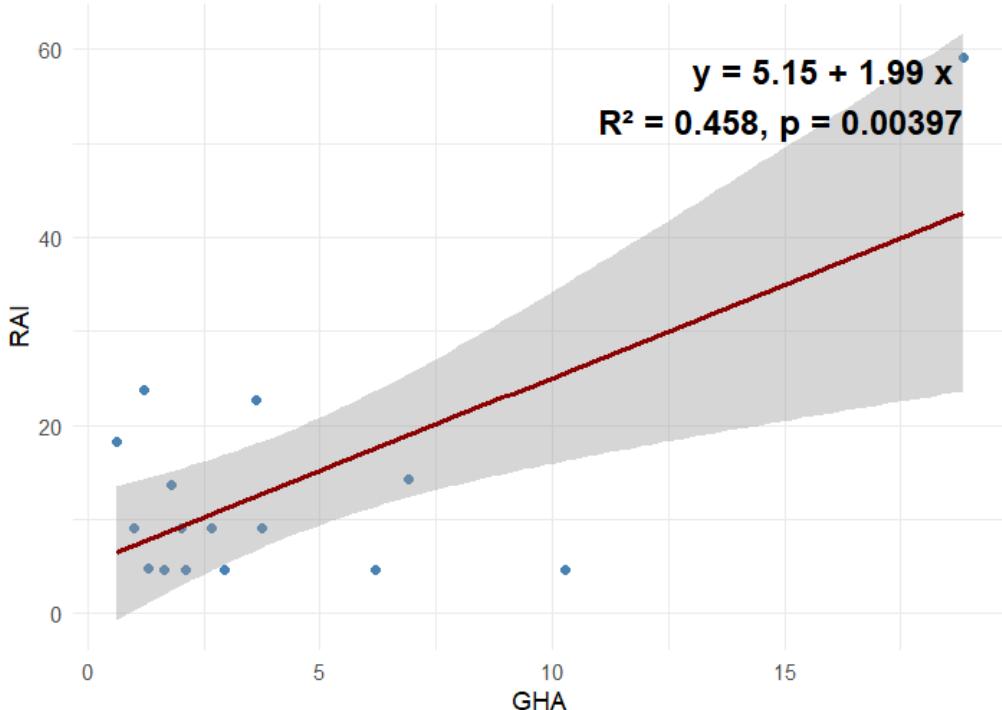


Figure 8 - Régression linéaire du RAI de *T. scriptus* en fonction de la densité d'arbres d'ombrage (GHA).

### 3.2.2 Calcul des indices de diversité alpha

#### 3.2.2.1 En fonction du type d'agriculture

Des indices de diversité alpha ont été calculés pour chaque type d'agriculture, les résultats sont repris dans le Tableau 2.

Tableau 2 - Tableau présentant les indices de diversité alpha globaux pour les données issues des PP en fonction des SA.

	Shannon	Simpson	Chao1
Agriculture biologique	1,89	0,83	10,00
Agriculture conventionnelle	1,58	0,73	9,33

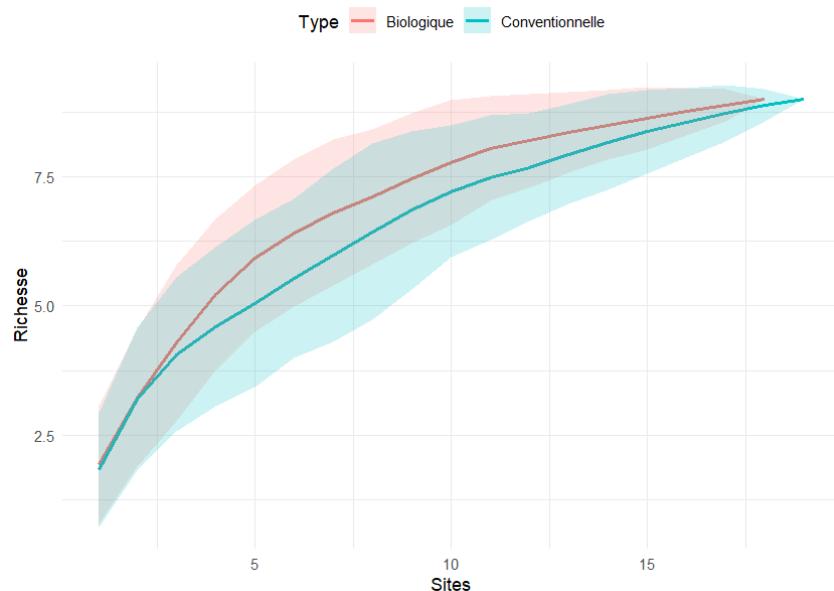
L'indice de Shannon a été calculé pour chaque site, en distinguant les deux types d'agriculture. Un test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Withney a été réalisé pour évaluer la différence entre les deux SA. Ce test n'a pas mis en évidence de différence statistiquement significative ( $W = 172,5$ , p-value = 0,974), suggérant que la diversité alpha mesurée par l'indice de Shannon ne diffère pas entre agriculture biologique et agriculture conventionnelle dans cet échantillon (Annexe 5a).

L'indice de Simpson a également été calculé pour chaque site, en distinguant les types d'agriculture. Le test de Wilcoxon-Mann-Withney ne montre pas de différence significative de l'indice de Simpson entre les deux types d'agriculture ( $W = 167,5$ , p-value = 0,9212) (Annexe 5b).

L'indice de Chao1 a été calculé pour chaque site, en fonction du type d'agriculture. Le test de Wilcoxon-Mann-Withney n'a pas révélé de différence significative entre les deux types d'agriculture ( $W$

= 172,5, p-value = 0,974), indiquant que la richesse spécifique estimée par l'indice de Chao1 est similaire entre les systèmes conventionnels et biologiques dans cet échantillon (Annexe 5c).

Les courbes d'accumulation d'espèces tracées pour les deux types d'agriculture (*Figure 9*) montrent une tendance à la saturation progressive de la richesse spécifique avec l'augmentation du nombre de sites échantillonnés. On observe que les deux courbes tendent vers une asymptote similaire. L'absence d'une augmentation nette de la richesse avec l'ajout de nouveaux sites au-delà d'un certain seuil témoigne de la représentativité des données collectées.



*Figure 9 - Évaluation de la richesse spécifique des espèces de mésafaune par courbes d'accumulation pour les deux types d'agricultures. Les intervalles de confiances sont représentés par les zones ombrées autour des courbes.*

### 3.2.2.2 En fonction des classes d'arbres d'ombrage

Les classes d'arbres d'ombrage ont été calculé à partir de l'ensemble des sites échantillonnés à l'aide des PP, elles sont reprises dans le Tableau 3.

*Tableau 3 - Tableau reprenant les intervalles de GHA des différentes classes de densité d'arbres d'ombrage calculés à partir des données issues des PP.*

	Intervalle
Q1	[0,46 ; 1,41]
Q2	]1,41 ; 2,10]
Q3	]2,10 ; 5,71]
Q4	]5,71 ; 18,85]

L'ensemble des indices de diversité alpha calculés pour les différentes classes de GHA est repris dans le Tableau 4.

Tableau 4 - Tableau présentant les indices de diversité alpha globaux pour les données issues des PP en fonction des classes de densité d'arbres d'ombrage.

	Shannon	Simpson	Chao1
Q1	1,49	0,68	23,00
Q2	1,74	0,78	8,50
Q3	1,75	0,78	8,00
Q4	0,85	0,52	3,00

L'analyse de la diversité alpha mesurée par l'indice de Shannon ne révèle pas de différence significative entre les classes de densité d'arbres d'ombrage selon le test non paramétrique de Kruskal-Wallis ( $\chi^2 = 4,652$ , df = 3, p-value = 0,199) (Annexe 6a).

L'analyse par le test de Kruskal-Wallis pour l'indice de Simpson selon les quatre classes du gradient d'arbre d'ombrage montre qu'il ne semble pas exister de différence significative entre les groupes ( $\chi^2 = 4,478$ , df = 3, p-value = 0,214) (Annexe 6b).

Le test de Kruskal-Wallis pour l'indice de Chao1 selon les quatre classes du gradient d'arbre d'ombrage ne montre pas de différence significative entre les groupes, ce qui suggère que la richesse estimée ne varie pas significativement en fonction du gradient d'arbre d'ombrage dans cet ensemble de données ( $\chi^2 = 4,856$ , df = 3, p-value = 0,183) (Annexe 6c).

Des courbes d'accumulation d'espèces ont été générées pour chacune des classes du gradient d'arbre d'ombrage, permettant d'évaluer la richesse spécifique moyenne cumulée en fonction de l'effort d'échantillonnage (Figure 10). On observe que les courbes associées aux classes Q1, Q2 et Q3 semblent suivre des tendances similaires.

En revanche, la classe Q4 présente une richesse significativement plus faible, avec une courbe qui atteint rapidement un plateau.

Enfin, l'analyse des intervalles de confiance montre un recouvrement important entre les classes Q1, Q2 et Q3, tandis qu'une séparation nette est observée avec la classe Q4.

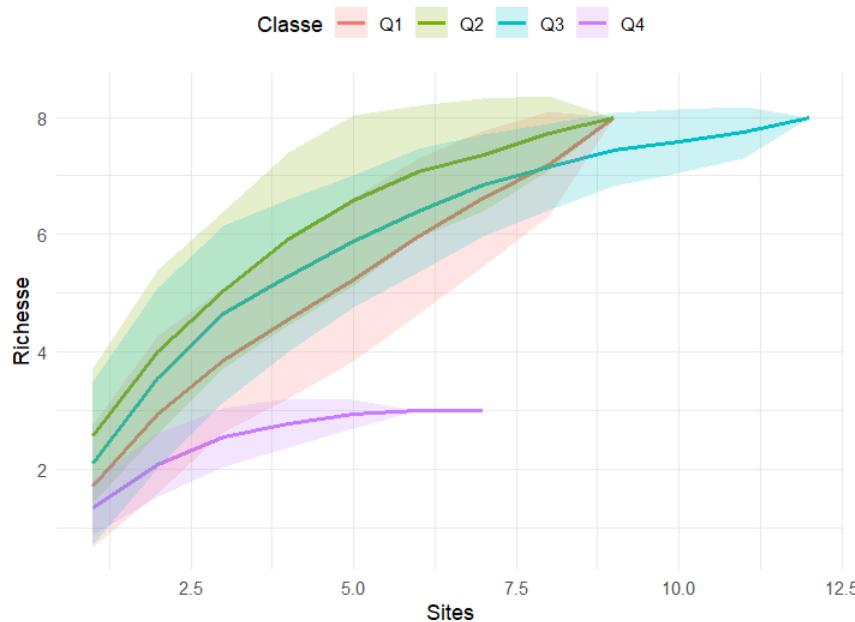


Figure 10 - Évaluation de la richesse spécifique des espèces de moyenne faune par courbes d'accumulation pour les deux types d'agricultures. Les intervalles de confiance sont représentés par les zones ombrées autour des courbes.

### 3.2.3 Calcul de la diversité bêta

#### 3.2.3.1 En fonction du type d'agriculture

L'analyse par PCoA, réalisée à partir d'une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis, permet de visualiser les différences de composition spécifique entre les deux types d'agricultures (*Figure 113*). Le graphique montre une légère séparation spatiale entre les points représentant les sites en agriculture biologique et ceux en agriculture conventionnelle le long des deux premiers axes, qui résument une partie de la variation de la composition faunistique.

Une légère tendance à la différenciation entre les deux groupes est observable. Une majorité de points des sites biologiques se concentrent plutôt dans la moitié supérieure droite du graphique, tandis que les sites conventionnels sont plus dispersés, avec une tendance vers la moitié inférieure.

Les ellipses ajoutées pour chaque groupe indiquent toutefois une superposition, et sont toutes les deux assez étendues.

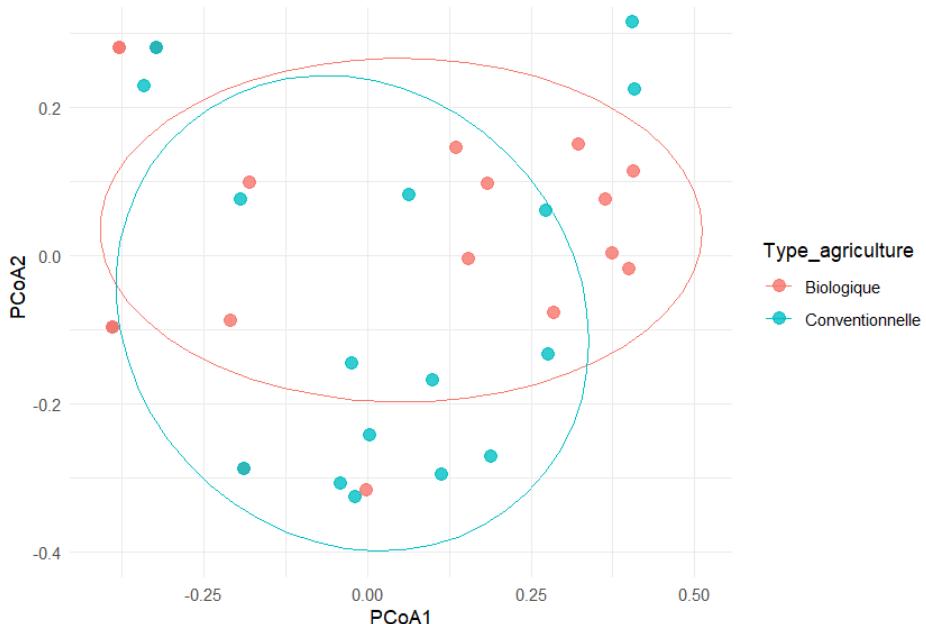


Figure 11 - Comparaison des assemblages d'espèces de petite et moyenne faune entre agriculture biologique et conventionnelle (PCoA).

#### 3.2.3.2 En fonction des classes d'arbres d'ombrage

Le graphique issu de l'analyse par PCoA (*Figure 12*) permet de visualiser les différences de composition faunistique entre les quatre classes de densité d'arbres d'ombrage, réparties en quartiles. Chaque point représente un site, coloré selon sa classe de GHA, et les ellipses englobent les individus d'un même groupe.

Globalement, le nuage de points montre une forte superposition entre les quatre classes de densité d'arbres d'ombrage, aucune classe ne semble clairement séparée des autres. Les ellipses couvrent des zones similaires du graphique, se superposent et sont toutes assez grandes.

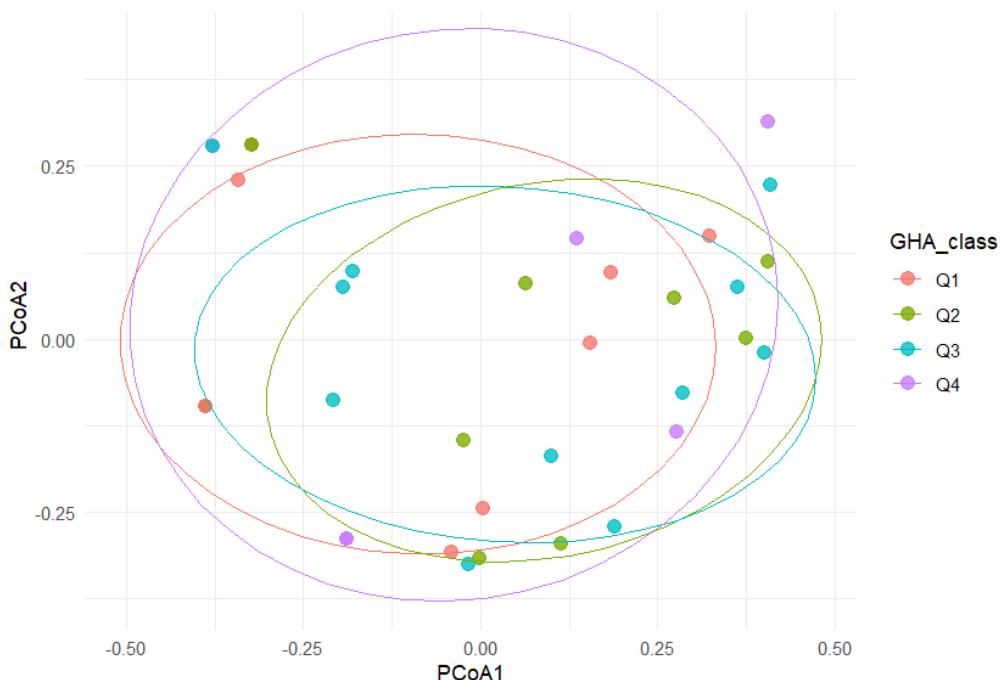


Figure 12 - Comparaison des assemblages d'espèces de petite et moyenne faune entre différentes classes de GHA (PCoA).

### 3.3 Diversité entomologique

#### 3.3.1 Calcul des fréquences d'occurrence

Les fréquences d'occurrence pour chaque ordre d'arthropodes ont été calculé et repris dans le Tableau 5.

Tableau 5 - Tableau reprenant les fréquences d'occurrences de chaque ordre d'arthropodes. L'appellation « Autre » désigne les individus n'ayant pas pu être identifiés en raison de leur stade de développement ou de leur mauvais état de conservation.

Ordre	Nb familles	Nb individus	FO (%)
Hymenoptera	10	1179	97,22
Diptera	12	3128	94,44
Coleoptera	18	327	74,07
Hemiptera	13	316	70,37
Lepidoptera	7	359	59,26
Autre	0	58	28,70
Araneae	0	44	26,85
Dictyoptera	2	39	19,44
Orthoptera	3	13	11,11
Neuroptera	1	1	0,93

La communauté entomologique échantillonnée est largement dominée par les Diptères et les Hyménoptères, présents sur la quasi-totalité des sites. Les Coléoptères et les Hémiptères présentent une richesse taxonomique élevée mais des abondances plus modestes, mais ils sont quand même présents dans près de trois quarts des sites inventoriés. Plusieurs ordres tels que les Orthoptères, les Dictyoptères et les Néuroptères apparaissent de manière ponctuelle et marginale, traduisant une plus faible représentativité.

#### 3.3.2 Calcul des indices de diversité alpha

### 3.2.2.1 En fonction du type d'agriculture

Les indices de diversité alpha calculés pour chaque SA sont repris dans le Tableau 6.

Tableau 6 – Tableau présentant les indices de diversité alpha globaux pour les données issues des PI en fonction des SA.

	Shannon	Simpson	Chao1
Agriculture biologique	2,05	0,70	78,25
Agriculture conventionnelle	2,09	0,71	50,00

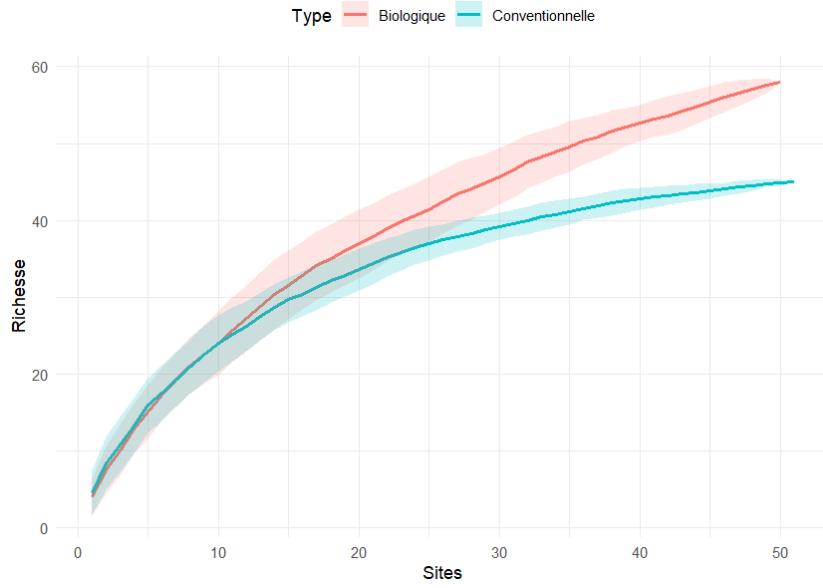
L'indice de diversité de Shannon a été calculé pour chaque site afin d'évaluer la richesse et l'équitabilité des familles d'insectes capturées selon le type d'agriculture. Après transformation à l'aide de la méthode orderNorm, un test d'analyse de variance a été réalisé. Les résultats ont montré qu'il n'existe pas de différence significative de diversité spécifique entre les sites biologiques et conventionnels ( $F(1, 99) = 1,225, p = 0,271$ ) (Annexe 7a). Ainsi, dans les conditions de cette étude, le type d'agriculture ne semble pas influencer significativement la diversité des familles d'insectes échantillonnées.

L'analyse de l'indice de diversité de Simpson a été menée afin d'évaluer l'équitabilité des familles d'insectes selon le type d'agriculture. Après transformation avec la méthode orderNorm, l'ANOVA n'a pas révélé de différence significative de diversité de Simpson entre les deux types d'agriculture ( $F(1, 99) = 1,411, p = 0,238$ ) (Annexe 7b). Ainsi, le type d'agriculture ne semble pas influencer significativement l'équitabilité des familles d'insectes dans les sites étudiés.

L'indice de Chao1, utilisé comme estimateur de la richesse spécifique en tenant compte des familles rares, a été calculé pour chaque site. Après application de la transformation orderNorm, une analyse de variance n'a pas mis en évidence de différence significative de richesse estimée entre les systèmes biologiques et conventionnels ( $F(1, 99) = 0,874, p = 0,352$ ) (Annexe 7c). Ces résultats suggèrent que, selon l'indice de Chao1, la richesse potentielle en familles d'insectes n'est pas influencée de manière significative par le type d'agriculture pratiqué dans le cadre de cette étude.

Des courbes d'accumulation ont été réalisées pour comparer la diversité des familles entomologiques entre les systèmes d'agriculture biologique et conventionnelle (Figure 13). Celles-ci permettent d'évaluer la richesse taxonomique cumulée en fonction de l'effort d'échantillonnage.

On observe dans un premier temps un léger chevauchement des deux courbes, indiquant une richesse initiale comparable entre les deux systèmes agricoles à faible effort d'échantillonnage. Toutefois, au fur et à mesure de l'augmentation du nombre de sites échantillonnés, une divergence nette apparaît. La courbe associée à l'agriculture biologique continue de croître et tend vers un plateau supérieur à celui vers lequel tend la courbe représentant l'agriculture conventionnelle. Ceci est confirmé par les indices de Chao1 repris dans le Tableau 5. Les intervalles de confiance autour des courbes sont relativement étroits.



*Figure 13 - Évaluation de la richesse spécifique des familles d'insectes par courbes d'accumulation pour les deux types d'agriculture. Les intervalles de confiance sont représentés par les zones ombrées autour des courbes.*

### 3.2.2.2 En fonction des classes d'arbres d'ombrage

Les classes de densité d'arbres d'ombrage ont été calculé à partir des données de GHA des 12 champs échantillonnés avec les PI, les bornes de ces champs sont reprises dans le Tableau 7.

*Tableau 7 - Tableau reprenant les intervalles de GHA des différentes classes de densité d'arbres d'ombrage calculés à partir des données issues des PI.*

	Intervalle (en m <sup>2</sup> /ha)
Q1	[1,52 ; 9,49[
Q2	[9,49 ; 11,30[
Q3	[11,30 ; 15,40[
Q4	[15,40 ; 18,80[

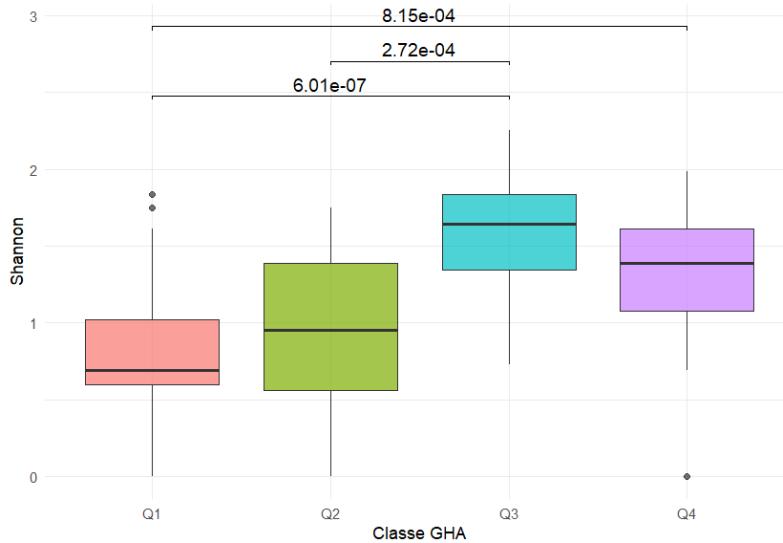
Les indices globaux de diversité alpha pour chacune des classes de GHA sont repris dans le Tableau 8.

*Tableau 8 - Tableau présentant les indices de diversité alpha globaux pour les données issues des PI en fonction des classes de densité d'arbres d'ombrage.*

	Shannon	Simpson	Chao1
Q1	2,61	0,86	51,00
Q2	2,83	0,91	50,50
Q3	2,76	0,89	56,00
Q4	2,64	0,84	47,57

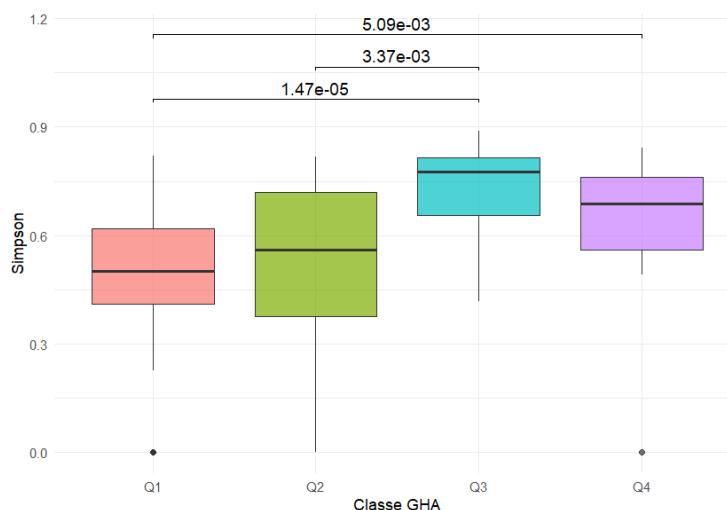
L'analyse de la diversité des familles d'insectes à l'échelle des sites selon les classes de densité d'arbres d'ombrage révèle une variation significative de l'indice de Shannon. Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis met en évidence un effet hautement significatif des classes de GHA sur la diversité de Shannon ( $\chi^2 = 32,606$ , df = 3, p-value =  $3,899 \times 10^{-7}$ ). Ces résultats suggèrent que la richesse et l'équitabilité des familles d'insectes varient significativement selon les classes de couverture arborée,

avec une influence marquée de la densité d'arbres d'ombrage sur la diversité spécifique (*Figure 14*). Le test post-hoc de Dunn, avec correction de Bonferroni, a révélé des différences significatives entre les classes Q1 et Q3, Q2 et Q3, ainsi qu'entre Q1 et Q4. Dans chacune de ces comparaisons, les valeurs de l'indice de Shannon étaient significativement plus faibles dans les classes Q1 et Q2 que dans les classes Q3 et Q4.



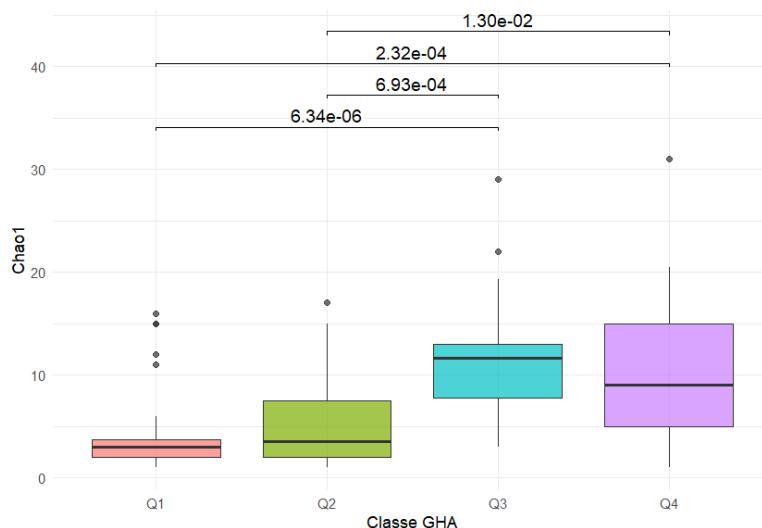
*Figure 14 - Comparaison de l'indice de diversité moyen de Shannon au sein des familles d'insectes selon la densité d'arbres d'ombrage. Les p-value pour les classes significativement différentes sont indiquées.*

L'indice de diversité de Simpson varie également significativement en fonction du gradient de densité d'arbres d'ombrage. Le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis révèle une différence significative de l'indice de Simpson entre les classes de GHA ( $\chi^2 = 24,280$ ,  $df = 3$ ,  $p\text{-value} = 2,183 \times 10^{-5}$ ). Ces résultats suggèrent que la dominance de certaines familles au sein de la communauté d'insectes est influencée par la densité d'arbres d'ombrage (*Figure 15*). L'analyse post-hoc de Dunn, corrigée par la méthode de Bonferroni, a permis d'identifier les comparaisons entre classes présentant des différences significatives. Des différences nettes ont été observées entre les classes Q1 et Q3, Q2 et Q3, ainsi qu'entre Q1 et Q4. Dans chacune de ces comparaisons, l'indice de Simpson était significativement plus faible dans les classes Q1 et Q2 que dans les classes Q3 et Q4.



*Figure 15 - Comparaison de l'indice de diversité moyen de Simpson au sein des familles d'insectes selon la densité d'arbres d'ombrage. Les p-value pour les classes significativement différentes sont indiquées.*

L'indice de richesse Chao1 présente également des variations significatives le long du gradient de densité d'arbres d'ombrage. Le test de Kruskal-Wallis met en évidence une différence hautement significative de l'indice Chao1 entre les classes de GHA ( $\chi^2 = 31,031$ ,  $df = 3$ ,  $p\text{-value} = 8,374 \times 10^{-7}$ ). Ces résultats indiquent que la richesse estimée des familles d'insectes augmente ou diminue en fonction de la densité d'arbres d'ombrage (*Figure 16*). L'analyse post-hoc de Dunn, avec correction de Bonferroni, révèle que l'indice de Chao1 est significativement plus faible dans la classe Q1 que dans les classes Q3 et Q4. De même, la classe Q2 présente des valeurs significativement plus faibles que Q3 et Q4.



*Figure 16 - Comparaison de l'indice de diversité moyen de Chao1 au sein des familles d'insectes selon la densité d'arbres d'ombrage. Les p-value pour les classes significativement différentes sont indiquées.*

Les courbes d'accumulation (*Figure 17*) montrent une variation marquée de la richesse des familles en fonction des classes de densité d'arbres d'ombrage. De manière générale, la richesse cumulée en familles d'insectes augmente avec la densité de couverture arborée. Les classes Q3 et Q4 présentent les valeurs de richesse les plus élevées sur l'ensemble du gradient. À l'inverse, la classe Q1, correspondant aux plus faibles densités de GHA, présente une richesse nettement inférieure, tandis que Q2 occupe une position intermédiaire. Ces tendances suggèrent que des conditions arborées plus denses pourraient favoriser une plus grande hétérogénéité des habitats et, en conséquence, une diversité taxonomique accrue. L'absence de plateau clair, notamment pour les classes Q3 et Q4, indique également qu'une partie de la richesse potentielle pourrait ne pas être entièrement échantillonnée, laissant entrevoir une diversité encore plus importante dans ces milieux.

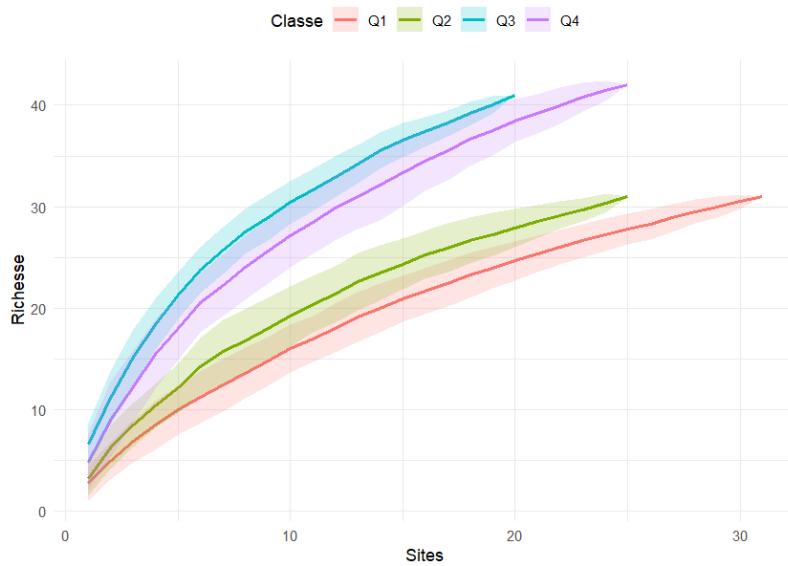


Figure 17 - Évaluation de la richesse spécifique des familles d'insectes par courbes d'accumulation pour les deux types d'agriculture. Les intervalles de confiance sont représentés par les zones ombrées autour des courbes.

### 3.3.3 Calcul de la diversité bêta

#### 3.2.3.1 En fonction du type d'agriculture

L'analyse en PCoA sur la composition des familles d'insectes révèle une forte superposition des communautés entre les deux types d'agriculture (Figure 18). Les points représentant les différents sites agricoles sont largement mélangés, sans tendance apparente à la séparation.

Les ellipses de confiance autour des groupes montrent une grande zone de recouvrement, ce qui suggère que les différences entre les communautés de familles d'insectes ne sont pas structurées de manière nette selon le mode de culture. La composition entomologique semble relativement similaire entre les systèmes biologiques et conventionnels à l'échelle observée.

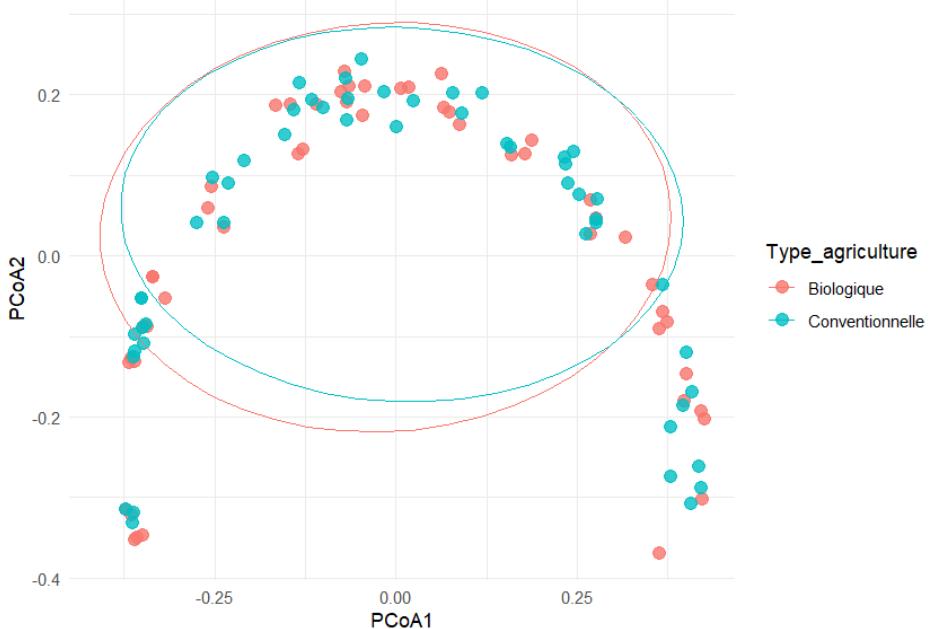


Figure 18 - Comparaison des assemblages de familles d'insectes entre agriculture biologique et conventionnelle (PCoA).

### 3.2.3.2 En fonction des classes d'arbres d'ombrage

L'analyse en coordonnées principales permet d'explorer les variations dans la composition des communautés d'insectes en fonction des classes de densité d'arbres d'ombrage (Figure 19). Le graphique met en évidence une structuration partielle des communautés selon les classes de GHA, avec certains regroupements visibles.

La PCoA met en évidence une structuration partielle des assemblages de familles d'insectes selon les classes de GHA. Les points associés aux classes Q1 et Q2 forment des regroupements relativement proches, avec un chevauchement modéré avec Q4, mais apparaissent distincts de Q3. La classe Q3 présente une ellipse de petite taille, traduisant une plus grande homogénéité dans la composition des assemblages, et se trouve entièrement incluse dans celle de Q4, dont les points sont plus dispersés.

Ce chevauchement partiel entre les classes, mais aussi les séparations marquées entre certaines d'entre elles, traduisent à la fois une continuité dans la composition des assemblages d'insectes en lien avec la densité d'arbres, et une structuration nette, notamment entre les extrêmes du gradient (Q1/Q2 versus Q3/Q4).

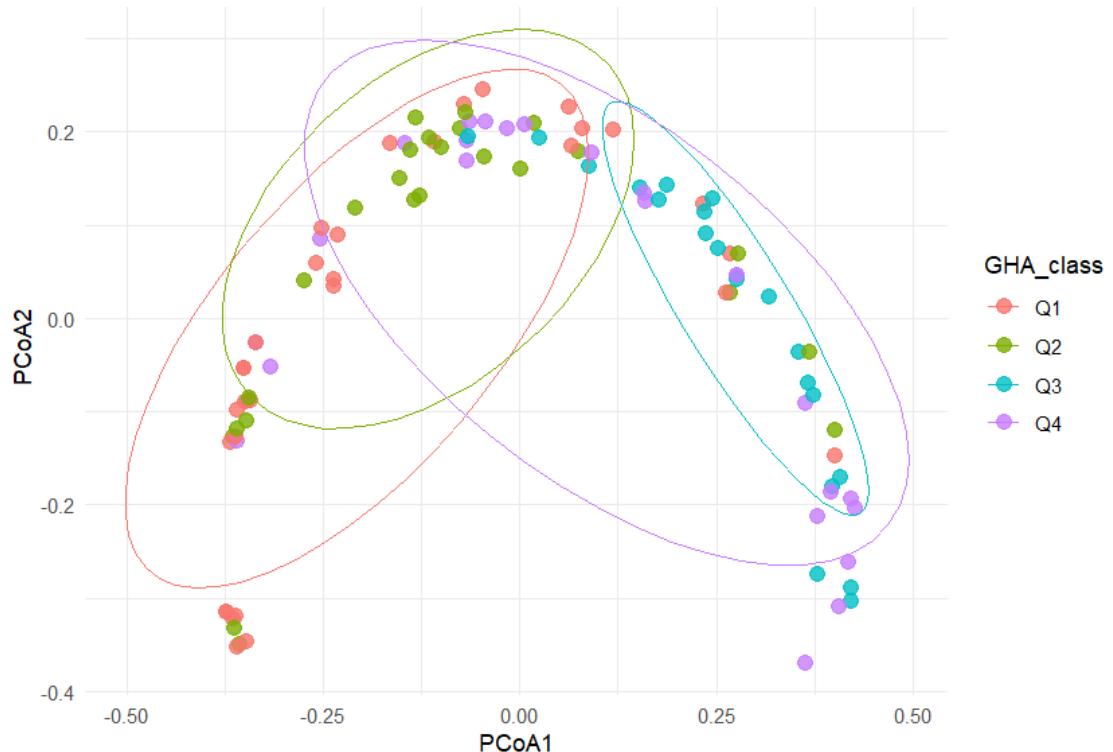


Figure 19 - Comparaison des assemblages de familles d'insectes entre différentes classes de densité de GHA (PCoA).

## **IV. DISCUSSION**

### **4.1 Biodiversité dans les cacaoyères agroforestières**

#### **4.1.1 Biodiversité générale**

Un des objectifs de cette étude était d'établir un état des lieux de la biodiversité animale présente dans les champs de cacao de la coopérative Yeyasso. Les données issues des pièges photographiques (PP) ont permis d'identifier neuf familles et neuf genres différents, avec sept identifications spécifiques, deux identifications au niveau du genre et une identification limitée au niveau de la famille (Annexe 2). Parallèlement, les données des pièges à insectes (PI) ont révélé une diversité importante avec neuf ordres d'hexapodes, un taxon Araneae et un taxon Vers, et représentant 58 familles différentes (Annexe 3 et Tableau 1).

Cette richesse taxonomique observée met en évidence le potentiel des systèmes agroforestiers (SA) de cacao pour le maintien de la biodiversité animale. Les résultats s'inscrivent dans la tendance décrite par Niether et al. (2020), dont la mété-analyse, comparant les SA aux monocultures de cacao, révèle un nombre significativement plus élevé d'espèces dans les SA pour l'ensemble des taxons étudiés. Cette dynamique est confirmée par Udawatta et al (2021), qui montrent une perte bien moins importante des pollinisateurs en SA par rapport aux monocultures, mais également par des espèces dont la structure des assemblages en milieu couvert forestier, diversifié et permanent est comparable à celle observée en forêts primaires et secondaires. Même si les données à ce sujet restent limitées, l'intégration de l'agroforesterie contribue à améliorer la diversité faunistique, pour certains groupes taxonomiques, notamment les animaux de petite à moyenne taille (Ranjith et al. 2019).

Les cacaoyères agroforestières offrent une mosaïque d'habitats et de niches écologiques qui peuvent soutenir des communautés animales diversifiées, grâce à leur complexité structurelles supérieures à celles des systèmes intensifs (Schroth et Harvey 2007). Certaines parcelles en agroforesterie peuvent abriter jusqu'à 50% de la biodiversité des forêts primaires pour certains groupes (Carrière et al. 2014). Cette fonction de refuge est d'autant plus importante dans le contexte ivoirien, où en moins d'une quarantaine d'années, la surface forestière a été réduite de trois quarts à cause de la pression émise par la conversion agricole (Kouadio et Singh 2021).

Il convient de nuancer ces résultats en considérant le contexte régional. Les SA maintiennent une diversité notable, bien que celle-ci reste inférieure à celles des forêts intactes (Schroth et Harvey 2007; Carrière et al. 2014). De plus, ces milieux anthropisés restent soumis à différentes pressions (chasse, fréquentations humaines) qui peuvent limiter l'établissement de certaines espèces par rapport aux écosystèmes forestiers intacts. Néanmoins, au sein d'un paysage fragmenté, les cacaoyères agroforestières jouent un rôle de matrices d'habitats et de corridors écologiques, essentiels pour la conservation de la biodiversité locale.

#### **4.1.2 Comparaison entre agriculture biologique et agriculture conventionnelle**

Aucun des indices de diversité alpha analysés n'a révélé de différence statistiquement significative entre les SA étudiés. Les courbes d'accumulation des espèces issues des données des caméras sont presque superposées et semblent atteindre un plateau, indiquant que l'effort d'échantillonnage a été suffisant pour capturer la majorité des espèces présentes. Cette convergence vers une richesse maximale comparable indique que, du point de vue de la diversité spécifique observée, les deux types d'agriculture hébergent une communauté faunique d'une richesse globale similaire.

Concernant, les données des pièges à insectes, les courbes d'accumulation présentent une divergence. Bien que cette différence semble marquée, elle n'est pas confirmée par l'indice de Chao, pouvant être utilisé pour prédire l'asymptote vers laquelle les courbes pourraient tendre. Ce constat est complété par la non-significativité des résultats pour les indices de Shannon et de Simpson, reflétant respectivement l'équilibre entre les espèces et la dominance. Ces observations suggèrent qu'il pourrait exister une légère variation dans la richesse spécifique, possiblement liée à la présence de familles rares dans les champs bio, mais cette différence reste faible et non confirmée par les tests statistiques appliqués. De ce fait, la similarité générale des communautés semble prévaloir dans les deux modes de gestion.

En ce qui concerne la diversité bêta, les analyses ne mettent en lumière aucune structuration nette des communautés selon le mode de gestion agricole. Les points représentant les échantillons dans les ordinations ne forment pas de groupes distincts, et les ellipses, de grandes tailles et chevauchantes, traduisent une forte variabilité interne et une similarité des communautés marquée entre les SA.

Dans l'ensemble, tant les données issues des PP que celles issues des PI se dirigent vers la même conclusion : aucune différence significative ne peut être révélée entre agriculture biologique et agriculture conventionnelle en termes de diversité des communautés dans cet échantillon.

Il est possible que les mammifères et les oiseaux soient peu sensibles à l'usage ponctuel des intrants chimiques dans les systèmes conventionnels (Lautenschlager 1993). Dans la région d'étude, certains traitements phytosanitaires sont appliqués de manière limitée (Andres et al. 2016), parfois uniquement en réponse à des problèmes sanitaires spécifiques (par exemple, en cas de forte infestation d'un ravageur). Le coût de ces intrants incite les producteurs à en restreindre l'utilisation, et l'agroforesterie est un mode de gestion des cultures qui demande moins d'apport d'intrants chimiques, ce qui peut atténuer les différences attendues entre les SA biologiques et les SA conventionnels (Zhu et al. 2020).

Par ailleurs, ces résultats pourraient être expliqués par la configuration spatiale des sites étudiés. En effet, certains champs en agriculture biologique étaient situés juste à côté de champs en agriculture conventionnelle. Malgré la présence de zones tampons, il est probable que les intrants chimiques utilisés dans les parcelles conventionnelles, tels que les pesticides, influencent directement les communautés entomologiques des parcelles biologiques (Kruse-Plaß et al. 2021). Cela souligne l'importance de considérer l'environnement d'étude à une échelle paysagère plus large que celle du champ uniquement, en intégrant les interactions potentielles entre les SA avec des modes de gestion différents (Opdam et al. 2013).

#### 4.1.3 Comparaison selon les classes de densité d'arbres d'ombrage

Pour les données issues des PP, les différents indices de diversité alpha suggèrent qu'aucune différence significative n'a pu être détectée entre les différentes classes de densité d'arbres d'ombrage. Cette observation est corroborée par les courbes d'accumulation des espèces, qui montrent une superposition des classes Q1, Q2 et Q3 sans tendance claire. Le fait qu'aucune de ces courbes n'atteigne un plateau indique que l'effort d'échantillonnage pourrait avoir été insuffisant pour détecter l'ensemble des espèces présentes, particulièrement dans les classes de densité intermédiaire où la faune peut être plus mobile ou moins abondante par unité de surface.

La classe Q4, caractérisée par la densité d'arbres la plus élevée, présente une courbe située globalement en dessous des autres et qui tend vers un plateau. Cela suggère que la richesse spécifique y est plus faible et que l'échantillonnage y est relativement plus complet. La courbe correspondant à la classe Q4, caractérisée par la densité d'arbres les plus élevées, se situe bien en dessous des autres et semble atteindre un plateau, ce qui indique une richesse spécifique moindre et un échantillon plus complet dans cette classe.

L'analyse de la diversité bêta ne met pas en évidence de structuration nette des communautés en fonction du GHA. La forte superposition des points, ainsi que le chevauchement important des ellipses, suggèrent une composition faunistique globalement similaire entre les groupes. La grande taille des ellipses indique une variabilité importante au sein de chaque classe, ce qui laisse penser que d'autres facteurs que la densité d'arbres d'ombrage pourraient expliquer les variables observées.

Les limites méthodologiques doivent être prises en compte dans l'interprétation de ces résultats. La concentration élevée de sites présentant des GHA très faibles a pu biaiser les comparaisons entre classes, tandis que les indices de Shannon et de Simpson, sensibles aux faibles abondances et pouvant être nuls si une seule détection est enregistrée, accentuent la variabilité et compliquent l'interprétation statistique. Ces résultats soulignent l'importance d'un échantillonnage plus intensif et équilibré pour détecter de possibles effets de la densité d'arbres d'ombrage sur la biodiversité.

En revanche, pour les données issues des PI, les trois indices de diversité alpha s'accordent vers une même tendance : la diversité des familles d'insectes est plus élevée dans les cacaoyères présentant une densité intermédiaire à élevée d'arbres d'ombrage, avec un maximum en classe Q3, que dans les champs peu ombragés (Q1 et Q2). L'indice de Shannon révèle ainsi une diversité des familles maximale dans la classe Q3 suivie de la classe Q4, ce qui traduit une grande diversité et une meilleure répartition des individus entre les familles. L'indice de Simpson va dans le même sens : les milieux avec un faible ombrage présentent une forte dominance d'un petit nombre de familles, alors que l'équitabilité augmente nettement dans les zones plus ombragées. Enfin, l'indice de Chao1 illustre une richesse plus importante dans les classes Q3 et Q4.

Dans l'ensemble, ces résultats suggèrent qu'un niveau d'ombrage modéré à élevé favoriserait à la fois la richesse et l'équitabilité des communautés d'insectes. Il est important de souligner qu'il semblerait cependant y avoir un seuil, car la classe Q4 ne dépasse pas systématiquement la classe Q3, ce qui pourrait être le signe qu'un excès d'ombrage n'apporte pas nécessairement un gain supplémentaire de diversité.

Les courbes d'accumulation confirment la tendance observée avec les indices de diversité alpha : la richesse cumulée en familles d'insectes semble corrélée avec l'augmentation de GHA. Les parcelles de classes Q3 et Q4 présentent les valeurs les plus élevées. Ces résultats suggèrent que les habitats avec un couvert arboré modéré à élevé peuvent abriter un plus grand nombre de familles d'insectes que les milieux faiblement ombragés. Cependant, les courbes ne semblent pas arriver à un plateau ce qui ne permet pas d'exclure un effet lié à l'effort d'échantillonnage.

L'analyse de la diversité bêta par la PCoA révèle une structuration partielle des assemblages de familles d'insectes selon les classes de GHA. Les classes Q1 et Q2 présentent une forte proximité et un important chevauchement des ellipses, ce qui est signe d'une composition faunistique relativement similaire dans les parcelles faiblement à modérément peuplées en arbres d'ombrage. L'ellipse de la classe Q4 occupe une position plus centrale et englobe entièrement celle de la classe Q3, tout en partageant son aire avec les aires des classes de GHA plus faible, ce qui laisse supposer qu'elle abrite des assemblages ayant des caractéristiques des milieux faiblement et fortement ombragés. La classe Q3 se distingue par une ellipse de plus petite taille, signe d'une plus grande homogénéité interne. Ses

interactions limitées avec les ellipses des classes Q1 et Q2 laisse penser que les parcelles à densité modérée à élevée hébergent des communautés de familles moins influencées par les conditions extrêmes du gradient.

Dans l'ensemble, les résultats suggèrent qu'un GHA compris entre 11,30 et 15,40 m<sup>2</sup> par hectare favorise la diversité et l'équitabilité, tandis qu'un excès ou un déficit d'ombrage semble réduire ces paramètres.

Ces résultats s'inscrivent dans la continuité de la littérature scientifique. De nombreuses études montrent que la densité et la complexité des SA influencent la composition et la diversité des populations animales présentes dans les cacaoyères, avec des effets variables selon les taxons (Deheuvels et al. 2014; Ranjith et al. 2019). Une plus grande complexité structurelle et diversité végétale offre une mosaïque d'habitats et de ressources capables de soutenir davantage de groupes fonctionnels faunistiques (Niether et al. 2020). Selon leur morphologie, de leur cycle phénologique ou les ressources produites, les espèces végétales influencent différemment les communautés animales selon leur modes de reproduction, d'alimentation ou de déplacement (Yashmita-Ulman et al. 2021).

Plusieurs études confirment ce rôle structurant du couvert arboré. Chez les oiseaux, l'ombre et le couvert forestier modifient significativement la composition des communautés, avec une abondance relative plus élevée d'espèces spécialistes des forêts, d'insectivores spécialisés et d'espèces généralistes dans les parcelles fortement ombragées (Jarrett et al. 2021). La tendance est similaire chez les fourmis : la richesse et la densité des arbres augmentent l'hétérogénéité du milieu et diversifient les ressources disponibles, ce qui favorise la coexistence d'un plus grand nombre d'espèces (Bisseleua et al. 2009). Les termites sont aussi sensibles au niveau d'ombrage : au Cameroun, les cacaoyères ombragées hébergent plus d'espèces que les milieux exposés, avec un optimum entre 45% et 65% d'ombrage, intervalle dans laquelle les effets des termites bénéfiques sont maximisés tout en limitant la prolifération des espèces parasites (Felicitas et al. 2018). Enfin, les polliniseurs du cacao voient leur activités diminuer en saison sèche, un effet accentué par les zones les moins ombragées (Young 1983).

## 4.2 Diversité animale et rôles fonctionnels dans les cacaoyères

### 4.2.1 Les ravageurs du cacao

Les observations réalisées dans les cacaoyères de la coopérative indiquent la présence d'espèces animales assurant différents rôles fonctionnels, interagissant de façon bénéfique avec les cultures mais certaines ayant aussi des impacts négatifs pour la production.

Parmi les espèces rencontrées, plusieurs sont identifiées comme ravageurs majeurs, c'est le cas des rongeurs notamment. Des ravageurs confirmés du cacao comme *Rattus rattus* (rat noir), une espèce invasive et omnivore (Clark 1982; Bohoussou et al. 2022) reconnue comme un ravageur clé dans la quasi-totalité des pays producteurs, et *Cricetomys gambianus* sont présents dans les SA de la coopérative. Ce dernier, appelé rat géant africain, espèce omnivore (Mustapha et al. 2015), adopte un comportement particulier : il collecte et stocke des cabosses, et fragilise la structure des plantations en creusant de larges galeries à proximité des racines des grands arbres d'ombrage (Asunbo 2021).

Les écureuils, se nourrissant principalement de graines et de plantes (Ezenwaji et al. 2013), constituent également une menace pour les producteurs de cacao. En ouvrant les cabosses pour consommer une partie des fèves, ils laissent le reste exposé à l'humidité et aux micro-organismes, ce qui entraîne la pourriture des fruits et les rend impropre à la consommation (Adeniyi et Asogwa 2023). Leur impact est considérable car un seul individu peut consommer jusqu'à quatre cabosses par jour, soit un rythme de prédation bien supérieur à celui des rats (Asunbo 2021).

En plus des mammifères, plusieurs insectes présents dans les cacaoyères de la coopérative ont un rôle néfaste auprès des cultures. En effet, certaines espèces de Miridae, une des familles ayant été identifiée, sont responsables de dommages sur les plants de cacao et deux espèces sont même considérées comme rabageurs majeurs entraînant des pertes économiques importantes. Les mirides se nourrissent intensivement de cabosses, de tiges porteuses, de jeunes pousses et de rameaux, infligeant des dégâts pouvant entraîner la mort de la pousse terminale, affectant ainsi fortement le rendement. Des « lésions » sur les cabosses et les pousses de cacao provenant de leur salive toxique, entraînent l'effondrement du tissu végétal et favorisent la contamination par des champignons parasites, provoquant ainsi des dommages secondaires sur l'arbre infecté (Petithuguenin 1998; Adeniyi et Asogwa 2023).

Les fourmis (Formicidae), présentes dans les cacaoyères de la coopérative, peuvent avoir un effet néfaste sur les cacaoyers car elles protègent les cochenilles, des ravageurs du cacao vecteurs de maladies comme le Swollen Shoot (Koffi et al. 2025). De plus, certaines espèces s'attaquent directement aux cabosses, créant des blessures qui peuvent entraîner la pourriture des fruits (Fernier 1956).

Certaines espèces de la famille des Pentatomidae, présente dans les champs étudiés, peuvent affecter les jeunes cabosses de cacao, entraînant leur pourrissement, tandis que les plus anciennes cessent de croître et présentent un jaunissement caractéristique autour des zones perforées par l'alimentation. Les larves de certains Lépidoptères de la famille des Noctuidae, présents dans les cultures observées et considérés comme des ravageurs majeurs, creusent des galeries dans les cabosses et laissent des résidus noirs à l'intérieur et à leur surface, accompagnés d'un jaunissement prématûre des cabosses et de perforations sur ces dernières. Les termites (Termitoidae) font également partie des nuisibles répandus dans le cacao et sont présentes dans les échantillons. Elles attaquent les racines, le tronc et les cabosses, ce qui provoque un affaiblissement général des plants et le dépérissement des jeunes arbres. Les galeries creusées facilitent l'entrée de pathogènes secondaires. Certaines espèces cependant sont bénéfiques et participent au renouvellement du sol, mais elles ne sont généralement pas dominantes dans les cacaoyères (Felicitas et al. 2018). Enfin, les Acrididae, présents dans les parcelles étudiées, s'attaquent principalement aux feuilles, ce qui réduit la capacité photosynthétique des cacaoyers et contribue à leur affaiblissement (Adeniyi et Asogwa 2023).

A l'échelle mondiale, les rongeurs sont responsables d'environ 10% des pertes liées à la culture de cacao (Hulme et al. 2018; Asunbo 2021). Les insectes engendrent également de fortes pertes économiques, au Nigéria par exemple, les mirides causent plus de 25% de la perte de rendement du cacao (Adeniyi et Asogwa 2023).

#### 4.2.2 Les auxiliaires du cacao

Les organismes qui participent au maintien de l'équilibre écologique du système agroforestier de cacao sont qualifiés d'auxiliaires.

Les oiseaux et les chauves-souris jouent un rôle important dans la régulation de certains insectes ravageurs des plantations de cacao (Ferreira et al. 2023). Par exemple, *Corvus albus* (corbeau pie), présent dans les champs de la coopérative, est un oiseau omnivore qui se nourrit de fruits, de légumes ainsi que divers petits animaux (invertébrés, reptiles, mammifères, oiseaux) (Igwebuike et Eze 2010). De même, les francolins du genre *Pternistis* (*Pternistis sp.*), des oiseaux galliformes, consomment une grande diversité de plantes et d'insectes (Owolabi et al. 2020). Ces régimes alimentaires suggèrent que ces espèces pourraient contribuer à la régulation des insectes ou des mammifères ravageurs du cacao.

Les mangoustes (*Herpestidae\_sp.*) se nourrissent en partie de petits invertébrés, de larves d'insectes (IUCN 2025) et parfois de rongeurs (Asunbo 2021). De manière similaire, les genettes (*Genetta\_sp.*) consomment des petits mammifères, tels que les rongeurs, des oiseaux, des invertébrés, des insectes et des fruits (IUCN 2025). Ces deux petits carnivores, observés dans les champs de la coopérative, participent donc probablement à la régulation des nuisibles du cacao.

La civette africaine (*Civettictis civetta*) est un omnivore opportuniste (IUCN 2025) qui peut consommer des petits mammifères, comme les rongeurs, ainsi que des insectes potentiellement ravageurs. Cette espèce consomme parfois les cabosse tombées au sol, même si cela ne semble pas impacter significativement les rendements des producteurs (Bhat et al. 1981).

Plusieurs insectes prennent part à ce processus de régulation des populations de ravageurs, notamment les fourmis (Formicidae). Bien qu'elles puissent avoir un effet néfaste sur les cacaoyers, elles luttent activement contre les Miridae, principaux ravageurs du cacao (Fernier 1956), au même titre que certaines espèces de Reduviidae, famille visible dans les champs de la coopérative (Adeniyi et Asogwa 2023).

Cependant, aucun pollinisateur du cacao (Ceratopogonidae) (de Souza et al. 2018) n'a été identifié lors de ce relevé. Il serait judicieux de procéder à l'identification des données « microscopiques », en raison de leur petite taille (< 2mm), afin de confirmer ou non leur présence.

#### 4.2.3 Espèces commensales

Certaines espèces présentes dans les champs de cacao ne semblent pas interagir directement avec les cacaoyers, mais peuvent tout de même jouer un rôle dans le fonctionnement global du système. Par exemple, le guib harnaché (*Tragelaphus scriptus*), sont très présentes dans les cacaoyères, comptabilisant le plus grand nombre de détections (Figure 4 et Annexe 2a). Elles ne semblent pas avoir d'interactions particulières avec la culture de cacao (Harich et al. 2013), bien que leur comportement de broutage puisse influencer la régénération naturelle des espèces végétales présentes dans les SA (IUCN 2025). De même, le grand aulacode (*Thryonomys swinderianus*), un herbivore dont le régime alimentaire se compose majoritairement de produits de culture (canne à sucre, banane, igname, etc.), est considéré comme un ravageur agricole, notamment pour les cultures de manioc et de palmiers à huile (Opugulaya et al. 2019; IUCN 2025). Toutefois, il ne semble pas causer de dégâts dans les cultures de cacao.

### 4.3 Limites de l'étude

L'ensemble des données a été collecté sur une seule section de la coopérative. La superficie des champs compris dans l'étude à l'aide des PP couvre une superficie de 91 hectares, soit seulement 4,2% de la surface totale des parcelles partenaire de la chocolaterie Galler®. Cette zone d'échantillonnage n'est pas représentative de l'ensemble des sections. Des différences environnementales existent entre ces sections, comme l'altitude. La section de Gan, au nord, culmine à environ 890 mètres d'altitude, alors que certains champs de la section de Douele ne dépassent pas les 200 mètres (Cerny 2024). Ces variations d'altitude peuvent influencer la composition des espèces végétales et animales présentent dans les SA, limitant ainsi la généralisation des résultats.

Les champs étudiés ont été choisi de manière aléatoire, pour valider l'hypothèse d'échantillonnage aléatoire, et donc permettre l'application des tests statistiques. Toutefois, peu d'entre eux présentaient des GHA très élevés (2 sur 58 champs échantillonnés) (Oke et Olatiilu 2011). Bien que ce constat soit probablement proche de la réalité, il limite le poids relatif des fortes densités d'arbres d'ombrage dans les analyses et peut réduire la détection des effets propres à ces conditions.

Selon O'Brien et al. (2010), un effort d'échantillonnage théorique de 1000 caméras.jours par zone est un seuil optimal pour détecter toute la diversité spécifique présente. Aucune des zones étudiées ici n'atteint ce seuil. Un déploiement plus long des PP, ainsi qu'une augmentation de leur nombre par champ, aurait probablement permis de collecter plus de données, de mettre en évidence des tendances plus marquées et de renforcer la robustesse des résultats.

Par ailleurs, sur les 5473 arthropodes récoltés, seuls 811 individus ont pu être identifiés jusqu'à la famille, soit 14,81% des données totales. Le traitement des données entomologiques étant chronophage, et une mission de terrain ayant eu lieu jusqu'au début du mois de mai, les délais n'ont pas permis d'identifier les plus petits spécimens. Cette décision introduit un biais important, car les petits insectes, sont sous-représentées dans les données finales. Ce biais entraîne probablement une sous-estimation de la richesse des familles et modifie la composition taxonomique observée, en favorisant les groupes d'insectes de plus grande taille au détriment des petites espèces.

De plus, l'entomofaune a été échantillonnée à l'aide de pièges cuvettes jaunes, reconnus pour leur attractivité envers les polliniseurs et les insectes volants (Roth 1972). Bien que d'autres groupes d'insectes aient été capturés, l'utilisation exclusive de ce type de piège restreint probablement la diversité détectée. Un échantillonnage plus exhaustif aurait pu être obtenu en combinant différentes méthodes, telles que les pièges Malaise pour les insectes volants nocturnes, les pièges à fosse pour les insectes marchant au sol ou d'autres techniques complémentaires (Epsky et al. 2008).

La durée et la fréquence de piégeage de l'étude restent limitées par rapport à d'autres protocoles de surveillances entomologiques, qui s'étendent généralement sur plusieurs mois et comportent au moins 10 à 15 prélèvements par site. Cette période réduite ne permet donc pas d'obtenir un aperçu pleinement représentatif de la dynamique saisonnière des populations d'insectes.

Par ailleurs, la diversité de végétation au sein des cacaoyères est fortement conditionnée par la gestion des producteurs. Dans la majorité des cas, les champs sont régulièrement nettoyés, ce qui réduit fortement la présence d'une strate herbacée ou arbustive. De ce fait, les principales ressources florales disponibles proviennent en grande partie des arbres d'ombrage et des cacaoyers eux-mêmes. Cette homogénéité du couvert végétal peut limiter l'attractivité des milieux pour certains groupes d'insectes.

Enfin, le travail sur terrain est exposé à des sources potentielles d'erreurs. Bien que les mesures aient été standardisées et réalisées de façon homogène par tous les opérateurs, la possibilité de biais liés à l'utilisateur ne peut être complètement écartée. De même, malgré une vérification attentive des données, un risque d'erreur lors de l'encodage n'est pas à exclure.

#### 4.4 Perspectives

Cette étude, menée au sein des pratiques dans les cacaoyères de la coopérative Yeyasso, met en évidence quelques pistes d'action pour l'avenir. Les résultats soulignent le rôle central de l'agroforesterie, et donc des arbres d'ombrage, dans le maintien de la biodiversité entomologique. La densité et la diversité arborée constituent des leviers essentiels pour concilier production et conservation.

Les efforts entrepris par la coopérative et ses partenaires, avec la plantation de plus de 60 000 arbres depuis 2020, s'avèrent particulièrement encourageants et méritent d'être poursuivis et renforcés. Au-delà de leurs bénéfices écologiques, ces plantations pourraient ouvrir la voie à des mécanismes de valorisation économique innovants. L'établissement d'un seuil minimal ( $11,3 \text{ m}^2/\text{ha}$ ) de densité d'arbres d'ombrage par hectare dans l'ensemble des parcelles, permettrait à la coopérative et

aux producteurs de prétendre à une valorisation, tels que les crédits biodiversité. Ces crédits reposent sur une comparaison entre un scénario de référence et un projet de préservation, de restauration ou de compensation de la biodiversité. Le suivi dans le temps de l'accroissement de la biodiversité faunistique, suite à la plantation et à la diversification des essences, pourrait constituer une base solide pour l'inscription de Yeyasso dans ce système. En plus des bénéfices pour la biodiversité, ces SA représenteraient une opportunité pour diversifier et compléter les revenus.

Cependant, même si la plantation est nécessaire, elle ne peut constituer seule une solution suffisante. Le suivi et l'entretien des jeunes plants, jusqu'à leur établissement au sein du système, demeurent indispensables à leur survie et favorise une croissance rapide aux effets plus immédiats. Plus critique encore, la plantation seule ne peut pas compenser l'abattage régulier d'arbres matures observé dans plusieurs parcelles. Ces derniers offrent les habitats les plus propices à l'établissement de la faune (cavités, larges branches, crevasses), tout en assurant des services écosystémiques majeurs tels que l'ombrage, la régulation microclimatique et le stockage du carbone. La conservation de ce capital biologique devrait constituer une priorité.

Cette démarche, pour infléchir des pratiques agroforestières durables, nécessite une sensibilisation renforcée des producteurs, mettant en évidence les bénéfices agronomiques (résilience des cacaoyers, régulation des ravageurs, maintien de la fertilité des sols) et les opportunités économiques associées. Parallèlement, le développement d'un suivi scientifique rigoureux de ces dynamiques, combinant inventaires de biodiversité, mesures de biomasse et suivi agronomique, permettrait d'objectiver les dynamiques en cours.

Enfin, les efforts ne se limitent pas à l'échelle des parcelles, mais doivent s'élargir à celle du paysage. Les SA, en assurant une continuité végétale, peuvent jouer un rôle clé de corridors écologiques entre les fragments de forêts ivoiriennes encore existants. Cette connectivité est indispensable pour favoriser la dispersion des espèces, la régénération naturelle et la résilience des écosystèmes. Au-delà des cacaoyères, la protection des vestiges forestiers et leur extension constituent un défi prioritaire pour recréer des continuités écologiques et soutenir durablement la biodiversité locale et régionale.

L'intégration de ces différents niveaux d'action offre des perspectives encourageantes pour un modèle cacaoyer conciliant production, conservation et développement économique des communautés rurales.

## **V. CONTRIBUTION PERSONNELLE DE L'ÉTUDIANT**

Ce projet a débuté par la prise de connaissance du travail réalisé l'année précédente sur le stockage du carbone, suivi d'une rencontre avec l'équipe de Galler® pour définir les objectifs de l'étude. Mon implication a continué avec l'élaboration des protocoles adaptés à chaque méthode de piégeage et la préparation logistique de la mission de terrain. Ces protocoles ont été mis en application de février à mai 2025, directement dans les champs de la coopérative Yeyasso, en Côte d'Ivoire, pour la collecte de données. Cette mission m'a permis de vivre une expérience immersive au cœur des communautés locales et de leur environnement culturel. De retour en Belgique, j'ai entrepris l'ensemble des analyses : tri des données, utilisation des logiciels appropriés, identification taxonomique des insectes et de la faune photographiée, ainsi que des analyses avec Excel et Rstudio. Enfin, la rédaction de ce mémoire, ainsi que sa défense orale constituent l'aboutissement de cette démarche de recherche.

## VI. CONCLUSION

Ce travail de fin d'études avait pour objectif d'évaluer l'impact de différents modes d'agriculture et de la densité d'arbres d'ombrage sur la biodiversité animale dans les cacaoyères de la coopérative Yeyasso en Côte d'Ivoire.

Les résultats obtenus apportent des réponses nuancées. Contrairement aux attentes initiales, aucune différence significative n'a été observée entre agriculture biologique et agriculture conventionnelle pour l'ensemble des indices de diversité analysés. Cette absence de distinction s'explique probablement par l'utilisation limitée d'intrants dans la zone d'étude, où les pratiques agroforestières traditionnelles atténuent naturellement les écarts entre ces deux modes de production. Ce constat souligne l'importance du contexte local dans l'évaluation des impacts agricoles sur la biodiversité.

En revanche, l'influence de la densité d'arbres d'ombrage s'est révélée déterminante pour la biodiversité d'arthropodes. Les analyses confirment l'existence d'un gradient d'effet avec un optimum situé dans les classes avec des GHA compris entre 11,30 et 15,40 m<sup>2</sup> par hectare, au-delà duquel la biodiversité entomologique tend à diminuer. Ces résultats confirment que la gestion raisonnée du couvert arboré constitue un levier essentiel pour concilier production cacaoyère et conservation de la biodiversité d'insectes.

Dans le contexte ivoirien, où la déforestation a drastiquement réduit les habitats naturels, les cacaoyères agroforestières représentent des matrices d'habitats précieuses pour les communautés d'insectes locales. Ces systèmes agroforestiers de cacao peuvent servir de refuges pour la biodiversité entomologique dans des paysages largement anthropisés, et la présence d'espèces aux rôles fonctionnels variés illustre la complexité écologique de ces systèmes et leur potentiel pour soutenir les services écosystémiques.

Bien que certaines limites méthodologiques aient été identifiées en discussion, les implications pratiques de ces résultats sont encourageantes : il est possible d'agir concrètement pour améliorer la biodiversité sans pour autant compromettre la production. L'optimisation de la densité d'arbres d'ombrage au sein des parcelles de la coopérative, pourrait non seulement bénéficier à la biodiversité, mais également ouvrir la voie vers des mécanismes de valorisation économique tels que les crédits biodiversité.

La conservation de la biodiversité ne nécessite pas de transformations radicales, mais peut s'appuyer sur des ajustements raisonnés des pratiques existantes. L'avenir de la cacaoculture ivoirienne se dessine ainsi, dans cette capacité à intégrer les enjeux écologiques au cœur des stratégies productives, transformant chaque cacaoyer en maillon d'un réseau de conservation à l'échelle du territoire.

## VII. BIBLIOGRAPHIE

- Adeniyi, Dele O., et Everage U. Asogwa. 2023. « Chapter 14 - Complexes and diversity of pathogens and insect pests of cocoa tree ». P. 285-311 in *Forest Microbiology*. Vol. 3, *Forest Microbiology*, édité par F. O. Asiegbu et A. Kovalchuk. Academic Press.
- Ahissa, Laurent, Bertin K. Akpatou, Hilaire K. Bohoussou, Blaise Kadjo, et Inza Koné. 2020. « Species composition and community structure of terrestrial small mammals in tanoé-ehy swamp forest (south-east Ivory Coast): implication for conservation ». <https://cyberleninka.ru/article/n/species-composition-and-community-structure-of-terrestrial-small-mammals-in-tano-ehy-swamp-forest-south-east-ivory-coast-implication-for-viewer>.
- Andres, Christian, Hermann Comoé, Anna Beerli, Monika Schneider, Stephan Rist, et Johanna Jacobi. 2016. « Cocoa in Monoculture and Dynamic Agroforestry ». P. 121-53 in *Sustainable Agriculture Reviews: Volume 19*, édité par E. Lichtfouse. Cham: Springer International Publishing.
- Anthropic. 2025. « Claude ». <https://claude.ai/new>.
- Ardjouma, Dembele. 2017. « Impact De L'utilisation Des Produits Phytosanitaires En Production Cotonniere Et Cacaoyere Sur La Production Apicole En Côte D'ivoire ». *European Scientific Journal*. doi:10.19044/ESJ.2017.V13N9P42.
- Asare, Richard, Victor Afari-Sefa, Yaw Osei-Owusu, et Opoku Pabi. 2014. « Cocoa Agroforestry for Increasing Forest Connectivity in a Fragmented Landscape in Ghana ». *Agroforestry Systems* 88(6):1143-56. doi:10.1007/s10457-014-9688-3.
- Asigbaase, Michael, Evans Dawoe, Barry H. Lomax, et Sofie Sjogersten. 2021. « Biomass and carbon stocks of organic and conventional cocoa agroforests, Ghana ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 306:107192. doi:10.1016/j.agee.2020.107192.
- Asigbaase, Michael, Barry H. Lomax, Evans Dawoe, et Sofie Sjogersten. 2021. « Influence of organic cocoa agroforestry on soil physico-chemical properties and crop yields of smallholders' cocoa farms, Ghana ». *Renewable Agriculture and Food Systems* 36(3):255-64. doi:10.1017/S1742170520000290.
- Asigbaase, Michael, Sofie Sjogersten, Barry H. Lomax, et Evans Dawoe. 2019. « Tree Diversity and Its Ecological Importance Value in Organic and Conventional Cocoa Agroforests in Ghana ». *PLOS ONE* 14(1):e0210557. doi:10.1371/journal.pone.0210557.
- Assiri, Assiri Alexis, Ezouah Abel Kacou, Frank Arnaud Assi, Kacou Salomon Ekra, Kéladoué Florent Dj, Jean Yves Couloud, et Assamoi Robert Yapo. 2012. « Rentabilité économique des techniques de réhabilitation et de replantation des vieux vergers de cacaoyers (*Theobroma cacao* L.) en Côte d'Ivoire ».
- Asunbo, O. I. 2021. « Impacts of Rodents Pests on Cocoa (*Theobroma Cacao* L): A Mini Review ». *Journal of Agriculture and Ecology Research International* 72-81. doi:10.9734/jaeri/2021/v22i330192.
- Barraclough, Solon L., et Krishna B. Ghimire. 2000. *Agricultural Expansion and Tropical Deforestation: Poverty, International Trade and Land Use*. Earthscan.

- Battisti, David. S., et Rosamond L. Naylor. 2009. « Historical Warnings of Future Food Insecurity with Unprecedented Seasonal Heat ». *Science* 323(5911):240-44. doi:10.1126/science.1164363.
- Bhat, S. K., C. P. R. Nair, et D. N. Mathew. 1981. « Mammalian Pests of Cocoa in South India ». *Tropical Pest Management* 27(3):297-302. doi:10.1080/09670878109413798.
- Biodiversity Credit Alliance. 2024. « Definition of a Biodiversity Credit ».
- Bisseleua, D. h. b., A. d. Missoup, et S. Vidal. 2009. « Biodiversity Conservation, Ecosystem Functioning, and Economic Incentives under Cocoa Agroforestry Intensification ». *Conservation Biology* 23(5):1176-84. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01220.x.
- Bohoussou, Kouakou Hilaire, N'nan Ajoua Matie Josée Brou, Elie Bandama Bogui, Bertin Kouamé Akpatou, Kouakou Eliézer N'Goran, et Geneviève Lydie Acapovi-Yao. 2022. « Biodiversité Urbaine : Micromammifères Terrestres de La Commune de Man, Ouest de La Côte d'Ivoire ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 16(2):641-52. doi:10.4314/ijbcs.v16i2.11.
- de Bon, Hubert, Joël Huat, Laurent Parrot, Antonio Sinzogan, Thibaud Martin, Eric Malézieux, et Jean-François Vayssières. 2014. « Pesticide Risks from Fruit and Vegetable Pest Management by Small Farmers in Sub-Saharan Africa. A Review ». *Agronomy for Sustainable Development* 34(4):723-36. doi:10.1007/s13593-014-0216-7.
- Cardinale, Bradley J., J. Emmett Duffy, Andrew Gonzalez, David U. Hooper, Charles Perrings, Patrick Venail, Anita Narwani, Georgina M. Mace, David Tilman, David A. Wardle, Ann P. Kinzig, Gretchen C. Daily, Michel Loreau, James B. Grace, Anne Larigauderie, Diane S. Srivastava, et Shahid Naeem. 2012. « Biodiversity Loss and Its Impact on Humanity ». *Nature* 486(7401):59-67. doi:10.1038/nature11148.
- Carrière, Stéphanie, Joachim Claudet, et Michel Allenbach. 2014. « Services écosystémiques ».
- Ceballos, Gerardo, Paul R. Ehrlich, Anthony D. Barnosky, Andrés Garcia, Robert M. Pringle, et Todd M. Palmer. 2015. « Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction ». *Science Advances* 1(5):e1400253. doi:10.1126/sciadv.1400253.
- CEPF. 2025. « Protecting Biodiversity by Empowering People | CEPF ». <https://www.cepf.net/>.
- Cerda, Rolando, Olivier Deheuvels, David Calvache, Lourdes Niehaus, Yara Saenz, Justine Kent, Sergio Vilchez, Alejandra Villota, Carlos Martinez, et Eduardo Somarriba. 2014. « Contribution of Cocoa Agroforestry Systems to Family Income and Domestic Consumption: Looking toward Intensification ». *Agroforestry Systems* 88(6):957-81. doi:10.1007/s10457-014-9691-8.
- Cerny, Clément. 2024. « QUANTIFICATION DES STOCKS DE CARBONE ET ÉVALUATION DE LA BIODIVERSITÉ LIGNEUSE DES CACAOYÈRES AGROFORESTIÈRES DE L'OUEST DE LA CÔTE D'IVOIRE (MAN, DISTRICT DES MONTAGNES) ».
- Chao, Anne. 1984. « Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population ». *Scandinavian Journal of Statistics* 11(4):265-70.
- ChatGPT. s. d. Consulté 31 juillet 2025. <https://chatgpt.com>.
- Clark, Deborah A. 1982. « Foraging Behavior of a Vertebrate Omnivore (*Rattus rattus*): Meal Structure, Sampling, and Diet Breadth ». *Ecology* 63(3):763-72. doi:10.2307/1936797.

Climat Côte d'Ivoire : Pluviométrie, Température moyenne Côte d'Ivoire, diagramme ombrothermique pour Côte d'Ivoire. 2025. <https://fr.climate-data.org/afrique/cote-d-ivoire-134/>.

Clough, Yann, Jan Barkmann, Jana Juhrbandt, Michael Kessler, Thomas Cherico Wanger, Alam Anshary, Damayanti Buchori, Daniele Cicuzza, Kevin Darras, Dadang Dwi Putra, Stefan Erasmi, Ramadhanil Pitopang, Carsten Schmidt, Christian H. Schulze, Dominik Seidel, Ingolf Steffan-Dewenter, Kathrin Stenchly, Stefan Vidal, Maria Weist, Arno Christian Wielgoss, et Teja Tscharntke. 2011. « Combining High Biodiversity with High Yields in Tropical Agroforests ». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108(20):8311-16. doi:10.1073/pnas.1016799108.

Cunningham, Caitlin, et Karen F. Beazley. 2018. « Changes in Human Population Density and Protected Areas in Terrestrial Global Biodiversity Hotspots, 1995–2015 ». *Land* 7(4):136. doi:10.3390/land7040136.

Deheuvels, Olivier, Guillaume Xavier Rousseau, Grimaldo Soto Quiroga, Marcos Decker Franco, Rolando Cerdá, Sergio José Vélchez Mendoza, et Eduardo Somarriba. 2014. « Biodiversity Is Affected by Changes in Management Intensity of Cocoa-Based Agroforests ». *Agroforestry Systems* 88(6):1081-99. doi:10.1007/s10457-014-9710-9.

Delvare, Gérard, et Henri-Pierre Aberlenc. 1989. *Les insectes d'Afrique et d'Amérique tropicale : clé pour la reconnaissance des familles*. Montpellier, France : CIRAD-GERDAT.

Díaz, Sandra, Joseph Fargione, F. Stuart Chapin III, et David Tilman. 2006. « Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being ». *PLOS Biology* 4(8):e277. doi:10.1371/journal.pbio.0040277.

Dudley, Nigel, et Sasha and Alexander. 2017. « Agriculture and biodiversity: a review ». *Biodiversity* 18(2-3):45-49. doi:10.1080/14888386.2017.1351892.

Epsky, Nancy D., Wendell L. Morrill, et Richard W. Mankin. 2008. « Traps for Capturing Insects ». P. 3887-3901 in *Encyclopedia of Entomology*. Springer, Dordrecht.

Ezenwaji, Ngozi Evelyn, Emmanuel Chukwuma Obiekwe, et Chukwuemeka Onyekachi Nwaigwe. 2013. « HISTOLOGICAL STUDIES OF SOME ORGANS OF SQUIRRELS (*Xerus Erythropus*) IN TROPICAL ECOLOGICAL ZONE ».

Falkowski, Tomasz B., et Stewart A. W. Diemont. 2021. « Cultural Ecosystem Services in Agroforests ». P. 361-87 in *Agroforestry and Ecosystem Services*, édité par R. P. Udawatta et S. Jose. Cham: Springer International Publishing.

FAO. 2011. « Organic Agriculture and Climate Change Mitigation - A Report of the Round Table on Organic Agriculture and Climate Change ». <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/i2537e>.

FAO. 2018. « La situation des forêts du monde ».

Felicitas, Ambele C., Bisseleua D. B. Hervé, Sunday Ekesi, Komivi S. Akutse, Christian T. C. L. Djuideu, Marie J. Meupia, et Olubukola O. Babalola. 2018. « Consequences of Shade Management on the Taxonomic Patterns and Functional Diversity of Termites (Blattodea: Termitidae) in Cocoa Agroforestry Systems ». *Ecology and Evolution* 8(23):11582-95. doi:10.1002/ece3.4607.

Fernier, H. 1956. « Maladies et insectes du cacaoyer et du cacao : moyens de lutte ».

- Ferreira, Diogo F., Crinan Jarrett, Alain Christel Wandji, Patrick Jules Atagana, Hugo Rebelo, Bea Maas, et Luke L. Powell. 2023. « Birds and bats enhance yields in Afrotropical cacao agroforests only under high tree-level shade cover ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 345:108325. doi:10.1016/j.agee.2022.108325.
- FiBL. 2019. « Group Certification. Internal Control Systems in Organic Agriculture : Significance, Opportunities and Challenges ». 108.
- Fonteyn, Davy, Cédric Vermeulen, Nicolas Deflandre, Daniel Cornelis, Simon Lhoest, Fructueux G. A. Houngbégnon, Jean-Louis Doucet, et Adeline Fayolle. 2021. « Wildlife Trail or Systematic? Camera Trap Placement Has Little Effect on Estimates of Mammal Diversity in a Tropical Forest in Gabon ». *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 7(2):321-36. doi:10.1002/rse2.191.
- Gyau, Amos, Kaitlyn Smoot, Lucien Diby, et Christophe Kouame. 2015. « Drivers of Tree Presence and Densities: The Case of Cocoa Agroforestry Systems in the Soubre Region of Republic of Côte d'Ivoire ». *Agroforestry Systems* 89(1):149-61. doi:10.1007/s10457-014-9750-1.
- Haines-Young, Roy, et Marion B. Potschin-Young. 2018. « Revision of the Common International Classification for Ecosystem Services (CICES V5.1): A Policy Brief ». *One Ecosystem* 3:e27108. doi:10.3897/oneeco.3.e27108.
- Harich, Franziska K., Anna C. Treydte, Joachim Sauerborn, et Erasmus H. Owusu. 2013. « People and wildlife: Conflicts arising around the Bia Conservation Area in Ghana ». *Journal for Nature Conservation* 21(5):342-49. doi:10.1016/j.jnc.2013.05.003.
- Haubrûge, Eric, Jacques Mignon, et Frédéric Francis. 2021. *Clé d'identification des principales familles d'insectes d'Europe*. Gembloux, Belgique.
- Herrero, M., P. Havlik, J. McIntire, A. Palazzo, et H. Valin. 2014. « African Livestock Futures: Realizing the Potential of Livestock for Food Security, Poverty Reduction and the Environment in Sub-Saharan Africa ». <http://www.un-influenza.org/?q=content/african-livestock-futures-realizing-potential-livestock>.
- <https://explore.lib.uliege.be>. s. d. Consulté 12 août 2025. <https://explore.lib.uliege.be>.
- Hulme, Mark F., Daniel Salliss, Mohamed S. Konneh, Patrick Dauda, Emma Witcutt, et Fiona J. Sanderson. 2018. « Improving cocoa harvest can mitigate for crop damage by wildlife in a forest-agriculture matrix ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265:236-43. doi:10.1016/j.agee.2018.06.019.
- Igwebuike, Udensi M., et Ukamaka U. Eze. 2010. « Anatomy of the Oropharynx and Tongue of the African Pied Crow ». *Vet. Arhiv*.
- IPBES. 2019. « 2019 IPBES Biodiversity and Ecosystem Services report ».
- IUCN. 2025. « The IUCN Red List of Threatened Species ». <https://www.iucnredlist.org/en>.
- Jacobi, Johanna, Schneider ,Monika, Pillco Mariscal ,Maria, Huber ,Stephanie, Weidmann ,Simon, Bottazzi ,Patrick, et Stephan and Rist. 2015. « Farm Resilience in Organic and Nonorganic Cocoa Farming Systems in Alto Beni, Bolivia ». *Agroecology and Sustainable Food Systems* 39(7):798-823. doi:10.1080/21683565.2015.1039158.

- Jagoret, Patrick, Stéphane Saj, et Aurélie Carimentrand. 2020. « Cacaoculture agroforestière en Afrique : l'art de concilier production durable et services écologiques ». *Perspective* (54):1-4. doi:10.19182/perspective/31915.
- Jarrett, Crinan, Thomas B. Smith, Tabe T. R. Claire, Diogo F. Ferreira, Melanie Tchoumbou, Malange N. F. Elikwo, Jared Wolfe, Kristin Brzeski, Andreanna J. Welch, Rachid Hanna, et Luke L. Powell. 2021. « Bird Communities in African Cocoa Agroforestry Are Diverse but Lack Specialized Insectivores ». *Journal of Applied Ecology* 58(6):1237-47. doi:10.1111/1365-2664.13864.
- Keenan, Rodney J., Gregory A. Reams, Frédéric Achard, Joberto V. de Freitas, Alan Grainger, et Erik Lindquist. 2015. « Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015 ». *Forest Ecology and Management* 352:9-20. doi:10.1016/j.foreco.2015.06.014.
- Keerthika, A., K. T. Parthiban, et D. Suresh Kumar. 2021. « Understanding cultural ecosystem services of multifunctional agroforestry: a study from the foothills of the Nilgiris, Western Ghats, India ». *Current Science* 121(12):1610-18.
- Koffi, Alain Déron K., Régis Babin, Gérard Delvare, Sarah Chérasse, David Ouvrard, Eduardo M. Shimbori, Kouadio Juslin H. Koigny, Serge K. Kpangui, Laure Benoit, Maxime Galan, Christine D. V. Yodé, Mauricette S. W. Ouali N'goran, et Julien M. Haran. 2025. « A barcode database for insects associated with the spread of the Cocoa Swollen Shoot Virus Disease in Côte d'Ivoire ». *Biodiversity Data Journal* 13:e144017. doi:10.3897/BDJ.13.e144017.
- Kohl, Theresa, Wiebke Niether, et Issaka Abdulai. 2024. « Impact of Common Shade Tree Species on Microclimate and Cocoa Growth in Agroforestry Systems in Ghana ». *Agroforestry Systems* 98(6):1579-90. doi:10.1007/s10457-024-01029-z.
- Kouadio, Kayeli Anaïs Laurence, Akoua Tamia Madeleine Kouakou, Golou Gizèle Zanh, Patrick Jagoret, Jean-François Bastin, et Yao Sadaiou Sabas Barima. 2024. « Floristic Structure, Potential Carbon Stocks, and Dynamics in Cocoa-Based Agroforestry Systems in Côte d'Ivoire (West Africa) ». *Agroforestry Systems* 99(1):12. doi:10.1007/s10457-024-01103-6.
- Kouadio, Kouakou Ignace, et Ripudaman Singh. 2021. « DEFORESTATION AND THREAT TO BIODIVERSITY IN DEVELOPING COUNTRIES: CASE OF IVORY COAST ». 14(07).
- Kouakou, Jean-Louis, Sery Gonodelé Bi, Eloi Anderson Bitty, Célestin Kouakou, Alphonse Kouassi Yao, Kouadio Bénoîtype Kassé, et Soulemane Ouattara. 2020. « Ivory Coast without ivory: Massive extinction of African forest elephants in Côte d'Ivoire ». *PLOS ONE* 15(10):e0232993. doi:10.1371/journal.pone.0232993.
- Kouao, J. M., A. M. Kouassi, S. C. Dekoula, et B. D. Asseufi. 2020. « ANALYSE DE LA RÉGIONALISATION CLIMATIQUE DE LA COTE D'IVOIRE DANS UN CONTEXTE DE CLIMAT CHANGEANT ». 233-59.
- Kruse-Plaß, Maren, Frieder Hofmann, Werner Wosniok, Ulrich Schlechtriemen, et Niels Kohlschütter. 2021. « Pesticides and Pesticide-Related Products in Ambient Air in Germany ». *Environmental Sciences Europe* 33(1):114. doi:10.1186/s12302-021-00553-4.
- Lautenschlager, R. A. 1993. « Response of wildlife to forest herbicide applications in northern coniferous ecosystems ». *Canadian Journal of Forest Research* 23(10):2286-99. doi:10.1139/x93-283.

- Leakey, Roger R. B. 2014. « The Role of Trees in Agroecology and Sustainable Agriculture in the Tropics ». *Annual Review of Phytopathology* 52(Volume 52, 2014):113-33. doi:10.1146/annurev-phyto-102313-045838.
- Mouchet, Maud, Emmanuelle Porcher, Yoann Baulaz, Denis Couvet, Frédéric Ducarme, Laura Juillard, Jean-Baptiste Mihoub, et François Sarrazin. 2023. « Les services écosystémiques ».
- Mustapha, O., O. Ayoade, T. Ogunbunmi, et M. Olude. 2015. « Morphology of the Oral Cavity of the African Giant Rat (*Cricetomys Gambianus*, Waterhouse) ». *BULGARIAN JOURNAL OF VETERINARY MEDICINE* 18(1):19-30. doi:10.15547/bjvm.793.
- NAP. 1993. *Population and Land Use in Developing Countries: Report of a Workshop*. Washington, D.C.: National Academies Press.
- Nature Markets. 2023. « Biodiversity Credit Markets The role of law, regulation and policy ».
- Nicholls, Clara I., et Miguel A. Altieri. 2013. « Plant Biodiversity Enhances Bees and Other Insect Pollinators in Agroecosystems. A Review ». *Agronomy for Sustainable Development* 33(2):257-74. doi:10.1007/s13593-012-0092-y.
- Niether, Wiebke, Johanna Jacobi, Wilma J. Blaser, Christian Andres, et Laura Armengot. 2020. « Cocoa Agroforestry Systems versus Monocultures: A Multi-Dimensional Meta-Analysis ». *Environmental Research Letters* 15(10):104085. doi:10.1088/1748-9326/abb053.
- Obersteiner, M., F. Kraxner, A. Mosnier, Géraldine Bocquého, N. Khabarov, et P. Havlik. 2014. « Addressing the Drivers of Deforestation: Exploring Synergies between REDD+ and Forest Policy ». <https://agris.fao.org/search/en/providers/122439/records/64747252425ec3c088f2a407>.
- O'Brien, T. G., J. E. M. Baillie, L. Krueger, et M. Cuke. 2010. « The Wildlife Picture Index: Monitoring Top Trophic Levels ». *Animal Conservation* 13(4):335-43. doi:10.1111/j.1469-1795.2010.00357.x.
- O'Brien, Timothy G. 2011. « Abundance, Density and Relative Abundance: A Conceptual Framework ». P. 71-96 in *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*, édité par A. F. O'Connell, J. D. Nichols, et K. U. Karanth. Tokyo: Springer Japan.
- Oke, David, et Ayodeji Olatilu. 2011. « Carbon Storage in Agroecosystems: A Case Study of the Cocoa Based Agroforestry in Ogbese Forest Reserve, Ekiti State, Nigeria ». *Journal of Environmental Protection* 02(08):1069. doi:10.4236/jep.2011.28123.
- Opdam, Paul, Joan Iverson Nassauer, Zhifang Wang, Christian Albert, Gary Bentrup, Jean-Christophe Castella, Clive McAlpine, Jianguo Liu, Stephen Sheppard, et Simon Swaffield. 2013. « Science for Action at the Local Landscape Scale ». *Landscape Ecology* 28(8):1439-45. doi:10.1007/s10980-013-9925-6.
- Opugulaya, R., H. T. Ekiyor, et F. Aisuene. 2019. « Ecology of Thryonomys Swinderianus In Ogoni Land ». *International Journal of Scientific and Technological Research*. doi:10.7176/JSTR/5-4-10.
- Owolabi, Oluwafunke C., Akinsola I. Akinpelu, et Kehinde E. Owolabi. 2020. « Analysis of the Effects of Feeding Ecology of Double-Spurred Francolin (*Pternitis Bicalcaratus* Linn.) On Crop Production in Ekiti State, Nigeria ». *Journal of Agriculture and Ecology Research International* 37-47. doi:10.9734/jaeri/2020/v21i530146.

- Pei, Shengji, Guoxue Zhang, et Huyin Huai. 2009. « Application of traditional knowledge in forest management: Ethnobotanical indicators of sustainable forest use ». *Forest Ecology and Management* 257(10):2017-21. doi:10.1016/j.foreco.2009.01.003.
- Petithuguenin, Philippe. 1998. « Les Conditions Naturelles de Production Du Cacao En Côte d'Ivoire, Au Ghana et En Indonésie ». *Plantations, Recherche, Développement*. <https://agritrop.cirad.fr/390431/>.
- Picker, Mike, Charles Griffiths, et Alan Weaving. 2002. *Field Guide of Insects of South Africa*.
- Potts, Simon G., Jacobus C. Biesmeijer, Claire Kremen, Peter Neumann, Oliver Schweiger, et William E. Kunin. 2010. « Global pollinator declines: trends, impacts and drivers ». *Trends in Ecology & Evolution* 25(6):345-53. doi:10.1016/j.tree.2010.01.007.
- Pouliot, Mariève, Thorsten Treue, Beatrice Darko Obiri, et Boureima Ouedraogo. 2012. « Deforestation and the Limited Contribution of Forests to Rural Livelihoods in West Africa: Evidence from Burkina Faso and Ghana ». *AMBIO* 41(7):738-50. doi:10.1007/s13280-012-0292-3.
- Rajab, Yasmin Abou, Christoph Leuschner, Henry Barus, Aiyen Tjoa, et Dietrich Hertel. 2016. « Cacao Cultivation under Diverse Shade Tree Cover Allows High Carbon Storage and Sequestration without Yield Losses ». *PLOS ONE* 11(2):e0149949. doi:10.1371/journal.pone.0149949.
- Rampling, Emily E., Sophus O. S. E. zu Ermgassen, Isobel Hawkins, et Joseph W. Bull. 2024. « Achieving Biodiversity Net Gain by Addressing Governance Gaps Underpinning Ecological Compensation Policies ». *Conservation Biology* 38(2):e14198. doi:10.1111/cobi.14198.
- Ranjith, P. Udawatta, M. Rankoth Lalith, et Jose Shibu. 2019. « Agroforestry and Biodiversity ». <https://www.mdpi.com/2071-1050/11/10/2879>.
- Rice, Robert A., et Russell Greenberg. 2000. « Cacao Cultivation and the Conservation of Biological Diversity ». *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 29(3):167-73. doi:10.1579/0044-7447-29.3.167.
- Rohne Till, Emelie. 2022. « The Role of Agriculture in Economic Development ». P. 9-17 in *Agriculture for Economic Development in Africa: Evidence from Ethiopia*, édité par E. Rohne Till. Cham: Springer International Publishing.
- Roth, M. 1972. « Les pièges à eau colorés utilisés comme pots de Barber ». <https://core.ac.uk/reader/39884770>.
- Ruf, F., et H. Zadi. 1998. « Cocoa: from deforestation to reforestation. »
- Ruf, François, Youssoupha N'Dao, et Sylvaine Lemeilleur. 2013. « Certification du cacao, stratégie à hauts risques ».
- Sabas, Barima Yao Sadaiou, Konan Gislain Danmo, Kouakou Akoua Tamia Madeleine, et Jan Bogaert. 2020. « Cocoa production and forest dynamics in Ivory Coast from 1985 to 2019 ». *Land* 9(12). doi:10.3390/land9120524.
- Saj, Stéphane, Durot ,Claire, Mvondo Sakouma ,Kenneth, Tayo Gamo ,Kevin, et Marie-Louise and Avana-Tientcheu. 2017. « Contribution of associated trees to long-term species conservation, carbon storage and sustainability: a functional analysis of tree communities in

cacao plantations of Central Cameroon ». *International Journal of Agricultural Sustainability* 15(3):282-302. doi:10.1080/14735903.2017.1311764.

Schroth, Götz, Gustavo A. B. da Fonseca, Celia A. Harvey, Claude Gascon, Heraldo L. Vasconcelos, et Anne-Marie N. Izac. 2013. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press.

Schroth, Götz, et Celia A. Harvey. 2007. « Biodiversity Conservation in Cocoa Production Landscapes: An Overview ». *Biodiversity and Conservation* 16(8):2237-44. doi:10.1007/s10531-007-9195-1.

Seghieri, Josiane, et Jean-Michel Harmand. 2019. *Agroforesterie et services écosystémiques en zone tropicale*.

Shannon, C. E. 1948. « A mathematical theory of communication ». *The Bell System Technical Journal* 27(3):379-423. doi:10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x.

Simpson, E. H. 1949. « Measurement of Diversity ». *Nature* 163(4148):688-688. doi:10.1038/163688a0.

Singh, J. S. 2002. « The biodiversity crisis: A multifaceted review ». *Current Science* 82(6):638-47.

Soro, T. D., B. Dibi, et A. Traore. 2021. « Impact de La Variabilite Du Climat Sur La Recharge de La Nappe Des Aquifères Fractures Du Departement de Man : (Ouest de La Cote d'Ivoire) ». *Agronomie Africaine* 33(3):371-82.

de Souza, Pahlevi A., Lunian F. Moreira, Diógenes H. A. Sarmento, et Franciscleudo B. da Costa. 2018. « Cacao, théobrome, cacao ». P. 69-76 in *Exotic Fruits*, édité par S. Rodrigues, E. de Oliveira Silva, et E. S. de Brito. Academic Press.

Tabutin, Dominique, et Bruno Schoumaker. 2004. « La démographie de l'Afrique au sud du Sahara des années 1950 aux années 2000:Synthèse des changements et bilan statistique ». *Population* 59(3):521-622. doi:10.3917/popu.403.0521.

Tano, Assi Maxime. 2012. « Crise cacaoyère et stratégies des producteurs de la sous-préfecture de Meadji au sud-ouest ivoirien ». phdthesis, Université Toulouse le Mirail - Toulouse II.

Theis, Sebastian, Jonathan L. W. Ruppert, Karling N. Roberts, Charles K. Minns, Marten Koops, et Mark S. Poesch. 2020. « Compliance with and Ecosystem Function of Biodiversity Offsets in North American and European Freshwaters ». *Conservation Biology* 34(1):41-53. doi:10.1111/cobi.13343.

Triana, Daniela Linero, Camilo Andrés Correa-Ayram, et Jorge Velásquez-Tibatá. 2023. « Prioritizing Ecological Connectivity among Protected Areas in Colombia Using a Functional Approach for Birds ». 2023.09.12.557382.

Tscharntke, Teja, Yann Clough, Thomas C. Wanger, Louise Jackson, Iris Motzke, Ivette Perfecto, John Vandermeer, et Anthony Whitbread. 2012. « Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification ». *Biological Conservation* 151(1):53-59. doi:10.1016/j.biocon.2012.01.068.

Udawatta, Ranjith P., Lalith M. Rankoth, et Shibu Jose. 2021. « Agroforestry for Biodiversity Conservation ». P. 245-74 in *Agroforestry and Ecosystem Services*, édité par R. P. Udawatta et S. Jose. Cham: Springer International Publishing.

Wauchope, Hannah S., Sophus O. S. E. zu Ermgassen, Julia P. G. Jones, Harrison Carter, Henrike Schulte to Bühne, et E. J. Milner-Gulland. 2024. « What is a unit of nature? Measurement challenges in the emerging biodiversity credit market ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 291(2036):20242353. doi:10.1098/rspb.2024.2353.

Wibaux, Thomas. 2024. « Architecture et fonctionnement du cacaoyer (*Theobroma cacao L.*) – Variabilité dans des vergers en mélange de descendances et effets de l'ombrage ». phdthesis, Université de Montpellier (UM), FRA.

Wunder, Sven, Cecilia Fraccaroli, Joseph W. Bull, Trishna Dutta, Alison Eyres, Megan C. Evans, Bo Jellesmark Thorsen, Julia P. G. Jones, Martine Maron, Bart Muys, Andrea Pacheco, Asger Strange Olesen, Thomas Swinfield, Yitagesu Tekle Tegegne, Thomas B. White, Han Zhang, et Sophus O. S. E. zu Ermgassen. 2025. « Biodiversity Credits: An Overview of the Current State, Future Opportunities, and Potential Pitfalls ». *Business Strategy and the Environment* n/a(n/a). doi:10.1002/bse.70018.

Yashmita-Ulman, Manoj Singh, Awadhesh Kumar, et Madhubala Sharma. 2021. « Conservation of Wildlife Diversity in Agroforestry Systems in Eastern Himalayan Biodiversity Hotspot ». *Proceedings of the Zoological Society* 74(2):171-88. doi:10.1007/s12595-021-00361-x.

Young, Allen M. 1983. « Seasonal Differences in Abundance and Distribution of Cocoa-Pollinating Midges in Relation to Flowering and Fruit Set Between Shaded and Sunny Habitats of the La Lola Cocoa Farm in Costa Rica ». *Journal of Applied Ecology* 20(3):801-31. doi:10.2307/2403127.

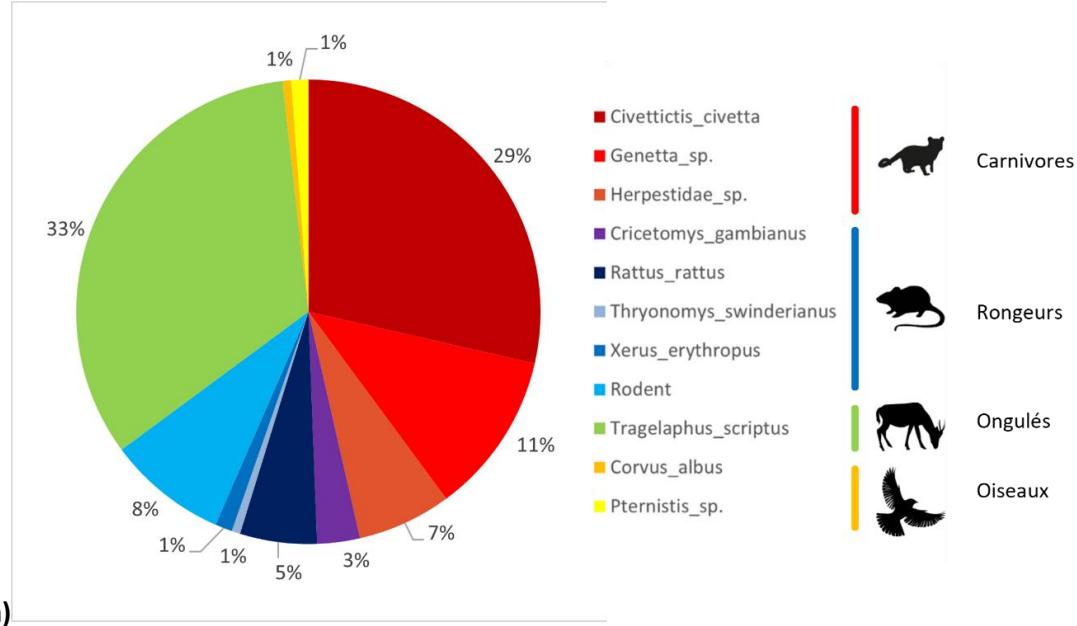
Zhu, Xiai, Wenjie Liu, Jin Chen, L. Adrian Bruijnzeel, Zhun Mao, Xiaodong Yang, Rémi Cardinael, Fan-Rui Meng, Roy C. Sidle, Steffen Seitz, Vimala D. Nair, Kazuki Nanko, Xin Zou, Chunfeng Chen, et Xiao Jin Jiang. 2020. « Reductions in Water, Soil and Nutrient Losses and Pesticide Pollution in Agroforestry Practices: A Review of Evidence and Processes ». *Plant and Soil* 453(1):45-86. doi:10.1007/s11104-019-04377-3.

## VIII. Annexes

**Annexe 1 :** Tableau reprenant les principales caractéristiques des parcelles sélectionnées pour l'étude.

Producteur	Code Yeyasso	Type agriculture	Surface champ (ha)	Surface terrière (m <sup>2</sup> )	GHA (m <sup>2</sup> /ha)
BIH VALENTIN	YEYAFT1511	bio	1,25	1,49	1,19
BIH WAGUE GERARD	YEYAFT1512	bio	2,16	2,15	1,00
BLEU DROH PACOME	YEYAFT1537	bio	1,4	11,52	8,23
BLEU LAMBERT	YEYAFT2799	bio	3,23	5,44	1,68
COULIBALY KOLOTOLOMAN	YEYAFT1540	bio	1,07	2,17	2,03
DION FULGENCE	YEYAFT1517	bio	0,6	1,77	2,94
DOUA JUSTIN	YEYAFT1546	bio	1,4	4,37	3,12
FLINDE JEAN VINCENT	YEYAFT2768	bio	1,72	6,01	3,49
GBE VIRGINIE	YEYAFT2755	bio	0,79	2,10	2,66
GBONGUE GUEU SEVERIN	YEYAFT1520	bio	0,79	10,61	13,43
GUEU HERVE SERGE	YEYAFT2801	bio	1,12	1,52	1,36
GUEU IVES	YEYAFT1521	bio	1,42	0,88	0,62
KESSE MARUIS	YEYAFT1565	bio	1,4	20,59	14,71
KESSE THERESE	YEYAFT1566	bio	1,72	19,46	11,31
KOUADIO DENIS	YEYAFT2773	bio	1,75	2,30	1,31
MAMADOU MATHIAS	YEYAFT2813	bio	0,86	2,63	3,06
OULAI ADELAIDE	YEYAFT2797	bio	0,84	1,53	1,82
OULAI APPOLINAIRE	YEYAFT1582	bio	1,55	10,02	6,47
OULAI LAURENT	YEYAFT1594	bio	2,0725	2,75	1,32
OULAI MARUIS	YEYAFT2808	bio	0,92	6,34	6,89
OULAI MATOMA AMELINE	YEYAFT2796	bio	0,8	1,47	1,83
OULAI PATRICE	YEYAFT2774	bio	1,76	2,15	1,22
OULE MARTINE	YEYAFT2803	bio	0,75	6,75	9,00
SADIA YOMO HILAIRE	YEYAFT1529	bio	1,12	2,27	2,03
SIABA HENRI	YEYAFT2776	bio	0,74	11,36	15,35
TIEMOKO LAZARE	YEYAFT3440	bio	1,62	2,46	1,52
TROH GERMAINE	YEYAFT2811	bio	2,43	1,46	0,60
TROH SEA DEOGO	YEYAFT1609	bio	1,41	2,40	1,70
YAO N'DRI SERGE	YEYAFT2778	bio	1,45	5,41	3,73
ABOU N'GUESSAN	YEYAFT1384	non bio	4,01	4,80	1,20
ATTOUNGRE YAO YVES	YEYAFT1385	non bio	3,72	1,70	0,46
BARRY MAMADOU	YEYAFT1458	non bio	1,5	7,61	5,08
COULIBALY BAN	YEYAFT1917	non bio	2,66	1,89	0,71
DION KOMY LAZARE	YEYAFT1496	non bio	1,54	3,17	2,06
DOUA BLEU PACOME	YEYAFT1411	non bio	0,88	2,54	2,89
GOBGE DIDIER	YEYAFT1934	non bio	2,8	10,45	3,73
GUEU TIEMOKO	YEYAFT1494	non bio	1,65	6,81	4,13
ISSOUF DIOMANDE	YEYAFT1401	non bio	0,9	5,58	6,19
JACQUES MOMINE	YEYAFT1977	non bio	2,48	23,55	9,49
KANGA KONAN ERIC	YEYAFT1420	non bio	1,73	2,58	1,49
KLA ERIC	YEYAFT1568	non bio	0,91	9,36	10,29
KLA JEAN	YEYAFT1941	non bio	1	18,85	18,85
KOFFI YAO ABOUDRAMANE	YEYAFT1422	non bio	1,42	2,00	1,41
KONE YACOUBA	YEYAFT1423	non bio	1,44	1,13	0,79
KOUASSI KOFFI LAZARE	YEYAFT1478	non bio	1,97	3,52	1,79
KOULE CAROLINE	YEYAFT2802	non bio	1,1	6,28	5,71
MAMADOU BAKAYOKO	YEYAFT1953	non bio	1,76	6,12	3,48
MARIAM BAKAYOKO	YEYAFT1955	non bio	1,43	0,95	0,67
MOMO LEON	YEYAFT1429	non bio	2,93	1,69	0,58
N'DRI KONAN MODESTE	YEYAFT1490	non bio	2,41	4,66	1,93
OUAI BODE DESIRE	YEYAFT1981	non bio	3,25	34,11	10,49
OUAI FABRICE	YEYAFT1434	non bio	1,04	6,07	5,84
SADIA ADRIEN	YEYAFT1498	non bio	1,06	3,85	3,63
SAWADOGO OUSMANE	YEYAFT1475	non bio	0,79	1,58	2,00
SORY ALASSANE	YEYAFT1976	non bio	1	2,31	2,31
SOUMAHORO MAMADOU	YEYAFT2535	non bio	1,09	1,79	1,64
TIA GBA SIMONE	YEYAFT1447	non bio	1,35	2,83	2,10
TIEMOKO DIDIER CHARLES	YEYAFT1449	non bio	1,09	7,49	6,87

**Annexe 2 :** Graphique des proportions de taxons (%) observés dans les champs à l'aide des PP, selon le nombre de détections indépendantes (sans tenir compte du nombre d'individus par détection) (a) et Tableau de classifications des taxons recensés indiquant l'ordre, la famille, le genre et l'espèce lorsque ces niveaux ont pu être déterminés. L'ordre Rodentia regroupe tous les rongeurs qui n'ont pas pu être identifiés. (b).



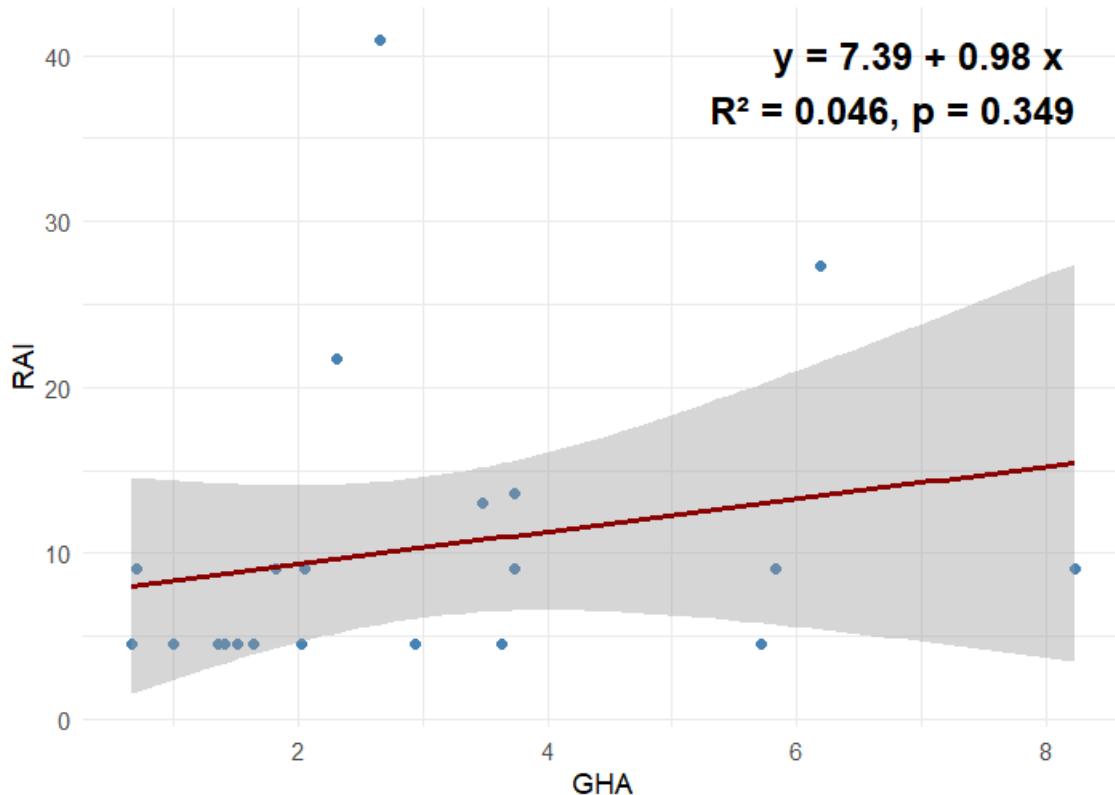
Ordre	Famille	Genre	Espèce
Carnivora	Viverridae	Civettictis	Civettictis civetta
Carnivora	Viverridae	Genetta	/
Carnivora	Herpestidae	/	/
Rodentia	Nesomyidae	Cricetomys	Cricetomys gambianus
Rodentia	Muridae	Rattus	Rattus rattus
Rodentia	Thryonomyidae	Thryonomys	Thryonomys swinderianus
Rodentia	Sciuridae	Xerus	Xerus erythropus
Rodentia	/	/	/
Artiodactyla	Bovidae	Tragelaphus	Tragelaphus scriptus
Passeriformes	Corvidae	Corvus	Corvus albus
Galliformes	Phasianidae	Pternistis	/

(b)

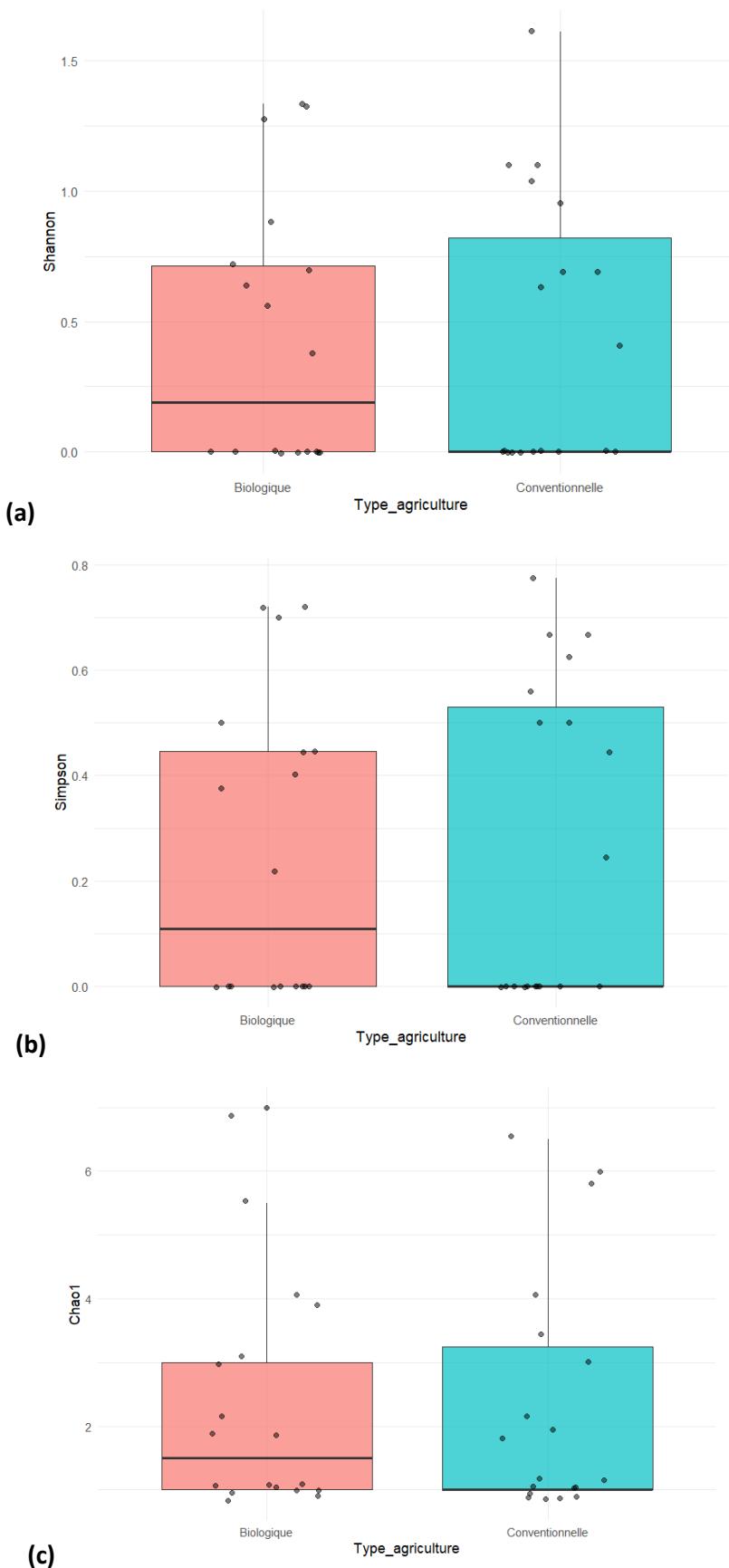
**Annexe 3 :** Tableau reprenant le nombre total d'individus selon les différents taxons observés ainsi que la proportion de chacun (%).

Taxon	Nb individus	Proportion (%)
Araneae	44	0,8
Coleoptera	327	6,0
Diptera	3128	57,2
Dictyoptera	39	0,7
Hemiptera	316	5,8
Hymenoptera	1179	21,5
Lepidoptera	359	6,6
Mollusca	1	0,0
Neuroptera	1	0,0
Orthoptera	13	0,2
Ver	5	0,1
Autre	61	1,1
<b>Total</b>	<b>5473</b>	<b>100,0</b>

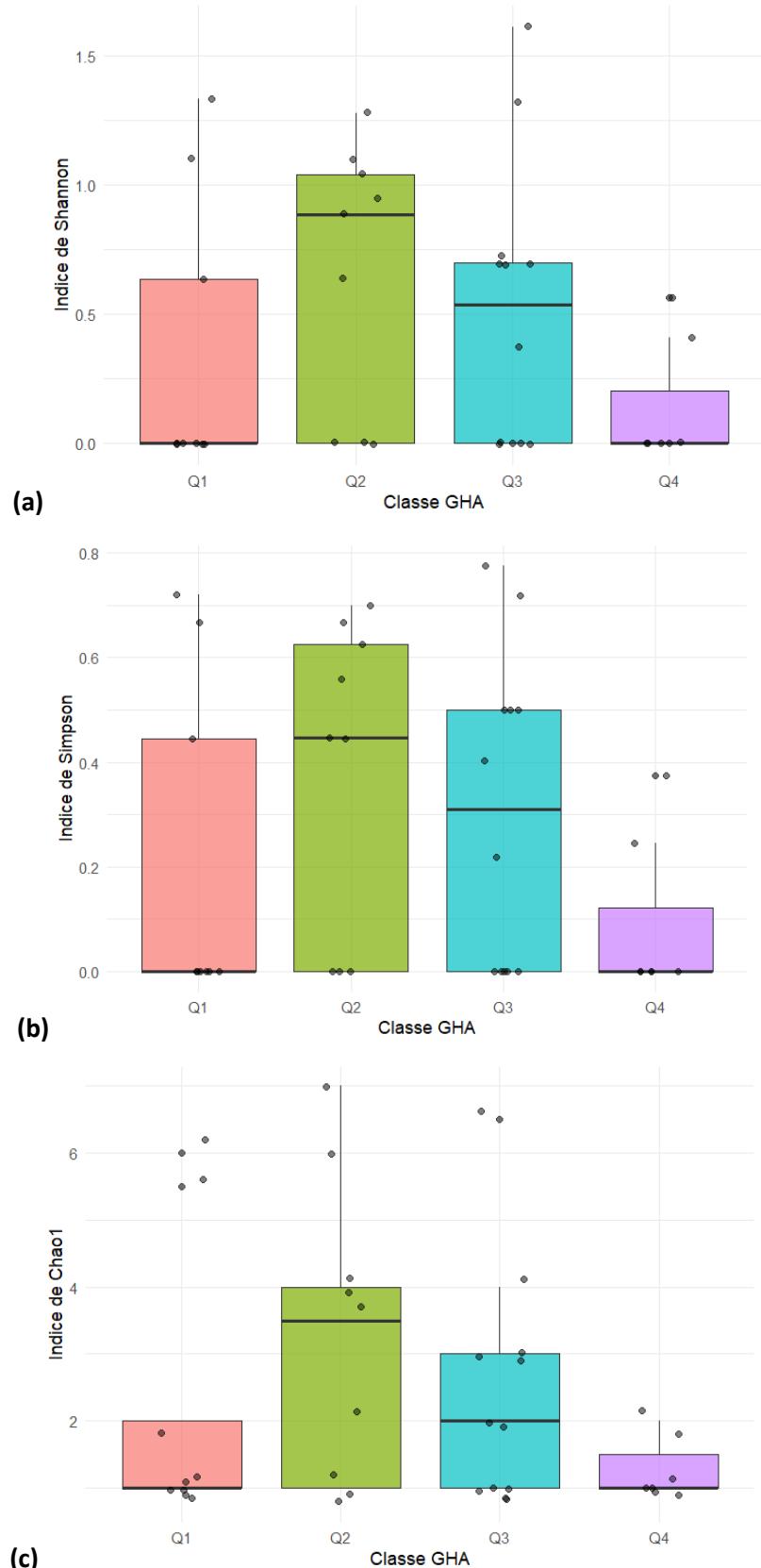
**Annexe 4 :** Régression linéaire du RAI de *C. civetta* en fonction de la densité d'arbres d'ombrage.



**Annexe 5 :** Boxplots comparant les indices de diversité alpha (Shannon **(a)**, Simpson **(b)** et Chao1 **(c)**) des communautés de mésofaune entre l'agriculture biologique et conventionnelle.



**Annexe 6 :** Boxplots comparant les indices de diversité alpha (Shannon **(a)**, Simpson **(b)** et Chao1 **(c)**) des communautés de mésofaune entre les différents groupes de GHA.



**Annexe 7 :** Boxplots comparant les indices de diversité alpha (Shannon **(a)**, Simpson **(b)** et Chao1 **(c)**) transformés (orderNorm) des familles d'insectes entre l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle.

