



UNIVERSITE DE YAOUNDE I
UNIVERSITY OF YAOUNDE I



FACULTE DES SCIENCES
FACULTY OF SCIENCE

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES
DEPARTMENT OF ANIMAL BIOLOGY AND PHYSIOLOGY

LABORATOIRE DE ZOOLOGIE
LABORATORY OF ZOOLOGY

**Influence des activités anthropiques sur la
myrmécofaune de deux zones agroécologiques
(Hauts plateaux de l'Ouest et zone humide à
pluviométrie bimodale) du Cameroun**

Thèse
Présentée en vue de l'obtention du Diplôme de Doctorat/Ph.D.
en Biologie des Organismes Animaux
Option Zoologie


Par
O BIOYO BELEME Françoise Irma
Matricule : 15X4738

Master ès Sciences

Sous la direction de
DJIETO-LORDON CHAMPLAIN
Professeur

Année Académique 2023-2024



<p>UNIVERSITÉ DE YAOUNDÉ I</p> <p>Faculté des Sciences</p> <p>Division de la Programmation et du Suivi des Activités Académiques</p>		<p>THE UNIVERSITY OF YAOUNDE I</p> <p>Faculty of Science</p> <p>Division of Programming and Follow-up of Academic Affairs</p>
<p>LISTE DES ENSEIGNANTS PERMANENTS</p>		<p>LIST OF PERMANENT TEACHING STAFF</p>

ANNÉE ACADEMIQUE 2024/2025

(Par Département et par Grade)

DATE D'ACTUALISATION 16 janvier 2025

ADMINISTRATION

1. **DOYEN** : OWONO OWONO Luc Calvin, *Professeur*
2. **VICE-DOYEN / DPSAA** : NDJIGUI Paul-Désiré, *Professeur*
3. **VICE-DOYEN / DSSE** : NYEGUE Maximilienne Ascension, *Professeur*
4. **VICE-DOYEN / DRC** : NOUNDJEU Pierre, *Maître de Conférences*
5. **Chef Division Administrative et Financière** : NDOYE FOE Florentine Marie Chantal, *Maître de Conférences*
6. **Chef Division des Affaires Académiques, de la Recherche et de la Scolarité DAARS** : AJEAGAH Gideon AGHAINDUM, *Professeur*

1- DÉPARTEMENT DE BIOCHIMIE (BC) (44)

N°	NOMS ET PRÉNOMS	GRADE	OBSERVATIONS
1.	BIGOGA DAIGA Jude	Professeur	En poste
2.	FEKAM BOYOM Fabrice	Professeur	En poste
3.	KANSCI Germain	Professeur	En poste
4.	MBACHAM FON Wilfred	Professeur	En poste
5.	MOUNDIPA FEWOU Paul	Professeur	<i>Chef de Département</i>
6.	NGUEFACK Julienne	Professeur	En poste
7.	NJAYOU Frédéric Nico	Professeur	En poste
8.	OBEN Julius ENYONG	Professeur	En poste

9.	ACHU Merci BIH	Maître de Conférences	En poste
10.	BEBEE Fadimatou	Maître de Conférences	En poste
11.	BEBOY EDJENGUELE Sara N.	Maître de Conférences	En poste
12.	FONKOUA Martin	Maître de Conférences	En poste
13.	AKINDEH MBUH NJI	Maître de Conférences	En poste
14.	ATOGHO Barbara MMA	Maître de Conférences	En poste
15.	AZANTSA KINGUE GABIN BORIS	Maître de Conférences	En poste
16.	BELINGA née NDOYE FOE F. M. C.	Maître de Conférences	<i>Chef DAF / FS</i>
17.	DAKOLE DABOY Charles	Maître de Conférences	En poste
18.	DONGMO LEKAGNE Joseph Blaise	Maître de Conférences	En poste

19.	DJUIDJE NGOUNOUE Marceline	Maître de Conférences	En poste
20.	DJUIKWO NKONGA Ruth Viviane	Maître de Conférences	En poste
21.	EFFA ONOMO Pierre	Maître de Conférences	<i>VD/FS/Univ Ebwa</i>
22.	EWANE Cécile Annie	Maître de Conférences	En poste
23.	KENGNE NOUEMSI Anne Pascale	Maître de Conférences	En poste
24.	KOTUE TAPTUE Charles	Maître de Conférences	En poste
25.	LUNGA Paul KEILAH	Maître de Conférences	En poste
26.	MANANGA Marlyse Joséphine	Maître de Conférences	En poste
27.	MBONG ANGIE M. Mary Anne	Maître de Conférences	En poste
28.	MOFOR née TEUGWA Clotilde	Maître de Conférences	<i>Doyen FS / UDs</i>
29.	NANA Louise épouse WAKAM	Maître de Conférences	En poste
30.	NGONDI Judith Laure	Maître de Conférences	En poste
31.	Palmer MASUMBE NETONGO	Maître de Conférences	En poste
32.	PECHANGOU NSANGOU Sylvain	Maître de Conférences	En poste
33.	TCHANA KOUATCHOUA Angèle	Maître de Conférences	En poste

34.	BAKWO BASSOGOG Christian Bernard	Chargé de Cours	En poste
35.	ELLA Fils Armand	Chargé de Cours	En poste
36.	EYENGA Eliane Flore	Chargée de Cours	En poste
37.	FOUPOUAPOUOGNIGNI Yacouba	Chargé de Cours	En poste
38.	KOUOH ELOMBO Ferdinand	Chargé de Cours	En poste
39.	MADIESSE KEMGNE Eugenie Aimée	Chargée de Cours	En poste
40.	MANJIA NJIKAM Jacqueline	Chargée de Cours	En poste

41.	MBOUCHE FANMOE Marceline J.	Chargée de Cours	En poste
42.	OWONA AYISSI Vincent Brice	Chargé de Cours	En poste
43.	WILFRED ANGIE ABIA	Chargé de Cours	En poste
44.	WOGUIA Alice Louise	Chargée de Cours	En poste

2- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE ANIMALES (BPA) (50)

1.	AJEAGAH Gideon AGHAINDUM	Professeur	<i>DAARS/FS</i>
2.	DJIETO LORDON Champlain	Professeur	En poste
3.	DZEUFIET DJOMENI Paul Désiré	Professeur	En poste
4.	ESSOMBA née NTSAMA MBALA	Professeure	<i>CD et Vice Doyen/FMSB/UIYI</i>
5.	KEKEUNOU Sévilor	Professeur	<i>Chef de Département</i>
6.	MEGNEKOU Rosette	Professeure	En poste
7.	NJAMEN Dieudonné	Professeur	En poste
8.	NOLA Moïse	Professeur	En poste
9.	TAN Paul VERNYUY	Professeur	En poste
10.	TCHUEM TCHUENTE Louis Albert	Professeur	<i>Inspecteur de service / Coord.Progr./MINSANTE</i>
11.	ZEBAZE TOGOUET Serge Hubert	Professeur	En poste

12.	ALENE Désirée Chantal	Maître de Conférences	<i>Vice Doyen/ Uté Ebwa</i>
13.	ATSAMO Albert Donatien	Maître de Conférences	En poste
14.	BILANDA Danielle Claude	Maître de Conférences	En poste
15.	DJILOGUE Séfirin	Maître de Conférences	En poste

16.	GOUNOUE KAMKUMO Raceline épse FOTSING	Maître de Conférences	En poste
17.	JATSA BOUKENG Hermine épse MEGAPTCHE	Maître de Conférences	En Poste
18.	KANDEDA KAVAYE Antoine	Maître de Conférences	En poste
19.	LEKEUFACK FOLEFACK Guy B.	Maître de Conférences	En poste
20.	MAHOB Raymond Joseph	Maître de Conférences	En poste
21.	MBENOUN MASSE Paul Serge	Maître de Conférences	En poste
22.	MOUNGANG Luciane Marlyse	Maître de Conférences	En poste
23.	NOAH EWOTI Olive Vivien	Maître de Conférences	En poste
24.	MONY Ruth épse NTONE	Maître de Conférences	En Poste
25.	MVEYO NDANKEU Yves Patrick	Maître de Conférences	En poste
26.	NGUEGUIM TSOFACK Florence	Maître de Conférences	En poste
27.	NGUEMBOCK	Maître de Conférences	En poste
28.	TADU Zephyrin	Maître de Conférences	En poste
29.	TAMSA ARFAO Antoine	Maître de Conférences	En poste
30.	TOMBI Jeannette	Maître de Conférences	En poste
31.	YEDE	Maître de Conférences	En poste

32.	AMBADA NDZENGUE GEORGIA ELNA	Chargée de Cours	En poste
33.	BASSOCK BAYIHA Etienne Didier	Chargé de Cours	En poste
34.	ETEME ENAMA Serge	Chargé de Cours	En poste
35.	FEUGANG YOUUMSSI François	Chargé de Cours	En poste
36.	FOKAM Alvine Christelle Epse KENGNE	Chargée de Cours	En poste

37.	FOSSI TANKOUA Olivia Epse DJEUTCHOUANG SAYANG	Chargée de Cours	En poste
38.	GONWOUO NONO Legrand	Chargé de Cours	En poste
39.	KOGA MANG Dobará	Chargé de Cours	En poste
40.	LEME BANOCK Lucie	Chargée de Cours	En poste
41.	MAPON NSANGOU Indou	Chargé de Cours	En poste
42.	METCHI DONFACK Mireille Flaure EPSE GHOUMO	Chargée de Cours	En poste
43.	NDENGUE Jean De Matha	Chargé de Cours	En poste
44.	NGOUATEU KENFACK Omer Bébé	Chargé de Cours	En poste
45.	NJUA Clarisse YAFI	Chargée de Cours	<i>Cheffe Div. U. Bamenda</i>
46.	NWANE Philippe Bienvenu	Chargé de Cours	En poste
47.	YOUNOUSSA LAME	Chargé de Cours	En poste
48.	ZEMO GAMO Franklin	Chargé de Cours	En poste

49.	KODJOM WANCHE Jacguy Joyce	Assistante	En poste
-----	----------------------------	------------	----------

3- DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE ET PHYSIOLOGIE VÉGÉTALES (BPV) (37)

1.	AMBANG Zachée	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	BIYE Elvire Hortense	Professeure	En poste
3.	DJOCGOUE Pierre François	Professeur	En poste
4.	MBOLO Marie	Professeure	En poste
5.	NDONGO BEKOLO	Professeur	En poste
6.	ZAPFACK Louis	Professeur	En poste

7.	ANGONI Hyacinthe	Maître de Conférences	En poste
8.	DJEUANI Astride Carole	Maître de Conférences	En poste
9.	MAHBOU SOMO TOUKAM Gabriel	Maître de Conférences	En poste
10.	MALA Armand William	Maître de Conférences	En poste
12.	NGALLE Hermine BILLE	Maître de Conférences	En poste
13.	NGONKEU MAGAPTCHE Eddy L.	Maître de Conférences	<i>CT/MINRESI</i>
14.	TONFACK Libert Brice	Maître de Conférences	En poste
15.	TSOATA Esaïe	Maître de Conférences	En poste
16.	ONANA Jean Michel	Maître de Conférences	En poste

17.	DIDA LONTSI Sylvere Landry	Chargé de Cours	En poste
18.	GONMADGE Christelle	Chargé de Cours	En poste
19.	MAFFO MAFFO Nicole Liliane	Chargé de Cours	En poste
20.	MANGA NDJAGA JUDE	Chargé de Cours	En poste
21.	NNANGA MEBENGA Ruth Laure	Chargée de Cours	En poste
22.	NOUKEU KOUAKAM Armelle	Chargée de Cours	En poste
23.	NSOM ZAMBO EPSE PIAL Annie Claude	Chargée de Cours	<i>En détachement/UNESCO MALI</i>

24.	GODSWILL NTSOMBOH NTSEFONG	Chargé de Cours	En poste
25.	KABELONG BANAHOU Louis- Paul-Roger	Chargé de Cours	En poste
26.	KONO Léon Dieudonné	Chargé de Cours	En poste
27.	LIBALAH Moses BAKONCK	Chargé de Cours	En poste
28.	LIKENG-LI-NGUE Benoit C	Chargé de Cours	En poste
29.	TAEDOUNG Evariste Hermann	Chargé de Cours	En poste
30.	TEMEGNE NONO Carine	Chargée de Cours	En poste
31.	BOLIE Hubert	Assistant	En poste
33.	MACHE NKOUANDEU Pasma	Assistante	En poste
34.	MAFFO FOKOU Adèle	Assistante	En poste
35.	METSEBING Blondo-Pascal	Assistant	En poste
36.	NTONMEN YPNKEU Amandine Flore	Assistante	En poste
37.	ONANA EBODE Clotaire	Assistant	En poste

4- DÉPARTEMENT DE CHIMIE INORGANIQUE (CI) (28)

1.	GHOGOMU Paul MINGO	Professeur	<i>Ministre Chargé de Mission PR</i>
2.	NANSEU NJIKI Charles Péguy	Professeur	En poste
3.	NDIFON Peter TEKE	Professeur	<i>CT MINRESI</i>
4.	NGOMO Horace MANGA	Professeur	<i>Vice Chancellor/UB</i>
5.	NJIOMOU C. épouse DJANGANG	Professeur	En poste
6.	NJOYA Dayirou	Professeur	En poste

7.	ACAYANKA Elie	Maître de Conférences	En poste
8.	EMADAK Alphonse	Maître de Conférences	En poste
9.	KAMGANG YOUBI Georges	Maître de Conférences	En poste
10.	KEMMEGNE MBOUGUEM Jean C.	Maître de Conférences	En poste
11.	KENNE DEDZO GUSTAVE	Maître de Conférences	En poste
12.	MBEY Jean Aimé	Maître de Conférences	En poste
13.	NDI Julius NSAMI	Maître de Conférences	<i>Chef de Département</i>
14.	NEBAH Née NDOSIRI Bridget NDOYE	Maître de Conférences	<i>Sénatrice/SENAT</i>

15	NYAMEN Linda Dyorisse	Maître de Conférences	En poste
16	PABOUDAM GBAMBIE AWAWOU	Maître de Conférences	En poste
17	TCHAKOUTE KOUAMO Hervé	Maître de Conférences	En poste
18	BELIBI BELIBI Placide Désiré	Maître de Conférences	<i>Chef Service/ ENS Bertoua</i>
19	CHEUMANI YONA Arnaud M.	Maître de Conférences	En poste
20	KOUOTOU DAOUDA	Maître de Conférences	En poste

21.	MAKON Thomas Beauregard	Chargé de Cours	En poste
22.	NCHIMI NONO KATIA	Chargée de Cours	En poste
23.	NJANKWA NJABONG N. Eric	Chargé de Cours	En poste
24.	PATOUOSSA ISSOFA	Chargé de Cours	En poste
25.	SIEWE Jean Mermoz	Chargé de Cours	En Poste
26.	BOYOM TATCHEMO Franck W.	Assistant	En Poste
27.	DANTIO NGUELA Christian Brice	Assistant	En poste
28.	LEKENE NGOUATEU Reine	Assistant	En poste

6- DÉPARTEMENT DE CHIMIE ORGANIQUE (CO) (33)			
1.	Alex de Théodore ATCHADE	Professeur	<i>DEPE/Univ. Bertoua</i>
2.	DONGO Etienne	Professeur	<i>Vice-Doyen/FSE/UIYI</i>
3.	NGOUELA Silvère Augustin	Professeur	<i>Chef de Département/UDS</i>
4.	PEGNYEMB Dieudonné Emmanuel	Professeur	<i>Recteur UBertoua/ Chef de Département</i>
5.	MBAZOA née DJAMA Céline	Professeur	En poste
6.	MKOUNGA Pierre	Professeur	En poste
7	AMBASSA Pantaléon	Maître de Conférences	En poste
8	EYONG Kenneth OBEN	Maître de Conférences	<i>Director/HTTTC/UBda</i>
9	FOTSO WABO Ghislain	Maître de Conférences	En poste
1	KAMTO Eutrophe Le Doux	Maître de Conférences	En poste
1	KENMOGNE Marguerite	Maître de Conférences	En poste
1	MVOT AKAK CARINE	Maître de Conférences	En poste
1.	NGOMO Orléans	Maître de <conférences	En poste
1.	NGO MBING Joséphine	Maître de Conférences	<i>Chef de Cellule MINRESI</i>
1.	NGONO BIKOBO Dominique Serge	Maître de Conférences	<i>Chef Div./MINESUP</i>
1	NOTE LOUGBOT Olivier Placide	Maître de Conférences	<i>Dir ENS/Uté Bertoua</i>
1	NOUNGOUE TCHAMO Diderot	Maître de Conférences	En poste
1	TABOPDA KUATE Turibio	Maître de Conférences	En poste
1	TAGATSING FOTSING Maurice	Maître de Conférences	En poste
2	OUAHOUE WACHE Blandine M.	Maître de Conférences	En poste

2	ZONDEGOUMBA Ernestine	Maître de Conférences	En poste
---	-----------------------	-----------------------	----------

22	MELONG Radius	Chargé de Cours	En poste
23	MESSI Angélique Nicolas	Chargé de Cours	En poste
24	MUNVERA MFIFEN Aristide	Chargé de Cours	En poste
25	NGNINTEDO Dominique	Chargé de Cours	En poste
26	NONO NONO Éric Carly	Chargé de Cours	En poste
27	OUETE NANTCHOUANG Judith Laure	Chargée de Cours	En poste
28	SIELINOU TEDJON Valérie	Chargé de Cours	En poste
29	TCHAMGOUE Joseph	Chargé de Cours	En poste
30	TSAFFACK Maurice	Chargé de Cours	En poste
31	TSAMO TONTSA Armelle	Chargée de Cours	En poste
32	TSEMEUGNE Joseph	Chargé de Cours	En poste

33	NDOGO ETEME Olivier	Assistant	En poste
34	NGUEMDJO CHIMEZE Valery Wilfried	Assistant	En poste

6- DEPARTEMENT DES ENERGIES RENOUVELABLES (ER) (1)			
	BODO Bertrand	Professeur	<i>Chef de Département</i>

7- DÉPARTEMENT D'INFORMATIQUE (IN) (22)

1.	ATSA ETOUNDI Roger	Professeur	<i>Chef de Division des SI/MINESUP</i>
2.	FOUDA NDJODO Marcel Laurent	Professeur	<i>Inspecteur Général Académique/ MINESUP</i>
3.	NDOUNDAM René	Professeur	En poste

4.	ABESSOLO ALO'O Gislain	Maître de Conférences	<i>CTI/MINFOPRA</i>
5.	MELATAGIA YONTA Paulin	Maitre de Conférences	En poste
6.	TSOPZE Norbert	Maître de Conférences	En poste

6.	AMINOU HALIDOU	Chargé de Cours	<i>Chef de Département</i>
7.	DJAM Xaviera YOUH - KIMBI	Chargée de Cours	En Poste
8.	DOMGA KOMGUEM Rodrigue	Chargé de Cours	En poste
9.	EBELE Serge Alain	Chargé de Cours	En poste
10.	EKODECK Stéphane Gaël Raymond	Chargé de Cours	En poste
11.	HAMZA Adamou	Chargé de Cours	En poste
12.	JIOMEKONG AZANZI Fidel	Chargé de Cours	En poste
13.	KOUOKAM KOUOKAM E. A.	Chargé de Cours	En poste
15.	MESSI NGUELE Thomas	Chargé de Cours	<i>Chef de Département/Génie Info./U Ebolowa</i>
16.	MONTHE DJIADEU Valery M.	Chargé de Cours	En poste

17.	NZEKON NZEKO'O Armel Jacques	Chargé de Cours	En poste
18.	OLLE OLLE Daniel Claude Georges Delort	Chargé de Cours	<i>Directeur Adjoint ENSET Ebolowa</i>
19.	TAPAMO Hyppolite	Chargé de Cours	En poste

20.	BAYEM Jacques Narcisse	Assistant	En poste
21.	MAKEMBE. S. Oswald	Assistant	<i>Directeur CUTI</i>
22.	MAXWELL NDOGNKON MANGA	Assistant	En poste
23.	NDOM Francis Rollin	Assistant	En poste
24.	NGUIMEYA TSOFAK Baudoin	Assistant	En poste
24.	NKONDOCK. MI BAHANACK. N.	Assistant	En poste

8- DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES (MA) (34)

1.	AYISSI Raoult Domingo	Professeur	<i>Chef de Département/D. ENSPY</i>
----	-----------------------	------------	---

2.	KIANPI Maurice	Maître de Conférences	En poste
3.	MBANG Joseph	Maître de Conférences	En poste
4.	MBEHOU Mohamed	Maître de Conférences	<i>Chef de Division/ENSPY</i>
5.	MBELE BIDIMA Martin Ledoux	Maître de Conférences	En poste
6.	NOUNDJEU Pierre	Maître de Conférences	<i>VDRC/FS/Uyi</i>

7.	TAKAM SOH Patrice	Maître de Conférences	En poste
8.	TCHAPNDA NJABO Sophonie B.	Maître de Conférences	<i>Directeur/AIMS Rwanda</i>
9.	TCHOUNDJA Edgar Landry	Maître de Conférences	En poste

10	AGHOUKENG JIOFACK Jean Gérard	Chargé de Cours	<i>Chef Cellule MINEPAT</i>
11	BOGSO ANTOINE Marie	Chargé de Cours	En poste
12	BITYE MVONDO Esther	Chargé de Cours	En poste
13	CHENDJOU Gilbert	Chargé de Cours	En poste
14	DJIADEU NGAHA Michel	Chargé de Cours	En poste
15	DOUANLA YONTA Herman	Chargé de Cours	En poste
16	KIKI Maxime Armand	Chargé de Cours	En poste
17	KOKOMO AYISSI Eric Brice	Chargé de Cours	En poste (transfert de l'université de Douala)
18	LOUMNGAM KAMGA Victor	Chargé de Cours	En poste
19	MBAKOP Guy Merlin	Chargé de Cours	En poste
20	MBATAKOU Salomon Joseph	Chargé de Cours	En poste
21	MENGUE MENGUE David Joël	Chargé de Cours	<i>Chef Dpt /ENS Université d'Ebolowa</i>
22	MBIAKOP Hilaire George	Chargé de Cours	En poste
23	NGUEFACK Bernard	Chargé de Cours	En poste
24	NIMPA PEFOUKEU Romain	Chargée de Cours	En poste
25	OGADOA AMASSAYOGA	Chargée de Cours	En poste
26	POLA DOUNDOU Emmanuel	Chargé de Cours	<i>En stage</i>
27	TENKEU JEUFACK Yannick Léa	Chargé de Cours	En poste

28	TCHEUTIA Daniel Duviol	Chargé de Cours	En poste
29	TETSADJIO TCHILEPECK M. Eric.	Chargé de Cours	En poste

30	EBODE ATANGANA Pie Désiré	Assistant	En poste
31	FOKAM Jean Marcel	Assistant	En poste
32	GUIDZAVAI KOUCHERE Albert	Assistant	En poste
33	MAMA ASSANDJE Prosper	Assistant	En poste
34	MANN MANYOMBE Martin Luther	Assistant	En poste
35	MEFENZA NOUNTU Thiery	Assistant	En poste
36	NYOUMBI DLEUNA Christelle	Assistant	En poste

9 - DÉPARTEMENT DE MICROBIOLOGIE (MIB) (24)

1.	ESSIA NGANG Jean Justin	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	KOUITCHEU MABEKU Epse KOUAM Laure Brigitte	Professeure	En poste
3.	MUNE MUNE Martin Alain	Professeur	En poste
4.	NYEGUE Maximilienne Ascension	Professeure	<i>Vice-Doyen / DSSE</i>
5.	RIWOM Sara Honorine	Professeure	En poste
6.	SADO KAMDEM Sylvain Leroy	Professeur	En poste

7.	ASSAM ASSAM Jean Paul	Maître de Conférences	<i>Doyen/FASA/UDs</i>
----	-----------------------	-----------------------	-----------------------

8.	BOUGNOM Blaise Pascal	Maître de Conférences	En poste
9.	NJIKI BIKOÏ Jacky	Maître de Conférences	En poste
10	TCHIKOUA Roger	Maître de Conférences	<i>Chef de Service de la Scolarité</i>

11	EHETH Jean Samuel	Chargé de Cours	En poste
12	ESSONO Damien Marie	Chargé de Cours	En poste
13	EZO'O MENGO Fabrice Téléfor	Chargé de Cours	En poste
14	LAMYE Glory MOH	Chargé de Cours	En poste
15	MEYIN A EBONG Solange	Chargée de Cours	En poste
16	MONI NDEDI Esther Del Florence	Chargée de Cours	<i>Cheffe de service/DAAC/UIYI</i>
17	NKOUDOU ZE Nardis	Chargé de Cours	En poste
18	NKOUÉ TONG Abraham	Chargé de Cours	En poste
19	NGOUE NAM Romial Joël	Chargé de Cours	En poste
20	NJAPNDOUNKE Bilkissou	Chargé de Cours	En poste
21	TAMATCHO KWEYANG Blandine Pulchérie	Chargée de Cours	En poste
22	SAKE NGANE Carole Stéphanie	Chargée de Cours	En poste
23	TOBOLBAÏ Richard	Chargé de Cours	En poste

24	ZO'O EZO'O Fabrice Téléfor	Assistant	En poste
25	MAYI Marie Paule Audrey	Assistante	En poste

10. DEPARTEMENT DE PHYSIQUE (PHY) (45)

1.	BEN- BOLIE Germain Hubert	Professeur	En poste
2.	BIYA MOTTO Frédéric	Professeur	<i>DG/HYDRO Mekin</i>
3.	DJUIDJE KENMOE ép. ALOYEM	Professeur	En poste
4.	EKOBENA FOU DA Henri Paul	Professeur	<i>Vice-Recteur. Uté Ngaoundéré</i>
5.	ESSIMBI ZOBO Bernard	Professeur	En poste
6.	EYEBE FOU DA Jean sire	Professeur	En poste
7.	FEWO Serge Ibraïd	Professeur	En poste
8.	HONA Jacques	Professeur	En poste
9.	NANA ENGO Serge Guy	Professeur	En poste
10.	NANA NBENDJO Blaise	Professeur	<i>Chef de Département/Uni. Bertoua</i>
11.	NDJAKA Jean Marie Bienvenu	Professeur	<i>Chef de Département</i>
12.	NJANDJOCK NOUCK Philippe	Professeur	En poste
13.	SAIDOU	Professeur	<i>Chef de centre/IRGM/MINRESI</i>
14.	SIEWE SIEWE Martin	Professeur	En poste
15.	SIMO Elie	Professeur	En poste
16.	TABOD Charles TABOD	Professeur	<i>Doyen FS/Univ/Bda</i>
17.	TCHAWOUA Clément	Professeur	En poste
18.	WOAFO Paul	Professeur	En poste
19.	ZEKENG Serge Sylvain	Professeur	En poste
20.	VONDOU Derbetini Appolinaire	Professeur	En poste

21.	ENYEGUE A NYAM épouse BELINGA	Maître de Conférences	<i>Cheffe de Div./ENSPY</i>
22.	FOUEJIO David	Maître de Conférences	<i>Chef Cell/MINADER</i>
23.	MBINACK Clément	Maître de Conférences	En poste
24.	MBONO SAMBA Yves Christian U.	Maître de Conférences	En poste
25.	MELI'I Joelle Larissa	Maître de Conférences	En poste
26.	MVOGO ALAIN	Maître de Conférences	En poste
27.	NDOP Joseph	Maître de Conférences	En poste
28.	WAKATA née BEYA Annie Sylvie	Maître de Conférences	<i>Secrétaire Générale /UYII</i>
29.	WOULACHE Rosalie Laure	Maître de Conférences	<i>Absente de son poste</i>
30.	ABDOURAHIMI	Chargé de Cours	En poste
31.	AYISSI EYEBE Guy François Valérie	Chargé de Cours	En poste
32.	CHAMANI Roméo	Chargé de Cours	En poste
33.	DJIOTANG TCHOTCHOU Lucie Angennes	Chargée de Cours	En poste
34.	EDONGUE Hervais	Chargé de Cours	En poste
35.	KAMENI NEMATCHOUA Modeste	Chargé de Cours	En poste

36.	LAMARA Maurice	Chargé de Cours	En poste
37.	NGA ONGODO Dieudonné	Chargé de Cours	En poste
38.	OTTOU ABE Martin Thierry	Chargé de Cours	Chef de Div./DIPD/UIYI
39.	SOUFFO TAGUEU Merimé	Chargé de Cours	En poste
40.	TCHAPET NJAFA Jean-Pierre	Chargé de Cours	Chef Ser. Adj./FLASH/UIYI
41.	TEYOU NGOUPO Ariel	Chargé de Cours	En poste
42.	TOGUEU MOTCHEYO Alain Bertrand	Chargé de Cours	En poste
43.	WANDJI NYAMSI William	Chargé de Cours	En poste
44.	ETEME Armand Sylvain	Assistant	En poste
45.	NGO MOUELLAS épouse LOTHIN	Assistante	En poste
46.	TCHODIMOU Carole	Assistant	En poste
47.	SOUFFO TAGUEU Merimé	Assistant	En poste

11- DÉPARTEMENT DE SCIENCES DE LA TERRE (ST) (34)

1.	BISSO Dieudonné	Professeur	<i>Chef de Département</i>
2.	EKOMANE Emile	Professeur	<i>Chef Div./Uté Ebolowa</i>
3.	GANNO Sylvestre	Professeur	En poste
4.	NDJIGUI Paul-Désiré	Professeur	<i>Vice-Doyen /DPSAA</i>
5.	NGUEUTCHOUA Gabriel	Professeur	<i>CEA/MINRESI</i>
6.	NGOS III Simon	Professeur	En poste
7.	NKOUMBOU Charles	Professeur	En poste

8.	ONANA Vincent Laurent	Professeur	<i>Chef de Département/Uté. Eb.</i>
9.	YENE ATANGANA Joseph Q.	Professeur	<i>Chef Div. /MINTP</i>
10.	TCHOUANKOUE Jean Pierre	Professeur	En poste

11.	Elisé SABABA	Maitre de Conférences	En poste
12.	EYONG John TAKEM	Maître de Conférences	En poste
13.	FUH Calistus Gentry	Maître de Conférences	<i>Sec. D'Etat/MINMIDT(ai)</i>
14.	MAMDEM TAMTO Lionelle Estelle, épouse BITOM	Maitre de Conférences	En poste
15.	MBIDA YEM	Maître de Conférences	En poste
16.	MBESSE Cécile Olive	Maitre de Conférences	En poste
17.	METANG Victor	Maître de Conférences	En poste
18.	NGO BIDJECK Louise Marie	Maître de Conférences	En poste
19.	NJILAH Isaac KONFOR	Maître de Conférences	En poste
20.	NTSAMA ATANGANA Jacqueline	Maître de Conférences	En poste
21.	TCHAKOUNTE Jacqueline épse NUMBEM	Maître de Conférences	<i>Chef. Cell /MINRESI</i>
22.	TCHAPTCHET TCHATO De P.	Maître de Conférences	En poste
23.	TEMGA Jean Pierre	Maître de Conférences	En poste
24.	ZO'O ZAME Philémon	Maître de Conférences	<i>DG/ART</i>

25.	ANABA ONANA Achille Basile	Chargé de Cours	En poste
-----	----------------------------	-----------------	----------

26.	KOAH NA LEBOGO Serge P.	Chargé de Cours	En poste
27.	NGO BELNOUN Rose Noël	Chargée de Cours	En poste
28.	NGO'O ZE ARNAUD	Chargé de Cours	En poste
29.	NOMO NEGUE Emmanuel	Chargé de Cours	En poste
30.	TEHNA Nathanaël	Chargé de Cours	En poste
31.	TENE DJOUKAM Joëlle Flore, épouse KOUANKAP NONO	Chargée de Cours	En poste
32.	FEUMBA Roger	Chargé de Cours	En poste
33.	MBANGA NYOBE Jules	Chargé de Cours	En poste

Répartition chiffrée des Enseignants de la Faculté des Sciences de l'Université de Yaoundé I

NOMBRE D'ENSEIGNANTS

DÉPARTEMENT	Professeurs	Maîtres de Conférences	Chargés de Cours	Assistants	Total
BCH	08 (01)	25 (15)	11 (05)	00 (00)	44 (21)
BPA	12 (02)	18 (06)	16 (06)	01 (01)	47 (15)
BPV	08 (02)	10 (03)	14 (06)	06 (03)	39 (14)
CI	06 (01)	14 (02)	05 (01)	03 (01)	28 (05)
CO	06 (01)	14 (05)	12 (03)	02 (00)	33 (09)
ER	01 (00)	/	/	/	01 (0)
IN	03 (00)	03 (00)	13 (01)	06 (00)	24 (01)
MAT	01 (00)	08 (00)	20 (01)	07 (01)	36 (02)
MIB	05 (03)	05 (01)	13 (06)	01 (01)	24 (11)
PHY	17 (01)	11 (04)	15 (01)	04 (02)	45 (08)
ST	10 (00)	14 (05)	09 (02)	00 (00)	33 (07)
Total	67 (11)	122 (41)	128 (32)	30 (09)	342 (88)

Soit un total de **360 (94)** dont :

- Professeurs **67 (11)**
- Maîtres de Conférences **122 (41)**
- Chargés de Cours **128 (32)**
- Assistants **30 (09)**

() = Nombre de Femmes **94**

ENSEIGNANTS SOUS CONTRAT DE COLLABORATION

1.	BELL JOSEPH MARTIN	547019U	17/06/1957	Sakbayeme	M	10/11/1986	RETRAITE - CONTRAT DE COLLABORATION	PR
2.	DJOUFAC WOUFMO EMMANUEL	547069Z	09/01/1957	Ngaoundéré	M	04/05/1990	RETRAITE - CONTRAT DE COLLABORATION	PR
3.	FOMENA ABRAHAM	546778X	10/11/1958	Batcham	M	01/12/1986	RETRAITE - CONTRAT DE COLLABORATION	PR
4.	GHOGOMU TIH RAPH	547004-K	23/12/1956	BAMBALANG	M	13/10/1982	RETRAITE - CONTRAT DE COLLABORATION	PR
5.	KAMTCHOUING PIERRES	143299X	13/09/1955	Nkongsamba	M	01/10/1988	RETRAITE - CONTRAT DE COLLABORATION	PR
6.	NGADJUI TCHALEU BONAVENTURE	546959-G	15/09/1953	FONTSIGA	M	12/08/1982	RETRAITE - CONTRAT DE COLLABORATION	PR
7.	NGO BILONG ANASTASIE épouse TIH	546164-I	27/12/1955	MBANGA	F	28/07/2000	RETRAITE - CONTRAT DE COLLABORATION	MC
8.	NKENGFAK EPHRAIM AUGUSTIN	546948-F	17/06/1955	YAOUNDE	M	01/09/1983	RETRAITE - CONTRAT DE COLLABORATION	PR
9.	NDIKONTAR MAURICE KOR	169784G	09/05/1958	Mbaa	M	10/01/1991	RETRAITE - CONTRAT DE COLLABORATION-EN COURS DE SIGNATURE	PR
10.	NJIOKOU FLOBERT	547321H	11/06/1958	Nkongsamba	M	03/05/1993	RETRAITE - CONTRAT DE COLLABORATION-EN COURS DE SIGNATURE	PR
11.	BENG NEE NINTCHOM PENLAP VERONIQUE	546643B	07/01/1957	Melong I	F	02/10/1992	RETRAITE-CONTRAT DE COLLABORATION	PR
12.	FOKOU ELIE	546725J	08/06/1957	Fiéla-Bamendjinda	M	01/04/1988	RETRAITE-CONTRAT DE COLLABORATION EN COURS DE FINALISATION	PR
13.	TCHOUANKEU JEAN CLAUDE	547295-E	06/01/1959	Douala	M	01/12/1989	RETRAITE-CONTRAT DE COLLABORATION EN COURS DE FINALISATION	PR
14.	BOYOMO ONANA						CONTRATS TRAITES LORS DU CONSEIL D'UNIVERSITE DU 12 JUILLET 2024	MC
15.	WANDJI JEAN	162242M	09/06/1958	Bangou	M			UYI
16.	YOUMBI EMMANUEL	547332Z	12/02/1959	Bangou	M	Bangou		PR
17.	NGODO MELINGUI JEAN	500475X	05/09/1958	Endoum		20/10/2005		MC
18.	KOFANE TIMOLEON CREPIN							PR

19.	NGAMENI EMMANUEL	547277-C	24/04/1959	Mbanga	M		PR
20.	BITOM DIEUDONNE	547050X	23/11/1958	Ambam	M		PR

DEDICACE



A

La Congrégation Santo Domingo,

Le premier jour, nous nous rendons compte que nous ne savons pratiquement rien, mais nous croyons qu'une étude approfondie du phénomène accroîtra nos connaissances et réduira d'autant notre ignorance. Cependant, nous découvrons avec le temps qu'au lieu de diminuer, notre sentiment d'ignorance ne fait que croître, qu'il croît par ailleurs plus vite que notre compréhension, parce que la solution apportée à chaque problème révèle l'existence d'un certain nombre de nouveaux problèmes. Nous éprouvons néanmoins de la satisfaction parce que la perception de notre ignorance constitue en soi une forme de savoir, savoir-faire de la conscience, qu'il existe des problèmes qui doivent être résolus...

REMERCIEMENTS

Au terme de la rédaction de cette thèse doctorale, il nous est particulièrement agréable d'exprimer notre gratitude et nos remerciements à toute l'administration de la Faculté des Sciences et aux Enseignants du Département de Biologie et Physiologie Animales de l'Université de Yaoundé I qui, par leur encadrement, leur soutien et leurs conseils, nous ont aidés à sa réalisation.

Nos remerciements singuliers vont au Professeur DJIETO-Lordon Champlain qui nous a accueillie et orientée dans son domaine de recherche, soit l'Entomologie/Myrmécologie.

Nous exprimons notre profonde gratitude à la Congrégation Santo Domingo de nous avoir honorée de leur confiance renouvelée, en nous octroyant les moyens financiers et matériels pour la réalisation de ce travail.

Nous remercions d'une façon spéciale, les Professeur BILONG BILONG Charles-Felix, (Chef de Département de Biologie et Physiologie Animales, de regretté mémoire) et KEKEUNOU Sévilor, Chef de Département, pour leur expertise dans le suivi minutieux des travaux, nonobstant leurs multiples responsabilités. Qu'ils reçoivent ici l'expression de notre profonde gratitude.

Notre reconnaissance va droit à tous les camarades doctorants et en particulier à ceux du Laboratoire de Zoologie, qui se sont impliqués de façon transparente, à nous fournir les informations fiables dont nous avons besoin pendant la recherche.

Nous exprimons notre sentiment de gratitude, au Docteur TADU Zephyrin, qui nous a assuré un accompagnement de qualité au Laboratoire de Zoologie lors de l'identification des fourmis récoltées dans les sites d'étude et partant lors de l'analyse des données.

Nous ne saurions passer outre, sans adresser nos sincères remerciements aux Sœurs Imelda FERNANDEZ RODRIGUEZ (Prieure Générale précédente) et Maria Cristina ANTOLIN TOMAS (Prieure Générale en exercice) pour leurs accompagnement divers et encouragements.

Nous remercions sincèrement tous nos familiers et amis (ies) qui nous ont entourée de leurs judicieux conseils durant les moments d'incertitudes à l'Université.

Nos vifs remerciements, vont droit aux Sœurs de la Zone d'Afrique, en occurrence celles avec qui nous avons cheminé dans les communautés durant les années de recherches, pour leur patience et leur confiance indispensables à l'aboutissement de notre cursus académique.

Notre gratitude s'adresse aux pères et moines des Monastères d'Obout et de Koutaba ainsi qu'aux populations riveraines autochtones des sites explorés pendant notre recherche ; ils nous ont offert un accueil chaleureux dans leurs communautés ou villages.

Nous ne saurions clore cette page sans adresser nos infinis remerciements à tous nos sœurs et frères de la famille biologique et alliée, pour toutes les joies et souffrances partagées ensemble tout au long de notre parcours académique.

SOMMAIRE

LISTE PROTOCOLAIRE	i
DEDICACE	i
REMERCIEMENTS	ii
SOMMAIRE	iv
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES ABREVIATIONS	ix
DEFINITIONS DES CONCEPTS	x
RESUME	xii
ABSTRACT	xv
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I : REVUE DE LITTERATURE	1
I.1. Faune des invertébrés terrestres	5
I.2. Fourmis comme bioindicateurs de perturbations dans un écosystème	5
I.3. Perturbations des communautés de fourmis	6
I.3.1. Définition et théories actuelles	6
I.3.2. Types des perturbations	9
I.4. Rôle de la myrmécofaune dans la mise en évidence des perturbations écosystémiques	10
I.5. Effets du changement d’usage des terres et des perturbations sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes	10
I.6. Maintenance des communautés écologiques.....	11
I.7. Fourmis comme modèle d’étude en écologie des communautés animales des écosystèmes	12
I.8. Assemblages des fourmis	14
I.9. Réponse des fourmis aux gradients environnementaux	15
I.10. Participation des fourmis aux processus écologiques	17
I.11. Partition de la niche et déterminisme des assemblages locaux des fourmis	18
I.12.1. Fourmis invasives	20
I.12.2. Caractéristiques des espèces envahissantes	20

I.12.3. Impact sur les milieux envahis	21
I.12.5. Importance de la compétition	23
CHAPITRE II : CADRE D'ETUDE, MATERIEL ET METHODES	5
II.1. Cadre géographique	25
II.1.1. Milieu physique de Koutaba.....	25
II.1.2. Milieu physique d'Obout.....	26
II.1.3. Description des habitats prospectés.....	27
II.2. Matériel et Méthodes	30
II.2.1. Echantillonnage des fourmis	30
II.2.2. Analyse des données	33
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION.....	42
III.1. Résultats.....	39
III.1.1. Richesse et diversité spécifiques des communautés de fourmis	39
III.1.2. Changements des systèmes de terres et composition spécifique des communautés de fourmis en fonction des macroclimats	39
III.1.3. Modification de la composition spécifique des structures spatiale et fonctionnelle des communautés de fourmis en fonction des modèles d'utilisation des sols.....	77
III.2. Discussion.....	80
CONCLUSION	80
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	89
ARTICLE ISSU DE LA THESE.....	91

LISTE DES FIGURES

Figure 1: localisation des sites d'études.....	26
Figure 2: présentation du milieu physique des parcelles prospectées à Koutaba.....	28
Figure 3: présentation du milieu physique des parcelles prospectées à Obout.	30
Figure 4: dispositif d'échantillonnage à Koutaba et à Obout.....	31
Figure 5 : méthodes d'échantillonnage des fourmis.	32
Figure 6: diagramme de Venn montrant le nombre et le pourcentage des espèces partagées et exclusives entre les systèmes d'utilisation des terres à Koutaba	46
Figure 7: distribution spatiale des espèces de fourmis en fonction des systèmes de gestion des terres à Koutaba.....	52
Figure 8: diagrammes rang-fréquence montrant la relation entre la richesse spécifique et l'abondance des fourmis dans les différents systèmes d'utilisation des terres à Koutaba	54
Figure 9: diagramme de Venn mettant en évidence le nombre et le pourcentage des espèces partagées et exclusives aux systèmes d'utilisation des terres à Obout.....	60
Figure 10: distribution spatiale des espèces de fourmis en fonction des systèmes de gestion des terres à Obout.	66
Figure 11: diagrammes rang-fréquence montrant la relation entre la richesse spécifique et l'abondance des fourmis dans les différents systèmes d'utilisation des terres à Obout.....	69
Figure 12: distribution spatiale des fourmis entre les sites de Koutaba et d'Obout en fonction des systèmes de gestion des terres	74
Figure 15: structure fonctionnelle et réseau d'interactions entre les fourmis dans quatre systèmes de gestion des terres à Obout en fonction des systèmes de gestion des terres.	79

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I: variation des estimateurs non paramétriques de la richesse spécifique aux sites de Koutaba et d'Obout	39
Tableau II: liste de fourmis récoltées dans différents systèmes d'utilisation des terres à Koutaba et leurs abondances absolues de janvier 2017 à mars 2018.....	40
Tableau III: variation de la richesse en genres et en espèces de fourmis par sous-famille dans différents systèmes d'utilisation des terres à Koutaba	44
Tableau IV: variation de la diversité spécifique des fourmis dans différents systèmes d'utilisation des terres à Koutaba	45
Tableau V: liste des espèces de fourmis propres à la caféière, la palmeraie, la savane et le verger, et des espèces de fourmis communes aux différents systèmes d'utilisation des terres	47
Tableau VI: matrice montrant le niveau de similarité entre les systèmes d'utilisation des terres à Koutaba.....	50
Tableau VII: distribution de la richesse spécifique des fourmis en relation avec leur statut dans les systèmes d'utilisation des terres.....	51
Tableau VIII: variation de l'abondance des espèces entre les types d'habitats	53
Tableau IX: ajustement avec le modèle théorique du diagramme rang-fréquence de la communauté de fourmis dans quatre systèmes d'utilisation des terres à Koutaba	55
Tableau X: liste de la faune des fourmis dans les cacaoyères, palmeraies, vergers et forêts à Obout et leurs abondances absolues de janvier 2017 à mars 2018.....	55
Tableau XI: variation de la richesse générique et spécifique des fourmis par sous-famille dans différents systèmes d'utilisation des terres à Obout.....	58
Tableau XII: variation de la diversité des fourmis dans différents systèmes d'utilisation des terres à Obout	59
Tableau XIII: liste de la faune des fourmis propres dans la cacaoyère, la palmeraie, le verger et la forêt et les espèces de fourmis communes aux systèmes d'utilisation des sols à Obout et leurs abondances absolues de janvier 2017 à mars 2018.....	60

Tableau XIV: matrice montrant le niveau de similarité entre les systèmes d'utilisation des terres à Koutaba.....	63
Tableau XV: distribution de la richesse des espèces de fourmis en fonction de leur spécialisation dans le système d'utilisation des terres	64
Tableau XVI: variation de l'abondance des espèces entre les systèmes d'utilisation des sols.....	68
Tableau XVII: ajustement des diagrammes rang-fréquence aux modèles de distributions théoriques des communautés de fourmis dans quatre systèmes d'utilisation des sols à Obout.....	70
Tableau XVIII: variation de la richesse générique et spécifique au niveau des sous famille entre Koutaba et Obout	71
Tableau XIX: variation des communautés de fourmis dans les systèmes de terres	71
Tableau XX: distribution et variation des abondances des fourmis à l'échelle des sous familles entre Koutaba et Obout	72
Tableau XXI: distribution et variation des abondances des fourmis à l'échelle générique entre Koutaba et Obout.....	73
Tableau XXII: variation des abondances des espèces numériquement dominantes dans la communauté de fourmis entre Koutaba et Obout	75
Tableau XXIII: modèle de distribution des communautés de fourmis dans les systèmes de terres	76

LISTE DES ABREVIATIONS

ACE	: Abundance Coverage -Based Estimator)
ACM	: Analyse en Composante Multiple
AIC	: Critère d'Information d'Akaike's
ANOSIM	: Analyse de Similarité
ANOVA	: Analyse de la Variation de l'Abondance
BCI	: Critère Bayésien d'Information
CLAM	: Multinomial Species Classification Method
GLM	: Modèle Linéaire Généralisé
IndVal	: Valeur Indicatrice
IRAD	: Institut de Recherche Agricole pour le Développement
L	:Linné
<i>A.tenella</i>	: <i>Anoplolepis tenella</i>
<i>An. Africanum</i>	: <i>Anochetus africanum.</i>
<i>Ax. bidens</i>	: <i>Axinidris bidens</i>
<i>C. (Tanaemyrmex)</i>	: <i>Camponotus (Tanaemyrmex)</i>
<i>Cr. (Crematogaster) muralti</i>	: <i>Crématoaster (Crematogaster) muralti</i>
<i>Ct. eraceus</i>	: <i>Cataulacus eraceus</i>
<i>D. (Anomma) nigricans</i>	: <i>Dorylus (anomma) nigricans</i>
<i>L.guineensis</i>	: <i>Lepisiota guineensis</i>
<i>M. bicolor, M. guineense</i>	: <i>Monomorium bicolor, Monomorium guineense</i>
<i>Myr. opaciventris</i>	: <i>Myrmicaria opaciventris</i>
<i>Oe longinoda</i>	: <i>Oecophilla longinoda</i>
<i>Od. troglodytes</i>	: <i>Odontomachus troglodytes</i>
<i>P. tarsatus</i>	: <i>Palthyreus tarsatus</i>
<i>Ph. Rohani</i>	: <i>Pheidole rohani</i>
<i>T. guineense</i>	: <i>Tetramorium guineense</i>

DEFINITIONS DES CONCEPTS

Abondance : nombre d'individus d'une espèce ou d'un groupe. En écologie, Importance numérique relative d'une espèce dans un peuplement (Ramade, 2008).

Abondance absolue (A_a) : mesure de la densité de la population de l'espèce dans son habitat (Ramade, 2008).

Abondance relative (A_r) : encore appelée probabilité d'occurrence de l'espèce est la quantité relative au nombre d'individus d'une espèce donnée par unité de surface ou de volume par rapport au nombre total d'individus de toutes espèces confondues (Ramade, 2008).

Communauté : en écologie, une communauté est l'ensemble des populations d'organismes vivants qui vivent dans une aire donnée, à un moment donné, et qui interagissent ; ce sont des groupes fonctionnels majeurs des biocénoses ou d'entités intermédiaires entre la biocénose et le peuplement (Voir aussi Biocénose).

Compétition : interaction négative qui s'établit entre deux individus ou deux groupes d'individus de la même espèce ou non, présentant la même niche écologique pour une ressource insuffisante dans le milieu (<https://www.aquaportail.com>).

Echantillon : ensemble réduit de données qu'un chercheur choisit ou sélectionne dans une population plus large en utilisant une méthode de sélection prédéfinie (<https://www.questionpro.com>).

Echantillonnage : procédé qui permet de définir un échantillon dans un travail d'enquête. Il s'agit d'étudier une partie sélectionnée pour établir des conclusions (<https://www.qualtrics.com>).

Espèce : ensemble d'individus qui peuvent effectivement ou potentiellement se reproduire entre eux et engendrer une descendance viable et féconde, dans des conditions naturelles (<fr.m.wikipedia.org>).

Espèces clés de voûte : espèce qualifiée de clé de voûte lorsqu'elle intervient au début et à la fin d'un processus (<https://www.bonobosworld.org>).

Espèce généraliste : espèce disposant d'une niche écologique très large, qui peut tolérer une grande variété de conditions environnementales (<https://www.bonobosworld.org>).

Espèce indicatrice : bioindicateur ou un organisme dont la présence fournit des informations sur la condition totale de l'écosystème et sur les autres espèces de cet écosystème (<https://www.aquaportail.com>).

Espèce spécialiste : espèce qui n'utilise qu'un type de ressource ou d'habitat ; elle est généralement peu apte à s'adapter à des changements dans les conditions de fonctionnement de son habitat (<https://www.bonobosworld.org>).

Habitat : un environnement écologique occupé et habité par une population biologique d'organismes animaux, végétaux ou autres, dans un écosystème. L'habitat est le lieu où l'organisme vit et où il peut trouver sa nourriture, abri, protection, et des partenaires pour la reproduction. En écologie, l'habitat est en quelque sorte l'écosystème considéré par rapport à une espèce ou un organisme (<https://www.larousse.fr>).

Niche écologique : position occupée par un organisme, une population ou plus généralement une espèce dans un écosystème. Elle correspond au rôle de l'organisme dans le fonctionnement de l'écosystème, à sa spécialisation fonctionnelle (<https://fr.wikipedia.org>).

Occurrence : récurrence de la visibilité et de la capture d'une espèce animale ou végétale dans un site donné pendant la période d'échantillonnage (<https://fr.wikipedia.org>).

Peuplement : ensemble des populations ou des différentes espèces qui occupent un habitat (Dictionnaire Larousse français).

RESUME

Les fourmis sont les principaux taxons, animaux présents dans les écosystèmes naturels et anthropiques et jouent un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes. Au Cameroun, l'écologie des fourmis reste peu connue en raison de la diversification des systèmes d'utilisation des terres et des nombreux changements survenus suite aux perturbations humaines. L'intensification des activités humaines au Cameroun, suite à la croissance démographique et aux forts besoins de l'autosubsistance caractérisés entre autres par l'exploitation agricole de vastes surfaces de terre pour accroître le secteur économique de par des activités commerciales (1) et, répondre aux besoins primordiaux tels que l'alimentation, la santé (2). L'activité humaine incontrôlée est l'une des principales menaces à l'intégrité de la biodiversité naturelle en milieu tropical humide. Leur impact réel dans certaines écorégions comme les forêts tropicales humides et les savanes sèches et humides reste peu étudié. La présente étude a été réalisée dans deux zones agroécologiques, à savoir : Koutaba, dans les Hauts Plateaux de l'Ouest du Cameroun d'une part et Obout dans zone humide à pluviométrie bimodale, dominées respectivement par une forêt sempervirente et par une végétation de type savane humide. La collecte des données a été réalisée dans quatre systèmes d'utilisation des terres, prospectés afin d'évaluer l'influence des activités anthropiques sur la diversité, la composition et la distribution spatiale des fourmis (Formicidae) de janvier 2017 à mars 2018. Les fourmis ont été échantillonnées le long d'un transect linéaire de 100 mètres par formation végétale. Trois techniques de capture ont été utilisées : le pitfall-trapping, le piégeage aux appâts alimentaires, et les captures à vue dans les quadrats. Les identifications ont été faites sur la base des caractères morphologiques, à partir des clés dichotomiques proposées par divers auteurs. Les données ont été analysées à partir de divers indices ; la richesse spécifique, les indices de Shannon et de Piélu pour la diversité spécifique et l'indice de Sorensen pour la composition des espèces. Le Diagramme de Venn a été utilisé pour analyser la distribution des espèces entre les systèmes d'utilisation des terres. A Koutaba, un total de 90 espèces de fourmis appartenant 30 genres et six sous-familles ont été récoltées. Aussi, le taxon des Myrmicinae a été la sous-famille la plus riche, au niveau des genres et espèces qui s'explique suivant l'ajustement des distributions obtenues avec les diagrammes rang-fréquence et les modèles théoriques montrant que les communautés de fourmis suivent le modèle de Zipf dans les caféières (AIC=1630.9 ; BIC=1634.8) et les vergers (AIC=415.20 ; BIC=417.79) et le modèle log-normal dans la palmeraie (AIC= 790.86 ; BIC=795.14) et la savane (AIC= 473.24 ; BIC= 795.14). De même, à Koutaba les

palmeraies avec 63 espèces, seraient plus riches et plus diversifiées que les autres systèmes d'utilisation des sols. La composition spécifique des assemblages de fourmis semble similaire entre les palmeraies et les savanes, celle des vergers diffère de toutes les autres dans les différents systèmes d'utilisations des sols. La communauté des fourmis dans les caféières était numériquement dominée par *Myr. opaciventris* (53,31%) et *C. acvapimensis* (11,08%). La distribution spatiale de ces deux espèces liées au modèle d'utilisation des terres serait modulée par les perturbations humaines. A Obout, l'étude de la structure, la variation de la diversité spécifique et la distribution des fourmis a été menée respectivement dans la forêt, la cacaoyère, la palmeraie et le verger de la forêt. Au total, 88 espèces de fourmis appartenant à 31 genres et six sous-familles ont été collectées. Les Myrmicinae et les Formicinae sont les sous-familles les plus riches en genres et espèces. Les palmeraies ($S= 59$; $H'= 1.68$, $J= 0.41$) et les cacaoyères ($S= 50$; $H'= 0.87$, $J= 0.22$) apparaissent plus riches mais moins diversifiées que les forêts ($S= 45$; $H'= 3.81$, $J= 0.65$). Cependant, la composition de la communauté de fourmis était similaire entre les différents systèmes d'utilisation des terres. Huit espèces étaient numériquement dominantes : *D. (Anomma) nigricans* (64,64%) suivi de *Myr. opaciventris* (11,06%). Les espèces indicatrices ont été *Paltothyreus tarstus* et *Pheidole megacephala* pour la cacaoyère; *C. (Myrmopelta) vividus*, *C. (Myrmopelta) barbarossa* et *Cr. (Crematogaster) sp.1* étaient les espèces indicatrices pour la forêt ; *Ct. guineensis* et *An. tenella* affectent la diversité et la distribution des fourmis. La cacaoyère a joué un rôle positif dans le maintien d'un niveau de diversité élevé dans un contexte de perte d'habitat naturel. A Koutaba, le premier réseau d'interactions implique les espèces telles que *M. opaciventris*, *Oe. longinoda*, *T. aculeatum*, *A. tenella* et *Cr. striatula* associées à des espèces comme *C. vividus*, *C. acvapimensis*, *Od. troglodytes* et *L. guineensis*. Le deuxième réseau d'interaction implique les espèces telles *Cr. clariventris*, *Ct. Guineensis*, *An. Africanus*, *Ct. Guineensis* et *C. barbarossa*, et le troisième réseau implique les genres, à savoir : *Camponotus*, *Mesoponera*, *Tapinoma*, *Polyrachis*. Les interactions établies entre les espèces de fourmis dans les systèmes d'utilisation des sols, expliquent l'interdépendance dans les communautés écosystémiques de la myrmécofaune de la litière et du sol, ou dans l'exploitation des niches écologiques et mettant en place une sorte de commensalisme ou de symbiose. A Obout, le premier réseau d'interactions caractérise les espèces ayant des affinités entre elles et les systèmes de terre partagés, telles que *D. (Anomma) nigricans*, *Myr. opaciventris*, *C. (Tanaemyrmex) equatorialis*, *A. tenella* et *Cr. clariventris*. Le deuxième niveau d'interactions regroupe les espèces qui entretiennent des relations d'interdépendance dans les différents systèmes d'utilisation des sols et, partagent la

niche écologique en ce qui est de la ressource alimentaire. Ces espèces sont désignées entre autres par : *C. brutus*, *Ct. guineense*, *Od. troglodytes* et *P. tarsatus*. Le troisième réseau d'interaction caractérise les genres des fourmis qui vivent une affinité entre eux dans les différents systèmes de sols tels : *Hypoponera*, *Mesoponera*, *Monomorium*, *Polyrachis*, *Tapinoma* et *Tetramorium*. A l'issue de ce travail, nous pouvons conclure les activités anthropiques dans les systèmes de terre, influencent fortement la richesse la diversité et la richesse spécifiques des communautés de fourmis dans les deux zones agroécologiques du Cameroun ciblées pour notre étude. Ainsi, une ébauche de plan de restauration et conservation dotée de quelques perspectives avenir ont été proposés, telles la mise en place des communautés faunique et floristique, des aires protégées et des banques de bases de données sur la myrmécafaune des zones agroécologiques du Cameroun.

Mots clés : Myrmécafaune, agroécologie, diversité, savane, forêt, perturbation, Koutaba, Obout.

ABSTRACT

Ants are the main animal taxa present in natural and anthropogenic ecosystems, and play a key role in ecosystem functioning. In Cameroon, little is known about ant ecology, due to the diversification of land use systems and the many changes that have occurred because of human disturbance. The intensification of human activities in Cameroon, following demographic growth and strong self-subsistence needs characterized by, among other things: the agricultural exploitation of vast areas of land to increase the economic sector through commercial activities (1) and, to meet primordial needs such as food, health (2). Thus, uncontrolled human activity is one of the main threats to the integrity of natural biodiversity in humid tropical environments. Their real impact in certain ecoregions, such as tropical rainforests and dry and humid savannahs, remains little studied. The present study was carried out in two agroecological zones: Koutaba, in the Western Highlands of Cameroon, and Obout, in the Ecological Region of Cameroon, dominated by evergreen forest and humid savannah vegetation respectively. Data collection was carried out in four land-use systems, surveyed to assess the influence of anthropogenic activities on the diversity, composition and spatial distribution of ants (Formicidae). Ants were sampled along a 100-m linear transect per plant formation. Three capture techniques were used: pitfall-trapping, food-bait trapping, and sight captures in quadrats. Identifications were made on the basis of morphological characters, using dichotomous keys proposed by various authors. Data were analyzed using various indices: species richness, Shannon and Pielou indices for specific diversity, and Sorensen's index for species composition. The Venn Diagram was used to analyze species distribution between land-use systems. A total of 90 ant species belonging to 30 genera and six subfamilies were collected at Koutaba. Moreover, the Myrmicinae taxon is the richest subfamily in terms of genera and species. Moreover, at Koutaba, palm groves, with 63 species, appear to be richer and more diverse than other land-use systems. The specific composition of ant assemblages seems similar between palm groves and savannahs, while that of orchards differs from all others in the different land-use systems. The ant community in coffee plantations was numerically dominated by *Myrmecaria opaciventris* (53.31%) and *Camponotus acvapimensis* (11.08%). The spatial distribution of these two species is linked to land use patterns and hence human disturbance. However, at Obout, the study of the structure, variation in specific diversity and distribution of ants was carried out in the forest, cocoa grove, palm grove and forest orchard respectively. In total, 88 ant species belonging to 31 genera and six subfamilies were collected. Myrmicinae and Formicinae are the subfamilies with the highest number of genera and species. Palm ($S= 59$; $H'= 1.68$, $J= 0.41$)

and cocoa plantations ($S= 50$; $H'= 0.87$, $J= 0.22$) appear richer but less diverse than forests ($S= 45$; $H'= 3.81$, $J= 0.65$). Ant community composition was similar between the different land-use systems. Eight species were numerically dominant: *Dorylus (Anomma) nigricans* (64.64%) followed by *Myrmicaria opaciventris* (11.06%). *Paltothyreus tarstus* and *Pheidole megacephala* were the indicator species for cocoa plantations; in the forest, *Camponotus (Myrmopelta) vividus*, *C. (Myrmopelta) barbarossa* and *Crematogaster (Crematogaster) sp.1* were the indicator species. Two species are indicators of the palm grove: *Cataulacus guineensis* affects ant diversity and distribution. Nevertheless, the cocoa plantation has played a positive role in maintaining a high level of diversity in a context of natural habitat loss. At Koutaba, the first network of interactions involves species such as *M. opaciventris*, *O. longinoda*, *T. aculeatum*, *A. tenella* and *Cr. striatula* associated with species such as *C. vividus*, *C. acvapimensis*, *Od. troglodytes* and *L. guineensis*. The second interaction network involves species such as *Cr. clariventris*, *Ct. Guineensis*, *An. Africanus*, *Ct. Guinensis* and *C. barbarossa*, and the third network involves genera such as: *Camponotus*, *Mesoponera*, *Tapinoma*, *Polyrachis* and also, ajustement of distributions obtained with diagram rank-frequence and the model Zipf in the cocoa grove ($AIC=1630.9$; $BIC=1634.8$) and the orchard ($AIC=415.20$; $BIC=417.79$) and the model log-normal in the palm grove ($AIC= 790.86$; $BIC=795.14$) and the savannah ($AIC= 473.24$; $BIC= 795.14$). As far as Obout is concerned, the interaction networks and functional structures of ant species present three levels. The first network of interactions characterizes species such as *Dorylus (Anoma) nigricans*, *Myrmicaria opaciventris*, *Camponotus (Tanaemyrmex) equatorialis*, *Anoplolepis tenella*. These ant species are also associated with *Crematogaster clariventris*. The second level of interactions includes the following species: *Camponotus brutus*, *Cataulacus guineense*, *Odontomachus troglodytes* and *Palthothyreus tarsatus*. The third interaction network characterizes genera such as *Hypoponera*, *Mesoponera*, *Monomorium*, *Polyrachis*, *Tapinoma* and *Tetramorium*.

Keywords: Myrmecofauna, agroecology, diversity, savanna, forest, disturbance, Koutaba, Obout.

INTRODUCTION

Succédant à la crise du Crétacé (-66 ma), l'existence d'une sixième vague d'extinction de masse de la biodiversité, liée au développement des activités humaines, fait aujourd'hui consensus au sein de la communauté scientifique (Jenkins, 2003 ; Whittaker & Fernández-Palacios, 2009 ; Régnier *et al.*, 2015). Quels que soient les groupes taxonomiques ou les habitats pris en compte, les taux de disparition des espèces semblent, en effet, 100 à 1000 fois plus importants à l'heure actuelle que ce qu'ils étaient avant l'avènement de l'homme moderne dès l'Holocène il y a 13000 ans (Jenkins, 2003). D'autres estimations suggèrent que, plus de 99% des extinctions récentes d'espèces seraient liées, plus ou moins directement, à l'activité humaine (Pimm *et al.*, 1995 ; Primack & Ros, 2002). La destruction des habitats, l'exploitation non raisonnée des ressources ou les innombrables invasions biologiques provoquées par l'homme, apparaissent comme les causes majeures de la disparition des espèces à l'échelle du globe (Lowe *et al.*, 2000 ; Mack *et al.* 2000, Ricklefs, 2005 ; Vermeij, 2005 ; Lockwood *et al.*, 2007). C'est dans ce contexte de crise biologique majeure que les scientifiques cherchent dans l'urgence à compléter les inventaires taxonomiques encore extrêmement parcellaires, à déterminer les niveaux de biodiversité au sein des habitats, et à estimer l'état de santé des écosystèmes afin de décider de la mise en œuvre des programmes de conservation ou de restauration écologique (Alonso & Agosti, 2000 ; Agosti *et al.*, 2000 ; Kasperl & Majer, 2000). Toutefois, le temps, les moyens financiers ainsi que l'expertise scientifique étant limités, le développement d'indicateurs biologiques venant se substituer à des entités biologiques beaucoup trop vastes pour être analysées efficacement, est devenu une démarche incontournable en biologie de la conservation (Oliver & Beattie, 1996 ; Schulenberg & Awbrey, 1997 ; Mcgeoch, 1998). Ces indicateurs biologiques doivent refléter de manière satisfaisante l'entité à laquelle ils se substituent pour l'analyse, c'est-à-dire le groupe taxonomique, la guilda, voire l'écosystème dans sa globalité qui inclut les relations entre les différents taxons qui le composent.

Le Cameroun s'étire globalement entre le 2^{ème} degré de latitude Nord dans sa frontière Sud-Est et le 13^{ème} degré de latitude N au niveau du lac Tchad (Olivry *et al.*, 1996). Cette grande extension lui confère un grand gradient d'amplitude climatique depuis le climat équatorial au Sud jusqu'au climat sahélien au Nord, en passant par diverses zones de transition. Ainsi, dans la partie située en deçà du 6^{ème} parallèle, le climat équatorial permet le développement d'une végétation à dominance forestière avec des nuances correspondant aux variantes méso-climatiques (Suchel, 1988). Aussi selon Catrain *et al.*, (2023), on peut rencontrer les forêts tropicales humides sempervirentes au Centre, une savane humide à l'Ouest dans les hauts plateaux du Cameroun.

Outre ce gradient latitudinal, on note de l'Est vers l'Ouest dans la partie centrale du Cameroun, un autre gradient longitudinal sur les plans climatique et biogéographique lié à deux caractéristiques fondamentales du milieu physique à savoir : le relief des hautes terres de l'Ouest d'une part, la forêt sempervirente du Centre et du bassin du Congo à l'Est d'autre part (Uwizeyimana, 2009 ; Catrain *et al.*, 2023.). Du fait de ces facteurs géophysiques, le Cameroun abrite, en partie, l'un des blocs forestiers les mieux conservés en Afrique, à savoir le bloc forestier nigéro-congolais, et présente une grande diversité de structures et de biotopes. Ce bloc forestier est un biome très riche en termes de diversité biologique, abritant de nombreuses espèces endémiques ou servant de refuge à de nombreuses autres espèces menacées par les perturbations anthropiques. Au Cameroun, la croissance démographique impose désormais un accroissement constant de la demande en ressources alimentaires, caractérisé par une extension des terres agricoles. Cette situation conduit à une forte destruction de la végétation naturelle. En effet, les activités anthropiques dégradent de plus en plus les écosystèmes forestiers depuis une trentaine d'années (Wasseige *et al.*, 2008 ; 2010 et 2013). Selon ces auteurs, cette dégradation s'accompagne d'une perte de la biodiversité, avec la disparition de nombreuses espèces qui, dans le cas des invertébrés, implique le plus souvent des espèces mal ou pas connues. En effet, si depuis le début des années 1980 de nombreuses études ont été initiées au Cameroun dans le but de décrire la diversité biologique de cette Afrique en miniature, la plupart des inventaires et les critères de détermination des sites prioritaires ont limité ces travaux aux Vertébrés (White & Vande Werghe, 2008). Pourtant, les Invertébrés présentent un intérêt de plus en plus croissant, tant sur les plans alimentaire, économique, que scientifique et culturel. En effet, de nombreuses espèces d'invertébrés sont utilisées aussi bien dans l'alimentation humaine que dans la confection des œuvres d'art et de décoration (White, 2008). Sur le plan scientifique, leur large répartition géographique et leur forte sensibilité aux variations des conditions du milieu en font des organismes de choix dans les collections des Muséums, dans les études paléo et biogéographiques, et dans les évaluations de l'état de dégradation et de restauration des écosystèmes (White & Vande Werghe, 2008). Enfin, sur le plan culturel, de nombreuses espèces sont, dans les zones forestières, utilisées dans la pharmacopée traditionnelle et dans les cérémonies culturelles (Vande Werghe, 2008). En tenant compte de cet usage multiple des invertébrés, la FAO (2020) prône leur utilisation accrue dans l'alimentation humaine en tant que source de protéines.

Le choix de ce sujet se fonde sur la problématique selon laquelle la myrmécofaune de la savane humide de la région de Koutaba à l'Ouest-Cameroun d'une part et dans la forêt humide

sempervirente de la localité d'Obout au Centre-Cameroun d'autre part, serait influencée par les activités anthropiques mettant en place des micros-habitats et entraînant des perturbations dans la richesse spécifique des communautés de fourmis. La question de recherche qui motive cette étude est de savoir quel est l'impact des activités anthropiques sur les communautés des fourmis dans la savane humide des hauts plateaux de l'Ouest et dans la forêt tropicale humide du Centre Cameroun ? Cette question se séquence en trois articulations spécifiques à savoir :

1- Quelle est la structuration des communautés de fourmis en zone de forêt tropicale humides (région du Centre Cameroun) et en zone de savane humide du Cameroun ?

2- Quel est l'effet du macroclimat sur les réactions des communautés de fourmis aux variations des systèmes d'utilisation des sols ?

3- Quel est l'impact de la modification dans la composition spécifique, la structure spatiale et fonctionnelle des communautés de fourmis en fonction de la perturbation anthropique dans le milieu ?

L'hypothèse principale qui soutend ce travail se fonde sur le fait que la communauté des fourmis dans les deux zones agroécologiques du Cameroun serait modifier par les systèmes d'utilisation des terres, l'effet du macroclimat leur distribution spatiale et fonctionnelle. Ainsi, trois hypothèses spécifique guident ce travail à savoir :

1- la structuration de la composition spécifique de la myrmécofaune en zone de forêt tropicale humides (région du Centre Cameroun) et en zone de savane humide du Cameroun ;

2- l'effet du macroclimat sur la composition spécifique en fourmis varie avec le mode d'utilisation des terres dans chaque aire agroécologique ;

3- la modification de la composition spécifique, les structures spatiale et fonctionnelle des communautés de fourmis sont régies par les modèles d'utilisation des sols.

Le présent travail se fixe donc pour objectif principal, d'étudier l'impact des activités anthropiques sur les communautés des fourmis dans la savane humide des hauts plateaux de l'Ouest et dans la forêt tropicale humide du Centre Cameroun. Pour y parvenir, cette étude se décline en trois objectifs spécifiques à savoir :

1- déterminer la richesse et la diversité spécifiques des communautés de fourmis de la litière et du sol dans deux zones écologiques ciblées du Cameroun ;

2- caractériser l'impact des changements des systèmes de terres sur la variation de la composition spécifique des communautés de fourmis en fonction des macroclimats ;

3- définir l'effet de la modification de la composition spécifique, des structures spatiale et fonctionnelle des communautés de fourmis régies par les modèles d'utilisation des sols.

Hormis l'introduction et la conclusion, ce travail s'articule en trois chapitres ; le premier chapitre présente un état des connaissances sur la diversité des fourmis et quelques aspects de leur écologie ; le deuxième chapitre décrit les sites de collecte des données, les approches méthodologiques de collecte et d'analyse ; le troisième chapitre présente, interprète et discute les principaux résultats obtenus.

CHAPITRE I : REVUE DE LITTERATURE

I.1. Faune des invertébrés terrestres

Du fait de la biomasse qu'ils représentent, de leur grande diversité et des fonctions fondamentales qu'ils remplissent au sein des écosystèmes terrestres, une attention particulière est portée sur l'utilisation des invertébrés comme bioindicateurs (Andersen, 2004 ; Mcgeoch *et al.*, 2011). En effet, les populations d'invertébrés répondent rapidement aux perturbations environnementales ponctuelles telles que celles des pratiques agro-sylvo-pastorales (Andersen, 2010). Elles peuvent également se montrer très réactives aux mesures de gestion environnementale, aux changements à long terme liés aux programmes de restauration écologique, à certaines perturbations chroniques ou, plus largement, au changement climatique (Mcgeoch, 1998 ; Parmesan *et al.*, 1999 ; Bisevac & Majer, 1999 ; York, 2000 ; Underwood & Fisher, 2006). Plusieurs études tendent à démontrer que les invertébrés terrestres constituent potentiellement des indicateurs fonctionnels de la biodiversité plus efficaces que les vertébrés, tant au niveau de leur représentativité et de leur richesse biologique globale dans un écosystème, qu'au niveau de la mise en place des protocoles d'échantillonnage (Kremen *et al.*, 1993 ; Bisevac & Majer, 1999 ; Gerlach *et al.*, 2013).

D'une manière générale, les invertébrés terrestres sont relativement faciles et rapides à échantillonner (Gerlach *et al.*, 2013). Toutefois, un échantillonnage exhaustif de cette faune produit inévitablement une quantité astronomique de spécimens dont l'identification et le traitement analytique des données deviennent rapidement irréalisables. Une approche plus rationnelle consiste donc à privilégier un ou plusieurs groupes d'indicateurs qui reflètent efficacement l'état de la faune des invertébrés dans sa globalité (Bisevac *et al.*, 1999).

I.2. Fourmis comme bioindicateurs de perturbations dans un écosystème

Présentes dans la plupart des milieux, depuis les zones désertiques jusqu'aux forêts boréales en passant par les forêts humides tropicales, les fourmis sont généralement bien étudiées et les connaissances acquises sur ce groupe zoologique sont relativement lues à travers le monde (Andersen & Majer, 2004 ; Underwood & Fisher, 2006). Comme elles occupent une grande variété de niveaux trophiques au sein des écosystèmes, les communautés de fourmis constituent une source d'informations suffisamment riche, permettant de rendre compte des différentes dimensions des changements écologiques. Terricoles ou arboricoles, les fourmis sont généralement les organismes dominants des écosystèmes qu'elles occupent. En termes de biomasse, elles peuvent dépasser la plupart des autres groupes (vertébrés inclus) et remplissent un grand nombre de fonctions

écologiques (Hölldobler & Wilson, 1990 ; Lach *et al.*, 2010 ; Luke *et al.*, 2014). Elles sont à la fois des prédateurs qui régulent les populations de nombreux autres insectes, des éboueurs qui font disparaître les cadavres d'insectes ou de petits animaux, des phytophages qui détruisent les feuillages des plantes, des pollinisateurs et des acteurs essentiels de la dispersion des graines ainsi que de l'enrichissement des sols (Macmahon *et al.*, 2000 ; Floren *et al.*, 2002). Ces fonctions essentielles remplies au sein des écosystèmes terrestres font des fourmis des espèces dites “clés de voûte” (Luke *et al.*, 2014). Elles ont développé des interactions symbiotiques avec une immense diversité de plantes ou d'arthropodes, et avec une multitude de champignons ou de micro-organismes (Schultz & Mc Glynn, 2000 ; Mueller *et al.*, 2001).

Des changements dans la composition d'une myrmécofaune traduisent une conséquence des perturbations profondes du fonctionnement de l'écosystème concerné ; par ailleurs, ils affectent potentiellement des communautés biologiques entières (Jones *et al.*, 1994 ; Folgarait, 1998). Certains travaux, comme ceux de Majer (1983), indiquent que la composition des communautés de fourmis reflète généralement bien l'occupation du milieu par les autres groupes d'invertébrés, la richesse spécifique d'une myrmécofaune étant souvent corrélée à celle d'autres invertébrés tels que les termites, les coléoptères ou les scorpions. Les fourmis constituent de ce fait, de véritables indicateurs de la santé des écosystèmes et sont largement employées dans ce but (Gerlach *et al.*, 2013). Du fait qu'elles présentent une grande diversité d'espèces, elles sont faciles à collecter (1), souvent abondantes (2) et (3) bien connues sur le plan taxonomique (Majer, 1983 ; Jones & Eggleton, 2000). Etant considérées comme des indicateurs de changements liés aux pratiques agricoles, elles sont des indicateurs de l'état des sols (Bestelmeyer & Wiens, 2001). Les communautés de fourmis ont aussi servi d'outils privilégiés dans des recherches sur l'équilibre de milieux en constants changements (Andersen *et al.*, 2002).

I.3. Perturbations des communautés de fourmis

I.3.1. Définition et théories actuelles

Selon Pickett & White (1985), une perturbation est tout événement relativement discret dans le temps, qui bouleverse un écosystème, la structure de ses communautés biotiques ou celle d'une population donnée, et modifie la disponibilité du substrat ou de l'environnement physique. Ces auteurs poursuivent qu'en tenant compte de la notion de désorganisation, une perturbation peut être définie comme un processus conduisant à la libération de ressources qui peuvent être utilisées, soit

par les organismes survivant à la perturbation, soit par de nouveaux arrivants dans une communauté. Les transferts de biomasse sont implicites dans cette définition. Dans le même ordre d'idées, la notion de stress simple qui y est parfois associée se traduit par :

- le degré de mortalité, à court ou long terme, d'espèces ou de groupes d'espèces d'un écosystème, causée par des processus naturels ou anthropiques (Dollars, 1990) ;
- la fréquence à laquelle les conditions environnementales physiques approchent ou dépassent les limites de la tolérance physiologique d'un organisme (Sutherland, 1976);
- une perturbation extérieure dépassant les capacités de résistance et de régulation de l'écosystème (Frontier & Pichod-Viale, 1992).

Selon Keough & Quinn (1991) deux types de perturbations agissent sur les écosystèmes, à savoir d'une part les perturbations saccadées qui sont soudaines et prolongées dans le temps et, d'autre part, les perturbations persistantes. Ces deux types peuvent se combiner.

La notion de perturbation est incontestablement liée à celle de la stabilité des écosystèmes. Ce dernier concept englobe quatre aspects, à savoir :

- la constance qui est liée à la composition spécifique du biotope ;
- la persistance qui concerne la survie des populations sur une certaine période ;
- l'inertie qui est la stabilité de la composition de l'écosystème ;
- la résilience qui est la capacité de l'écosystème à récupérer après une perturbation et la vitesse à laquelle s'effectue cette récupération. Ces éléments dépendent des types de perturbations, de leurs échelles spatiale et temporelle ainsi que de leurs intensités.

Il faut toutefois noter que les perturbations ne sont pas forcément des interruptions de successions des communautés mais bien des facteurs nécessaires à leur réalisation dans l'écosystème (Van der Maarel & Martin, 1993). La stabilité d'un écosystème dépend de sa diversité biologique puisque les perturbations, en affectant cette diversité, modifient les conditions de la stabilité écosystémique. Deux modèles sont encore discutés : l'équilibre et le non-équilibre des communautés (Connell, 1978). Pour cet auteur, d'un premier point de vue les communautés n'atteignent que rarement, ou jamais, un état d'équilibre, et la forte diversité biologique dans un

écosystème est la conséquence d'une variation continue. Cette vision est sous-tendue par trois hypothèses, à savoir que :

- la diversité biologique est maintenue élevée quand les perturbations sont intermédiaires ; les capacités des différentes espèces se valent en matière de colonisation et de résistance au stress environnemental;

- les modifications environnementales progressives, qui altèrent les capacités de compétition des espèces, apparaissent à des taux suffisamment élevés pour que les processus d'élimination compétitive soient rares ou inexistantes.

Le deuxième point de vue prône que la composition spécifique des communautés est généralement en équilibre. Ainsi après une perturbation, l'écosystème retourne à cet état d'équilibre. Quatre hypothèses sous-tendent cette vision, à savoir que :

- à l'équilibre, chaque espèce est adaptée à son environnement pour exploiter optimalement une portion donnée de son l'habitat ;

- la diversification est fonction des potentialités de l'habitat et du degré de spécialisation de chaque espèce ;

- à l'équilibre, chaque espèce utilise des mécanismes interactifs qui la font dominer certains compétiteurs mais la laisse dominée par d'autres;

- la mortalité due à des causes autres que la compétition affecte surtout l'espèce qui a la plus grande capacité de compétition.

Les écosystèmes de savanes et de forêts humides tropicales sont souvent considérés comme instables (Rogers, 1993) mais ont cependant une forte inertie (Grigg & Dollar, 1990 ; Jokiel *et al.*, 1993), bien que dans de nombreux cas, la fréquence des perturbations et le taux de changements environnementaux y sont plus rapides que le taux de récupération (Rogers, 1993). L'hypothèse de perturbation intermédiaire s'applique, à priori, aux environnements tropicaux. De fait, il est connu que la nature des perturbations et leur intensité peuvent avoir des effets aussi bien positifs que négatifs sur la diversité biologique des écosystèmes selon leur histoire (Hughes, 1989). Ainsi, parler de perturbation d'un écosystème nécessite aussi de préciser les échelles spatiale et temporelle considérées (Grigg, 1983). Les effets de l'activité humaine sur les écosystèmes tropicaux sont récents mais ont, pour le moment, une intensité grandissante (Rogers, 1993). Leur étude renseigne sur les réactions des écosystèmes face à de nouveaux facteurs d'une part et, d'autre part permet d'assurer par la création des réserves une gestion efficiente des effets anthropiques ou une gestion

directe de l'écosystème par des transplantations de certaines espèces indicatrices, la destruction d'espèces envahissantes, afin de maintenir un patrimoine et surtout un agent économique nécessaire au développement des populations humaines liées à ces écosystèmes (Hatcher *et al.*, 1989).

I.3.2. Types des perturbations

I.3.2.1. Perturbations naturelles

Divers phénomènes naturels peuvent être à l'origine de modifications importantes dans les écosystèmes (Pearson, 1981). Ils ont généralement un caractère apériodique et un aspect catastrophique, c'est-à-dire que l'action perturbante est d'une intensité suffisamment forte et ne peut être absorbée par les fluctuations propres de l'écosystème ; la perturbation initiale est souvent limitée dans le temps. En milieu tropical, ce sont des phénomènes physiques perceptibles tels que l'activité volcanique, l'activité tellurique et la houle associée, la sédimentation massive, les catastrophes (dans le sens d'un événement assez exceptionnel) climatiques à effets directs ou indirects (Hatcher *et al.*, 1989).

I.3.2.2. Perturbations anthropiques

Beaucoup d'études traitant des perturbations ne permettent pas de distinguer celles d'origine naturelle de celles d'origine anthropique (Grigg & Dollar, 1990 ; Warwick, 1993). Les perturbations anthropiques sont de larges échelles spatiale et temporelle, et parfois de fortes intensités. Elles résultent d'activités exercées directement sur les écosystèmes. Sur le plan biologique, les perturbations d'origine humaine sont récentes et ne constituent pour les écosystèmes qu'un type de perturbation supplémentaire. De nos jours, les modifications induites sur les systèmes de sols par l'homme sont de plus en plus étudiées et gérées ; en effet, elles nuisent le plus souvent aux schémas économiques mis en place sur d'autres bases écologiques ; par exemple, l'appauvrissement des stocks des espèces de la myrmécofaune, qui deviennent rares, fait disparaître un patrimoine naturel commun selon (Majer, 1993).

Les perturbations naturelles et anthropiques peuvent agir en synergie (Grigg & Dollar, 1990 ; Bell & Gabric, 1991 ; Rogers, 1993). De plus, la récupération des écosystèmes est la même, que les perturbations soient anthropiques ou naturelles. Le type de perturbation est aussi primordial à définir dans la détermination du temps de recouvrement (Grigg & Dollar, 1990). Ces auteurs ajoutent que les écosystèmes de forêts tropicales humides et de savanes humides ne sont pas plus sensibles aux perturbations que d'autres.

I.4. Rôle de la myrmécofaune dans la mise en évidence des perturbations écosystémiques

Même si d'autres groupes (macrofaune par exemple) sont adaptés à une mise en évidence de perturbations anthropiques, la myrmécofaune apparaît comme le groupe le plus utilisé (Majer, 1993). L'un des avantages de ce groupe zoologique est la forte relation qui existe entre ses divisions taxonomiques et leurs fonctions écologiques. Ces fonctions, notamment celles des différents groupes trophiques, sont capitales pour expliquer les réponses d'une communauté de fourmis donnée face à un enrichissement organique (Warwick, 1993).

La notion d'espèce indicatrice est très controversée car certaines espèces sont généralement opportunistes et elles peuvent :

- répondre à n'importe quel type de perturbation naturelle ou anthropique (Engle *et al.*, 1994 ; Wilson & Jeffrey, 1994) ;
- coloniser une aire perturbée indépendamment d'un enrichissement organique (Pearson & Rosenberg, 1978). De plus, l'étude d'un seul (ou de quelques) composant(s) d'une biocénose peut induire des erreurs d'interprétation lors d'une inférence au reste de l'écosystème.

I.5. Effets du changement d'usage des terres et des perturbations sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes

La transformation des écosystèmes naturels en terrains agricoles et /ou en zones urbaines est l'une des causes majeures de la dégradation et de la fragmentation des habitats (Foley *et al.*, 2005). Il s'agit de la plus grande menace de la diversité des espèces et du maintien des processus écologiques qui régissent jusqu'alors ces écosystèmes (Sala *et al.*, 2000 ; Newbold *et al.*, 2015). Le processus d'anthropisation a lieu depuis les temps préhistoriques, ce qui laisse supposer que toute la surface de la terre a été modifiée par l'homme ou a été au moins en contact avec lui (Goudie, 2013). Cependant, au cours des dernières décennies, l'intensification des activités humaines a pris des proportions jamais atteintes auparavant (Foley *et al.*, 2005). Les transformations du paysage se font de nos jours, il faut le reconnaître, dans des régions dotées de la plus grande biodiversité. En effet, Morris (2010) estime que plus de la moitié des forêts tropicales a déjà été défrichée en à peine un siècle, ce qui rend urgente la tâche d'identifier les conséquences de ces modifications. Il est connu que les changements d'usage des terres sont à l'origine de modifications des flux de la matière et d'énergie ; ils provoquent également la disparition de nombreuses espèces et entraînent leur substitution par d'autres espèces ayant des traits différents. Toutes ces modifications provoquent, en général, de fortes variations des propriétés écosystémiques et de leur fonctionnement (Sala *et al.*, 2000 ; Mea 2005 ; Lindemayer *et al.*, 2012). Les effets induits sur la

biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes peuvent être directs ou indirects, et leurs conséquences varient en fonction de l'intensité, de la régularité et de l'étendue de ces changements (Fischer & Lindenmayer, 2007 ; Newbold *et al.*, 2015). L'intensification de ces perturbations environnementales et la simplification des écosystèmes qui en résulte sont souvent accompagnées d'une réduction importante de la richesse spécifique locale et régionale (Fischer & Lindenmayer, 2007 ; Lindenmayer *et al.*, 2012 ; Newbold *et al.*, 2015).

Les modifications des conditions environnementales et de la teneur en ressources peuvent affecter indirectement l'équilibre compétitif des espèces qui vivent dans ces milieux ; il en découle, le plus souvent, des modifications de l'identité et de l'abondance relative de ces espèces (Loreau *et al.*, 2001 ; Hooper *et al.*, 2005). En effet, de nombreuses études suggèrent une croissante homogénéisation des stratégies écologiques des espèces capables de survivre dans des milieux anthropisés (McKinney & Lockwood, 1999 ; Olden *et al.*, 2004 ; Flynn *et al.*, 2009). Ces modifications peuvent aussi entraîner une diminution de la résistance écosystémique face aux perturbations ou aux épisodes de stress, tels que la sécheresse ou les invasions biologiques (Flynn *et al.*, 2009). En effet, une plus grande diversité d'espèces et de stratégies écologiques peuvent palier à une grande instabilité des écosystèmes face à des événements climatiques ou biologiques extrêmes (Symstad & Tilman, 2001). La surface et la distribution des différents types d'habitats conditionnent l'abondance des espèces qui y sont présentes et leur capacité à recoloniser les fragments d'habitats qui leur sont favorables (Tschardt *et al.*, 2005 ; Fischer & Lindenmayer, 2007). Ainsi, après une perturbation, la capacité des écosystèmes à retrouver leur état précédent est fortement dépendant de la présence des espèces capables de recoloniser les habitats modifiés de la même région (Bengtsson *et al.*, 2003 ; Symstad *et al.*, 2003).

I.6. Maintenance des communautés écologiques

L'écologie des communautés est un domaine scientifique qui essaie d'expliquer la configuration des espèces locales, en considérant leurs abondances relatives dans une région et leurs différences écologiques responsables de leur distribution (Ricklefs, 2004 ; Lambers *et al.*, 2012). Cette approche suppose que ces différences écologiques expliquent l'affinité des différentes espèces avec des conditions environnementales hétérogènes, et que leurs interactions déterminent les combinaisons d'espèces possibles localement (Keddy, 1992 ; Weiher & Keddy, 1999). Ce processus de sélection est conceptuellement décrit comme une succession hiérarchique de filtres, qui agissent à des échelles spatiales de plus en plus fines et imposent des règles dans l'assemblage

des espèces. Ainsi, les espèces présentes dans une région donnée sont issues de son histoire, notamment lors des événements de spéciation, colonisation et extinction (Hubbell, 2001). De plus, au sein de chaque habitat, certaines combinaisons d'espèces semblent interdites, et il est souvent attendu que les espèces soient localement complémentaires dans leur utilisation des ressources (Diamond, 2001). La première barrière à franchir pour une installation réussie d'une espèce dans un environnement donné est sa capacité d'adaptation aux conditions environnementales caractéristiques de ce type d'habitat. Cette barrière dite filtre environnemental illustre le fait que, seules les espèces dotées de certaines caractéristiques peuvent survivre dans un milieu donné en fonction des conditions environnementales qui agissent comme un filtre. On attend ainsi une convergence, au moins, de certaines caractéristiques écologiques des espèces partageant un même habitat. Les variations environnementales peuvent donc agir sur la diversité et la composition des espèces et sur leurs traits écologiques associés. En effet, une substitution d'espèces d'un habitat à un autre est liée à leur phénotype, car la moyenne de valeurs des traits mesurables peut varier en réponse aux modifications des conditions environnementales de ces habitats (Garnier *et al.*, 2004).

I.7. Fourmis comme modèle d'étude en écologie des communautés animales des écosystèmes

Les fourmis constituent, a priori, un modèle animal excellent pour les études écologiques en raison de leur ubiquité, leur abondance dans le monde et de la facilité de leur échantillonnage (Hölldobler & Wilson, 1990 ; Lach *et al.*, 2010). Les fourmis appartiennent à la famille des Formicidae qui est apparue sur Terre entre 180 et 130 millions d'années avant le présent ; les recherches montrent que l'hégémonie taxonomique de cette famille d'organismes est incontestable depuis 60 millions d'années (Wilson & Hölldobler, 2005 ; Ward, 2014).

Le succès écologique des fourmis n'est comparable qu'à celui de l'espèce humaine (Wilson & Hölldobler, 2005). En effet, ces organismes sont présents dans la majorité des écosystèmes terrestres et représentent souvent une partie importante de la biomasse animale (Hölldobler & Wilson, 1990). Pour être précis, relevons que les fourmis sont capables d'occuper une grande diversité de compartiments de nombreux écosystèmes, c'est-à-dire le sol, la litière, les troncs d'arbres et la canopée (Blüthgen & Stork, 2007 ; Ryder Wilkie *et al.*, 2010). Ceci est particulièrement vrai dans les régions les plus chaudes et humides de la planète, où la diversité écologique des fourmis semble plus importante (Kaspari *et al.*, 2000 ; Gibb *et al.*, 2015). Parlant de la biomasse, celle des fourmis dans des écosystèmes tropicaux peut représenter près de la moitié du poids de l'ensemble des animaux habitant la cime des arbres, ou le quart du poids de ceux vivant

au sol (Davidson & Patrell-kim, 1996). Bien qu'étant moins importantes en proportion, les fourmis seraient aussi bien nombreuses dans les régions plus froides (Frouz & Jilková, 2008). Comme tous les arthropodes, elles ont une longue histoire évolutive, des taux de reproduction rapides et une sensibilité importante aux changements climatiques (Kremen *et al.*, 1993 ; Keith, 1997). De plus, la majorité des espèces de ce groupe zoologique possède la particularité d'habiter dans des nids ou dans des colonies sessiles, ce qui les rapproche des plantes (Andersen, 1991 ; López *et al.*, 1994). Leur nidification exige des conditions du sol ou des abris assez spécifiques ainsi que des ressources alimentaires particulières dans leur environnement (Ribas *et al.*, 2003 ; McGlynn *et al.*, 2009 ; Blüthgen & Feldhaar, 2010 ; Wu *et al.*, 2010). La durée de vie d'une colonie de ces organismes est fonction de l'espèce ; elle peut être estimée à plusieurs dizaines d'années, voire des centaines si de nombreuses générations occupent un même endroit (Frederickson *et al.*, 2005 ; Ingram *et al.*, 2013). En conséquence, la compétition pour des ressources de nidification ou alimentaires a souvent été considérée comme un pilier de l'écologie des fourmis (Hölldobler & Wilson, 1990 ; Parr & Gibb, 2009). En effet, il est relativement fréquent d'observer des interactions agressives entre espèces de fourmis pour protéger leurs territoires ou leurs aliments (Andersen, 1992). Ainsi, la distribution spatiale des nids semble souvent aussi dépendre de la présence d'autres espèces (McGlynn, 2006 ; Parr & Gibb, 2010 ; Arnan *et al.*, 2011).

L'échantillonnage des fourmis est relativement simple et efficace du point de vue du coût et du temps de réalisation (Delabie *et al.*, 2000 ; Longino *et al.*, 2002). Il existe des méthodes standardisées à ce propos, qui sont largement appliquées dans différentes parties du globe et qui permettent d'établir des comparaisons raisonnables entre régions et types d'habitats (Agosti *et al.*, 2000 ; Underwood & Fisher, 2006 ; Gotelli *et al.*, 2011). La biodiversité des fourmis est assez étendue et leur taxonomie relativement bien étudiée (www.antweb.org). Grâce à des bases de données existantes, on peut désormais comparer plus de 15000 espèces et/ou sous-espèces décrites entre-elles, ce qui représente environ les deux tiers de leur biodiversité totale dans le monde (Agosti & Johnson, 2005). De plus, de nouvelles bases de données ont été créées qui intègrent les coordonnées géographiques des lieux d'observation ; c'est le cas de Ant base ou Global Ant Biodiversity Informatics (GABI) (Guénard *et al.*, sous presse). Elles constituent une ressource importante pour comparer et comprendre la distribution des espèces de fourmis et leurs variations à l'échelle du globe.

I.8. Assemblages des fourmis

De nombreux auteurs considèrent que la plupart des espèces de fourmis sont généralistes, et qu'elles exploitent une pluralité de ressources alimentaires dans leurs environnements ; donc une préférence nette pour l'une ou l'autre ressource existe (Davidson, 1998). Par ailleurs, l'observation fréquente de comportements agressifs, liés à la nourriture ou au territoire, a fait penser que les communautés de fourmis sont principalement structurées par la compétition par interférence, puisque certaines espèces empêchent d'autres à exploiter les ressources dont elles ont besoin (Hölldobler & Wilson, 1990 ; Andersen, 1992 ; Dejean *et al.*, 2007 ; Blüthgen & Feldhaar, 2010). En effet, les communautés de fourmis apparaissent souvent sous une hiérarchie de dominance où certaines espèces, plus agressives et plus performantes dans le recrutement d'ouvrières, excluent de leur territoire ou des ressources alimentaires de haute qualité les autres espèces subordonnées (Andersen, 1991 et 1992 ; Parr & Gibb, 2009). Par exemple, la stabilité des assemblages de fourmis est souvent considérée comme résultant d'un accès hiérarchique aux ressources alimentaires ; c'est le postulat du compromis entre découverte et dominance qui défend l'idée selon laquelle les espèces subordonnées ne sont capables de survivre au sein du territoire d'une espèce dominante, que si elles parviennent à trouver plus rapidement les ressources alimentaires (Davidson, 1998 ; Andersen, 1991 ; Adler *et al.*, 2007 ; Parr & Gibb, 2012 ; Cerdá *et al.*, 2013). Toutefois et contrairement à l'idée répandue que la majorité d'espèces de fourmis ont des besoins écologiques similaires, d'autres travaux montrent que des différences plus ou moins importantes peuvent être essentielles pour garantir la stabilité des assemblages. Ils indiquent, par exemple, que le compromis entre la découverte et la dominance a des effets variables en fonction des facteurs environnementaux tels que la présence d'ennemis naturels, le type de microhabitat, et les fluctuations environnementales spatio-temporelles (Sarty *et al.*, 2006 ; Lebrun & Feener, 2007 ; Feener *et al.*, 2008 ; Pearce-Duvet & Feener, 2010 ; Gibb & Parr, 2010 ; Wiescher *et al.*, 2011). En effet, de récentes études montrent de plus en plus que la différenciation écologique entre espèces de fourmis est un phénomène largement répandu (Retana *et al.*, 2015), qui peut inclure une série de facteurs tels que les variations dans le temps de bénéfices réciproques en ressources alimentaires et des tolérances à la température ambiante, les préférences de microhabitats dues à la densité de matière organique dans le sol, l'utilisation de différents compartiments de l'écosystème ou de ressources alimentaires différentes (Luque & Reyes López, 2007 ; Agarwal & Rastogi, 2009 ; Arnan *et al.*, 2012). Enfin, la partition écologique se révèle parfois assez compliquée car de nombreuses dimensions écologiques peuvent interagir simultanément (Weiser & Kaspari, 2006 ;

Andersen, 2008 ; Stuble *et al.*, 2013). En conséquence, une prise en compte des caractéristiques potentiellement importantes pour identifier, pour chaque environnement et chaque région, les facteurs majeurs en relation avec la diversité des fourmis et la stabilité des assemblages est nécessaire (Silva & Brandão, 2010 et 2014 ; Retana *et al.*, 2015).

I.9. Réponse des fourmis aux gradients environnementaux

Des changements très importants dans la composition spécifique des communautés de fourmis sont souvent observés lorsqu'on étudie différents habitats (Andersen, 1997 ; Agosti *et al.*, 2000 ; Underwood & Fisher, 2006). En effet, il est fréquent de trouver une forte fidélité de certains taxons de fourmis pour des environnements particuliers. En 1995, Andersen a proposé une classification des fourmis dans des groupes fonctionnels en tenant compte de leurs affinités avec différents types d'habitats le long d'un gradient géographique ou climatique. Par exemple, les Dolichoderines dominantes sont particulièrement abondantes dans les milieux ouverts et chauds ; les Myrmicines généralistes apparaissent dans la majorité des habitats ; les fourmis opportunistes sont caractéristiques des milieux perturbés. Cette classification, développée pour les fourmis dans des régions arides de l'Australie par Andersen (1995), a également servi à comprendre la structure des communautés de ces organismes dans d'autres régions biogéographiques (Andersen, 1997 ; King *et al.*, 1998 ; Leal *et al.*, 2012 ; Arnan *et al.*, 2012). Le principal message de ces travaux est que certaines caractéristiques écologiques des fourmis, qui leur permettent une adaptation à différents milieux, sont conservées phylogénétiquement. Cependant, la nature discrète d'une telle classification fonctionnelle ainsi que la nécessité d'adapter ce modèle à chaque région empêchent une compréhension plus profonde des mécanismes responsables de telles substitutions d'espèces.

Les études de l'importance des gradients environnementaux dans la diversité, la composition et la structure des communautés de fourmis sont assez récentes (Hill *et al.*, 2008, Ríos-Casanova & Bestelmeyer, 2008 ; Gibb & Parr, 2010 ; Yates & Andrew, 2011 ; Wiescher *et al.*, 2011 ; Murnen *et al.*, 2013). Elles ont montré que la température est, probablement, la variable la plus importante pour comprendre l'abondance et la diversité des fourmis dans différentes régions (Sanders *et al.*, 2007 ; Dunn *et al.*, 2009 ; Jenkins *et al.*, 2011 ; Gibb *et al.*, 2015). Même au sein d'une région, les habitats où le sol est directement exposé aux rayons solaires contiennent souvent des espèces différentes de celles où la végétation est abondante (Luque & Reyes López, 2007 ; Wiescher *et al.*, 2011). En effet, la couverture végétale a des effets non seulement sur la température de l'air et du

sol, mais également sur la complexité environnementale. L'abondance de la litière, des branches et des troncs morts, par exemple, joue un rôle non négligeable dans la capacité de différentes espèces de fourmis à nidifier (McGlynn, 2006 ; McGlynn *et al.*, 2009 ; Murnen *et al.*, 2013). Par ailleurs, la résistance du couvain ou des ouvrières aux fortes températures peut prévoir quelles espèces pourraient coloniser tel ou tel type d'habitat (Linksvayer & Janssen, 2009 ; Mezger & Pfeiffer, 2010 ; Wiescher *et al.*, 2012). La densité et la composition de la litière influencent aussi le succès du fourragement de différentes espèces (Lassau & Hochuli, 2004 ; McGlynn, 2006 ; Sarty *et al.*, 2006 ; Gibb & Parr, 2010). Les communautés de fourmis répondent aussi souvent aux variations d'abondance de différents nutriments dans un habitat (Kaspari & Yanoviak, 2001 ; Bihn *et al.*, 2008 ; Kaspari *et al.*, 2012 ; Jacquemin *et al.*, 2012 ; Peters *et al.*, 2014). Le régime et l'intensité des pluies s'avèrent comme des variables aussi importantes à prendre en compte dans l'étude des patterns d'abondance et diversité de fourmis (Fergani *et al.*, 2010 ; Jenkins *et al.*, 2011 ; Arnan *et al.*, 2014).

Dans la littérature, la caractérisation des fourmis par une approche de traits fonctionnels, en complément aux approches plus traditionnelles, telles que la comparaison taxonomique ou l'analyse des guildes, a déjà servi à identifier de nombreux mécanismes de remplacement d'espèces dans des gradients d'usage de la terre (Wiescher *et al.*, 2012 ; Arnan *et al.*, 2013 et 2014 ; Yates *et al.*, 2014). Par exemple, la "Size grain hypothesis" ou hypothèse de la taille des graines propose que la taille des fourmis et la longueur de leurs pattes constituent une limitation pour leur déplacement dans la litière, du fait de la difficulté à passer dans ses interstices (Kaspari & Weiser, 1999 ; Gibb & Parr, 2010). En particulier, il a été proposé que la taille des fourmis est positivement liée à leur résistance à la chaleur et à la déshydratation (Kaspari, 1993 ; Oberg *et al.*, 2012).

Notons que, la validité de ces relations sus évoquées varie parfois en fonction du groupe de fourmis étudié ou des régions prospectées (Oberg *et al.*, 2012 ; Retana *et al.*, 2015). C'est pourquoi l'étude des communautés de fourmis via leurs traits fonctionnels est une voie prometteuse mais qui demande des analyses plus approfondies pour confirmer la généralité des relations traits-environnement.

Bien que de nombreuses études aient décrit des changements dans la composition des espèces de fourmis le long de gradients environnementaux (Hoffmann, 2010 ; Gibb *et al.*, 2015), peu d'entre elles ont essayé d'identifier les mécanismes qui en sont responsables (Wiescher *et al.*,

2012 ; Arnan *et al.*, 2014 ; Yates *et al.*, 2014). Théoriquement, il est attendu qu'on trouve, localement, un sous-ensemble d'espèces capables de coloniser un type d'habitat donné, parmi toutes celles qui sont présentes dans la région (Keddy,1992). Cette capacité dépend des caractéristiques écologiques de chaque espèce et explique la variation du nombre d'espèces, voire de leur identité. En effet, les changements de richesses spécifiques peuvent résulter d'une diminution de la diversité fonctionnelle viable dans un type d'habitat (Petchey & Gaston, 2002). Une telle contraction de niche peut alors être expliquée par une diminution du nombre de stratégies écologiques viables dans un environnement comparé à un autre, qui conduirait à la disparition des espèces dotées des caractéristiques non adaptées (Ricklefs, 2012 ; Lamanna *et al.*, 2014). Le remplacement d'espèces entre habitats est aussi souvent expliqué par un changement d'identité fonctionnelle, c'est-à-dire un déplacement de niche, suite à une variation dans la dominance des espèces reconnaissables par un changement de la valeur moyenne des traits de ces espèces (Garnier *et al.*, 2004 ; Cornwell *et al.*, 2006).

I.10. Participation des fourmis aux processus écologiques

L'importance écologique des fourmis est reconnue depuis longtemps (Folgarait, 1998 ; Crist 2009 ; Philpott *et al.*, 2010 ; Del Toro *et al.*, 2012). Elles agissent indirectement sur les écosystèmes en influençant d'autres organismes (Handel & Beattie, 1990 ; Schultz *et al.*, 2000) et directement lors des activités de nidification et de collecte de ressources alimentaires (Nkem *et al.*, 2000 ; Bestelmeyer & Wiens, 2003 ; Frouz *et al.*, 2008). Les fourmis entretiennent de nombreuses interactions avec : les plantes (Davidson & Mckey, 1993), les champignons (Dauber *et al.*, 2008), les bactéries (Currie *et al.*, 2003 ; Russell *et al.*, 2009), d'autres arthropodes (James *et al.*, 1999) ou même des vertébrés (Crist, 2009), à travers des phénomènes de coopération, compétition, et de prédation (Schultz *et al.*, 2000). Dans la nature, les fourmis exploitent une grande variété de ressources alimentaires telles que les graines, les insectes, les excréments, les carbohydrates (Brown, 2000 ; Brandão *et al.*, 2012). Ainsi, elles participent aux processus écosystémiques tels que la dispersion des graines (Handel & Beattie, 1990 ; Orivel & Dejean, 1999), la prédation (Philpott & Armbrrecht, 2006 ; Dejean *et al.*, 2007), l'herbivorie (Verchot *et al.*, 2003), la détritivorie (Folgarait, 1998). Toutefois, les fourmis sont aussi des mutualistes des plantes (Sagers *et al.*, 2000 ; Heil & McKey, 2003 ; Orivel & Leroy, 2010) et de certains insectes herbivores (Styrsky & Eubanks,2007 ; Stadler & Dixon, 2005). Il est aussi connu que les fourmis jouent un rôle éminent dans la bioturbation et la structure physique des sols (Nkem *et al.*, 2000), les cycles

biogéochimiques (Frouz & Jilková, 2008), et la fixation de l'azote atmosphérique (Verchot *et al.*, 2003 ; Evans *et al.*, 2011). Par toutes ces activités, les fourmis se révèlent être des ingénieurs des écosystèmes (Jouquet *et al.*, 2006 ; Meyer *et al.*, 2011). Cependant, peu d'informations sont disponibles sur les différents types d'aliments que les communautés entières prélèvent.

La littérature montre que les études se focalisent souvent sur un seul processus écologique, par exemple sur : la prédation, la granivorie, la dispersion des graines, la protection des mutualistes ou la détritivorie (Philpott *et al.*, 2008 ; Dejean *et al.*, 2009 ; Fayle *et al.*, 2010 ; Dominguez-Haydar & Armbrecht, 2011 ; Warren & Giladi, 2014). C'est ainsi que certains travaux indiquent qu'une grande couverture végétale peut favoriser la participation des fourmis aux processus tels que la prédation, la granivorie ou la fréquentation des plantes à nectar (Wolff & Debussche, 1999 ; Philpott & Armbrecht, 2006 ; Philpott *et al.*, 2006 ; Dominguez-Haydar & Armbrecht, 2011 ; Šipoš & Kindlmann, 2013).

Grâce à leur influence sur des insectes herbivores (Suzuki *et al.*, 2004 ; Philpott *et al.*, 2006 ; Van Mele *et al.*, 2007), les activités de fourragement des fourmis peuvent avoir des effets positifs sur la dispersion des graines (Leal *et al.*, 2007 ; Arnan *et al.*, 2012) et sur la production végétale. Toutefois, ces observations ne sont pas généralisables puisque d'autres études, ayant évaluées l'exploitation des proies et des charognes dans divers gradients environnementaux, n'ont pas noté des différences significatives (Philpott *et al.*, 2008 ; Fayle *et al.*, 2010). Par ailleurs, si la consommation des graines est très grande, par ricochet leur dispersion devient faible ou réduite (Arnan *et al.*, 2012). Dans certains cas tout de même, une inversion bénéfique des fourmis sur la production végétale peut se faire via leurs associations avec les hémiptères (Offenberg *et al.*, 2013). Ainsi, l'implication d'une espèce de fourmis à différents processus écosystémiques peut varier en fonction des conditions en place ou des ressources disponibles. En effet selon le contexte, certaines espèces contribuent plus ou moins intensément à différents processus, tels que la prédation, la granivorie ou encore l'élevage des aphides (Offenberg, 2001 ; Mollot *et al.*, 2014).

I.11. Partition de la niche et déterminisme des assemblages locaux des fourmis

Traditionnellement, on accorde un rôle crucial à la compétition dans la structuration des communautés de fourmis (Parr & Gibb, 2009 ; Cerdá *et al.*, 2013) ; c'est en raison de l'observation : d'une importante activité et d'un recrutement de fourmis pour la recherche des ressources alimentaires, et des comportements agressifs interspécifiques (Parr & Gibb, 2009). Il est donc primordial de comprendre comment différentes espèces qui exploitent des ressources

limitées, arrivent à coexister. La littérature indique que c'est l'utilisation des ressources complémentaires qui permet à différentes espèces de coexister en évitant une exclusion compétitive, il est donc attendu qu'un assemblage de fourmis se dote de ressources complémentaires (Gibb, 2009).

Selon Fowler & Delabie (1995) et Luque & Reyes López (2007), une partition écologique trophique, temporelle et de microhabitats des fourmis affecte potentiellement la coexistence de leurs espèces ; ce qui appelle une analyse profonde du principe de redondance écologique entre les espèces (Parr & Gibb, 2012). En effet, la majorité des espèces de fourmis sont généralistes ; elles exploitent des carbohydrates, des lipides et des protéines sous différentes formes (Blüthgen & Feldhaar, 2010). Toutefois, l'identité de ces formes et des proportions prélevées est cruciale pour comprendre les différences interspécifiques et la stabilité des assemblages. Par exemple, l'accès aux sources de nectar ou de miellat, de charognes, de proies ou de graines, change en fonction du microhabitat, du comportement ou de la morphologie des espèces (Cerdá *et al.*, 1998 ; McGlynn & Kirksey, 2000 ; Blüthgen & Feldhaar, 2010). Ainsi, une différenciation dans une, voire plusieurs, dimension(s) écologique(s) rend la coexistence possible, si la compétition interspécifique est supérieure à la compétition intraspécifique (Pacala & Roughgarden, 1982 ; Tilman, 1982).

I.12. Invasions biologiques

Selon Williamson (1996), le processus d'invasion biologique peut être vu comme une série d'étapes successives et obligatoires incluant le transport, l'établissement, enfin l'expansion d'une espèce dans une nouvelle zone géographique. Cependant, la grande majorité des introductions se soldent par un échec. Williamson y estime, en effet, qu'une espèce introduite dans un milieu a environ une chance sur dix de s'y établir, et qu'une fois établie, elle ne devient envahissante que dans un cas sur dix. Il faut ainsi souvent plusieurs introductions successives pour qu'une espèce parvienne à s'établir dans un environnement nouveau. Le succès d'invasion varie aussi en fonction des groupes taxonomiques (Williamson & Fitter, 1996), et dépend autant des caractéristiques des espèces que de celles des milieux dans lesquels elles sont introduites (Kennedy *et al.*, 2002 ; Shea & Chesson, 2002). La compréhension des facteurs qui régissent le succès ou l'échec des invasions constitue un enjeu majeur dans la conservation de la biodiversité, notamment celle de la myrmécofaune des forêts et savanes (Chesson, 2002).

I.12.1. Fourmis invasives

En 1999 MacGlynn rapportait que sur les 10 000 espèces de fourmis décrites dans le monde, environ 150 ont profité des activités humaines pour étendre leur répartition hors de leurs zones d'origine. Cette large dispersion, qui s'explique en partie par la propension de ces organismes à vivre à proximité de l'homme, leur a valu le nom de fourmis vagabondes. La majorité des espèces appartenant à cette catégorie, une fois introduites, restent le plus souvent confinées aux habitats anthropisés. Elles occupent généralement des niches laissées vacantes par les espèces indigènes, et sont donc peu menaçantes pour les milieux naturels. Cependant, un petit nombre d'entre-elles sont capables de pénétrer ces milieux, d'y proliférer et, par leurs comportements agressifs, de déplacer ou réduire considérablement la faune présente, bouleversant ainsi totalement l'ensemble de l'écosystème envahi. D'autres espèces de fourmis, qui sont considérées comme envahissantes ont un impact peu documenté et une répartition très localisée. C'est le cas en Europe de : *Paratrechina longicornis* (Wetterer *et al.*, 1999 ; MacGlynn, 1999) et de *Lasius neglectus* (Van Loon *et al.*, 1990 ; Boomsma *et al.*, 1990), en Colombie de *Paratrechina fulva* (Zenner-Polania, 1994), ou encore aux Etats-Unis de *Solenopsis richteri* (Holway *et al.*, 2002). L'intérêt fondamental des recherches sur les invasions biologiques est la prédiction de l'établissement et de l'expansion des espèces introduites dans de nouveaux milieux et de leurs conséquences. Pour cela, les écologistes s'attèlent à :

- mesurer les effets directs et indirects causés par les invasions ;
- identifier les principales caractéristiques communes à ces espèces envahissantes ;
- déterminer les facteurs susceptibles d'expliquer leur succès dans les milieux envahis (MacGlynn, 1999).

I.12.2. Caractéristiques des espèces envahissantes

Bien que les fourmis envahissantes puissent agir dans certains cas comme d'autres organismes (Kopachena *et al.*, 2000 ; Allen *et al.*, 2001), leur effet sur leurs proies est le plus souvent indirect ; de fait, les fortes densités qu'elles atteignent peuvent réduire les sites de nidification de certaines espèces d'oiseaux (Ridleyhuber, 1982), voire empêcher le succès de leurs nichées (Drees, 1994 ; Sockman, 1997) ; les changements qu'elles provoquent sur la faune d'invertébrés entraînent également une diminution des effectifs des populations d'insectivores (Allen *et al.*, 1995 ; Suarez *et al.*, 2000).

Certaines fourmis envahissantes ont également un impact sur des espèces végétales en excavant le sol autour de leurs systèmes racinaires et en se nourrissant de leurs graines ou en incluant dans leur régime alimentaire d'autres parties de la plante (Tennant & Porter, 1991 ; Holway *et al.*, 2002). De plus, en favorisant les populations de certains homoptères, ces espèces de fourmis envahissantes affaiblissent les plantes et les rendent plus vulnérables aux pathogènes (Buckley, 1987). Selon ce dernier auteur, une fois qu'elles sont établies, l'éradication de ces espèces est souvent impossible, parce que les méthodes visant à contrôler leur expansion restent très coûteuses.

Les espèces de fourmis envahissantes sont typiquement omnivores ; elles se nourrissent d'animaux morts, de petits invertébrés ou de substances sucrées produites directement par les plantes (nectar) ou par les homoptères qui s'alimentent de la sève et excrètent du miellat riche en sucres. Ces ressources sucrées et leur contrôle sont un élément clé du succès écologique des espèces envahissantes (Helms & Vinson, 2002). En Afrique, Campbell (1994) a montré que *Pheidole megacephala* ne devient dominante que lorsque les espèces de cochenilles (*Planococcus njalensis* ou *Planococcus citri*) auxquelles il est associé sont présentes. L'accès à ce type de ressource, que les fourmis envahissantes semblent exploiter plus efficacement que les espèces indigènes (Holway *et al.*, 2002), leur permet de maintenir une grande densité d'ouvrières (Davidson, 1998). Beaucoup d'espèces envahissantes favorisent ainsi la prolifération de nombreuses espèces d'homoptères avec lesquelles elles entretiennent des relations mutualistes (trophobiose). Ces relations étroites ont été démontrées pour *Anoplolepis gracilipes* (Haines *et al.*, 1994), *Linepithema humile* (Vega & Rust, 2001), *Pheidole megacephala* (Bach, 1991), *Solenopsis geminata* (Perfecto, 1991), *Solenopsis invicta* (Helms & Vinson, 2002) et *Wasmannia auropunctata* (Delabie *et al.*, 1994). Malgré tout, il existe de grandes disparités dans les régimes alimentaires des fourmis envahissantes, et il est connu, par exemple, que *Solenopsis geminata* et *Pheidole megacephala* peuvent inclure des graines dans leurs régimes. De plus, *S. geminata*, *S. invicta* et *W. auropunctata*, possédant un aiguillon venimeux, peuvent se nourrir d'invertébrés de grandes tailles, voire de certains vertébrés (Buckley & Kingsolver, 2014).

I.12.3. Impact sur les milieux envahis

L'effet le plus dramatique des fourmis envahissantes et le plus souvent rapporté est la disparition de nombreuses espèces de fourmis indigènes. Dans les zones envahies, elles peuvent réduire à 90% la myrmécofaune native (Porter & Savignano, 1990 ; Human & Gordon, 1997 ;

Hoffmann *et al.*, 1999). La présence d'espèces envahissantes provoque aussi souvent le déclin d'un grand nombre d'espèces de l'arthropofaune, car elles s'illustrent comme super-prédateurs (Porter & Savignano, 1990 ; Gillespie & Reimer, 1993). En Australie, par exemple, Hoffman *et al.* (1999) ont évalué la réduction de 42 à 85 % de l'abondance des invertébrés dans les zones envahies par *Pheidole megacephala*.

I.12.4. Importance des caractéristiques des milieux envahis

De nombreuses études soulignent qu'une invasion nécessite la rencontre d'une espèce au potentiel envahissant et d'un écosystème propice à l'invasion. En effet, les différentes caractéristiques partagées par l'ensemble des espèces envahissantes ne permettent pas à elles seules d'expliquer le succès ou l'échec d'une invasion (krushelnycky *et al.*, 2005). Au mieux, elles permettent d'identifier les espèces envahissantes dont le potentiel s'exprime ou non selon les conditions du milieu. Selon les auteurs suscités, le concept de vulnérabilité du milieu est donc essentiel à la compréhension des mécanismes d'invasion et à l'établissement de règles prédictives, indispensables à la conservation et à la gestion des habitats car tous les écosystèmes ne présentent pas la même sensibilité aux invasions. L'importance des conditions environnementales, en termes de vulnérabilité des milieux aux invasions, a souvent été sous-évaluée au profit d'hypothèses liées aux interactions biotiques. Pourtant, les espèces envahissantes étant généralement de grands compétiteurs, leur expansion est davantage limitée par les caractéristiques environnementales du milieu que par les interactions compétitives.

Les conditions climatiques sont parmi les premiers facteurs susceptibles d'expliquer l'établissement et l'expansion des espèces envahissantes dans leurs zones d'introduction (Holway *et al.*, 2002 ; Lester, 2005 ; Krushelnycky *et al.*, 2005). De récentes études ont, en effet, montré que d'infimes variations dans les conditions microclimatiques des habitats suffisent à expliquer le succès ou l'échec du processus d'invasion. Ainsi, par exemple, les conditions de température (Holway *et al.*, 2002 ; Thomas & Holway, 2005) et les conditions d'humidité du sol (Menke & Holway, 2006) influent directement sur l'expansion de la fourmi d'Argentine, *Linepithema humile* (Mayr, 1868) dans les communautés naturelles. D'autres facteurs tels que le type de perturbations auquel est soumis un milieu accroissent la vulnérabilité des écosystèmes aux invasions, en augmentant notamment la disponibilité des ressources (Hobbs, 1989) ou en réduisant la compétition interspécifique (Elton, 2000). Qu'elles soient d'origine anthropique (Gibb & Hochuli, 2003) ou non (Holway *et al.*, 2002), les perturbations créent souvent des conditions favorables à

l'établissement et l'expansion des espèces envahissantes. Par exemple, la proximité de routes facilite l'accès de *S. invicta* à de nouveaux habitats (Stiles & Jones, 1998 ; Forsys *et al.*, 2002) ; la fourmi d'argentine tire aussi directement profit des modifications engendrées par les activités humaines pour coloniser de nouveaux milieux (Suarez *et al.*, 1998).

I.12.5. Importance de la compétition

La compétition est l'ensemble des effets négatifs qu'un individu (ou espèce) induit sur un (une) ou autre, en exploitant plus efficacement ou en contrôlant l'accès à une ressource en quantité limitée. On distingue deux formes de compétition : celle par exploitation et celle par interférence. Au niveau spécifique, la compétition par exploitation a lieu quand les deux espèces ont un accès équivalent à l'exploitation d'une ressource, et que l'une d'entre-elles en réduit la disponibilité notamment en la trouvant ou l'exploitant plus rapidement. La compétition par interférence, quant à elle, survient quand une espèce, par son comportement, prive une autre de l'accès à la ressource. Bien que les exemples de compétition par interférence soient les plus nombreux (Hölldobler & Wilson, 1990), notons que les deux types de compétitions existent chez les fourmis.

La compétition se traduit au sein d'une même communauté de fourmis par une hiérarchie où, les espèces les plus compétitives se trouvent au sommet (Hölldobler & Wilson, 1990). La dominance compétitive peut s'exprimer selon deux modalités :

- d'un côté la dominance comportementale ; ici est qualifiée d'espèce dominante celle qui est la plus agressive, c'est-à-dire celle qui remporte les confrontations directes entre ouvrières ;
- de l'autre côté la dominance numérique. Dans ce cas, l'espèce dominante au sein d'une communauté est plus abondante en biomasse ou en fréquence sur un appât par exemple (Wilson, 1990). Toutefois, pour de nombreuses espèces, la dominance comportementale et la dominance numérique étant fortement corrélées, certains auteurs préfèrent définir la dominance écologique comme la combinaison de ces deux concepts (Davidson, 1998). Chez les fourmis, la dominance d'une espèce dépend autant des caractéristiques des ouvrières que de celles de la colonie entière. En effet, dans le cas d'une compétition par interférence qui oppose des ouvrières de deux colonies de taille et d'attributs différents, tels que la présence d'un aiguillon ou l'emploi de substances chimiques répulsives, l'issue de la compétition entre ces deux colonies dépend de l'avantage numérique de l'une des colonies par rapport à l'autre en rapport, notamment, avec sa vitesse de recrutement et du nombre d'individus mobilisables (Holway & Case, 2001 ; Palmer, 2004). De la même manière, en situation d'une compétition par exploitation, une espèce est d'autant plus

compétitive qu'au niveau individuel, ses ouvrières sont rapides dans la découverte d'une ressource, et qu'au niveau de la colonie la vitesse de recrutement est suffisante pour que dès la découverte de la ressource, celle-ci soit aussitôt collectée (Palmer, 2004).

De façon générale, il existe une relation inverse entre la dominance comportementale d'une espèce et le temps qu'elle met pour découvrir une ressource ; de fait, les espèces qui localisent rapidement une ressource ne parviennent pas souvent à la défendre efficacement car elles sont systématiquement chassées par les espèces plus agressives mais moins efficaces dans la prospection du milieu (Davidson, 1998).

Traditionnellement, le succès des espèces invasives n'est pas souvent dû à l'absence dans la zone d'introduction des ennemis naturels, c'est-à-dire des principaux prédateurs, des compétiteurs et des pathogènes. (Orr *et al.*, 1995 ; Orr & Seike, 1997 ; Porter *et al.*, 1997). Une autre explication, suggère que les communautés les plus riches en espèces sont également les moins vulnérables aux invasions, ceci du fait notamment qu'elles sont plus compétitives pour les ressources et généralement présentes en quantités limitées. En effet, les résultats de nombreuses études sur la corrélation entre la richesse spécifique et le succès d'invasion la contredisent (Majer, 1994 ; Andersen, 1997 ; Ortega & Pearson, 2005).

La compétition agit aussi selon un gradient d'intensité qui dépend du degré de différenciation des niches écologiques ; il est connu que deux espèces sympatriques ayant des niches écologiques similaires subissent une forte compétition (Denno *et al.*, 1995). Cette interaction compétitive peut conduire soit à un déplacement ou une réduction de la niche de l'une ou des deux espèces, afin qu'elles puissent coexister, soit à l'exclusion de l'une des deux espèces. Néanmoins, les interactions compétitives entre espèces envahissantes ont été rarement étudiées. Chez ces espèces, la compétition est si marquée qu'elles expriment généralement une territorialité prononcée (Wetterer & O'Hara, 2002). Plusieurs travaux mentionnent ainsi des répartitions mutuellement exclusives, sans jamais que le rôle de la compétition ne soit clairement démontré. Von Aesch (2006) trouve d'ailleurs que l'agressivité ne jouerait pas un rôle décisif dans l'issue de la compétition entre espèces envahissantes. Morrison (2000) aussi suggère à cet effet que les différences de compétitivité entre ces espèces proviennent essentiellement des caractéristiques liées à des colonies, telles que la taille et la vitesse de recrutement.

CHAPITRE II : CADRE D'ETUDE, MATERIEL ET METHODES

II.1. Cadre géographique

II.1.1. Milieu physique de Koutaba

Koutaba est une commune du Département du Noun, de la Région de l'Ouest (figure1). La ville éponyme, de coordonnées géographiques 5°42'0" N, 10°49'0" E, 1127 m d'élévation est située à 41 kilomètres de Bafoussam sur l'axe routier Bafoussam-Foumban. Selon le Bureau central des recensements et des études de population, répertoire actualisé des villages du Cameroun : troisième recensement général de la population et de l'habitat du Cameroun (2005), la ville de Koutaba comptait à cette date 9419 habitants. Ainsi, cette localité fait partie intégrante de la zone agro-écologique des hautes terres de l'Ouest Cameroun ; elle est située dans le domaine de la forêt dense humide semi-caducifoliée guinéo-congolaise (IRAD, 2008). Sa végétation est dominée par une savane arbustive d'altitude (entre 1200 m et 1600 m) avec une avancée d'éléments soudano-sahéliens, de poches de forêts marécageuses et de prairies broussailleuses, marécageuses, périodiquement inondées à une altitude supérieure à 1000 m (Suchel, 1988). Cette végétation est dégradée suite aux défrichements et brûlis réguliers des composantes floristiques, pour la mise en place des plantations ou pour des besoins de pâturage et/ou de chasse (IRAD, 2008). De plus et toujours, selon les données de l'IRAD (2008), cette végétation est caractérisée par un découpage du paysage naturel en concessions familiales séparées les unes des autres par des haies vives ; ceci lui donne un aspect bocager particulièrement dense. Lors du recensement de 2005, la population de la commune de Koutaba comptait 49171 habitants. Les sols de Koutaba sont rouges sur du basalte (Bachelier, 1956), issus d'une série évolutive des sols formés sur des roches volcaniques soumises au processus de ferralisation, ils sont remarquablement monotones et apparaissent homogènes avec une structure généralement prismatique dans les premiers mètres. L'horizon de surface est faiblement humifère et peu organique (Bitom Oyono, 1988).

Le climat de Koutaba est de type tropical de montagne à dominance humide et fraîche. Il présente deux saisons : une saison de pluies, de mi-mars à mi-novembre et une courte saison sèche de janvier à février (Suchel, 1988). Selon ce même auteur, du fait de l'altitude élevée, soit 1100 m en moyenne, et de nombreux reliefs, la température à Koutaba comprise entre 15 et 30°C, est nettement plus basse que dans de nombreuses localités du pays. Dans cette localité, l'influence océanique se traduit par d'importantes précipitations qui sont maximales au cours des mois d'août et de septembre (Suchel, 1988). Le paysage de la ville de Koutaba est dominé par une grande

diversité d'arbres fruitiers, d'eucalyptus, de cyprès introduits par l'homme, de cultures vivrières et maraîchères et de plantations de café arabica (Uwizeyimana, 2009 ; Catrain *et al.*, 2023).

II.1.2. Milieu physique d'Obout

Obout ($3^{\circ}28'0''\text{N}$ et $11^{\circ}43'60''\text{E}$), 330 m d'élévation est situé dans Département du Nyong et So'o dans la Région du Centre à 30 kilomètres de Mbalmayo en empruntant la nationale N° 9 qui relie Mbalmayo à la ville de Sangmelima. D'après les statistiques faites par le Département des affaires économique et sociales des Nations Unies, le recensement de la population en 2005 a dénombré 622 personnes à Obout et en 2024 le nombre est estimé à 500 personnes. Les sols d'Obout sont latéritiques et sablo-argileux (Bilong *et al.*, 1997). La végétation d'Obout résulte d'une mosaïque de plantations, cultures vivrières, vergers (fruitiers, cacaoyères et palmeraies) et de forêts secondaires, avec des marécages dans les bas-fonds dont la végétation est dominée par des raphias. Selon Seychelles (2024), le climat d'Obout est de type équatorial à pluviométrie bimodale, avec deux saisons sèches (la grande saison sèche de mi-novembre à mi-mars et la petite saison sèche de juillet à août) et deux saisons pluvieuses (la grande saison de pluies de mi-septembre à mi-novembre et la petite saison de pluies de mai à juin).

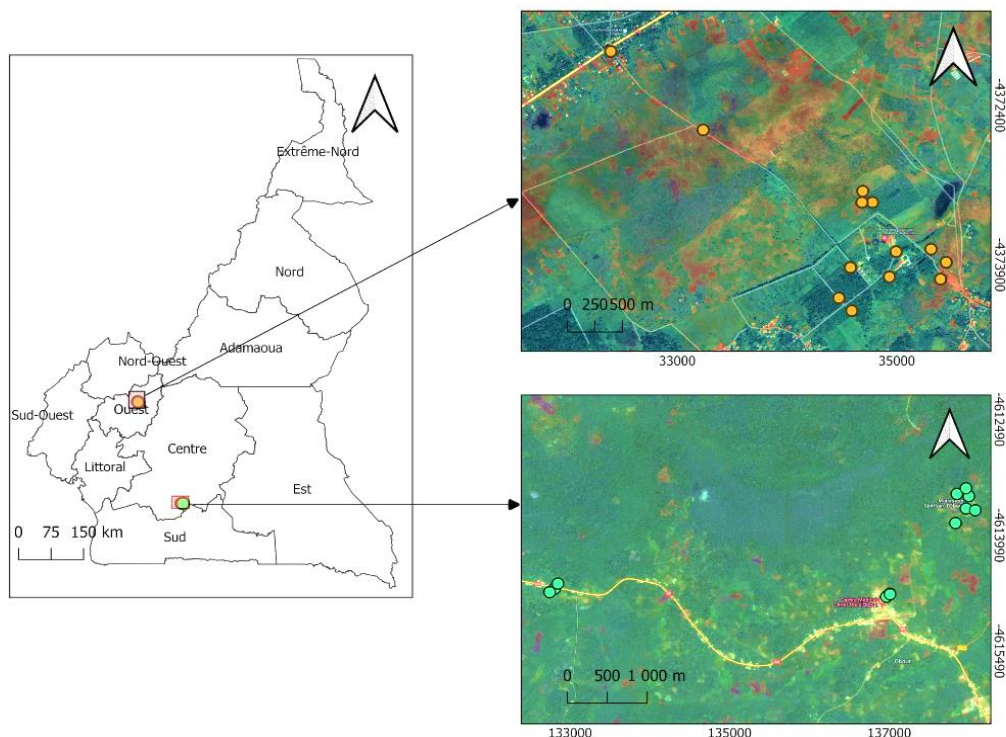


Figure 1: localisation des sites d'études

II.1.3. Description des habitats prospectés

Dans chaque site, quatre types d'habitats correspondant à des modes de gestion des sols dominants, ont été choisis pour notre étude.

A Koutaba, le choix a été porté sur des caféières, des palmeraies, des vergers et des savanes. Pour chaque type d'habitat, deux parcelles distantes d'un minimum de 500 m ont été choisies de façon aléatoire.

Les caféières sont bordées d'eucalyptus sur lesquels on observe un fort peuplement d'épiphytes et parfois certaines parcelles limitrophes des habitations, sont parsemées de cultures vivrières, dominés par la culture du maïs (*Zea mays*) Linné, 1753.

Le sol dans les palmeraies est couvert de feuilles mortes et de rameaux. Ces palmeraies sont établies au voisinage des champs de maïs et de soja (*Glycine max*) (L.) Merr et sont soumises à l'action mécanique des tracteurs utilisés pour le défrichage saisonnier.

Dans les vergers composés principalement de manguiers (*Mangifera indica*) L., 1753, la litière est abondante. On y note également la présence des poches de forêts galeries d'étendues variables, parsemées çà et là dans l'immense étendue de savane.

Le sol des savanes est pierreux ; ces derniers sont plantés d'arbustes ; on y trouve, par endroits, des poches de forêts galeries ; elles sont fréquentées par des troupeaux de bœufs en pâturage (figure 2).

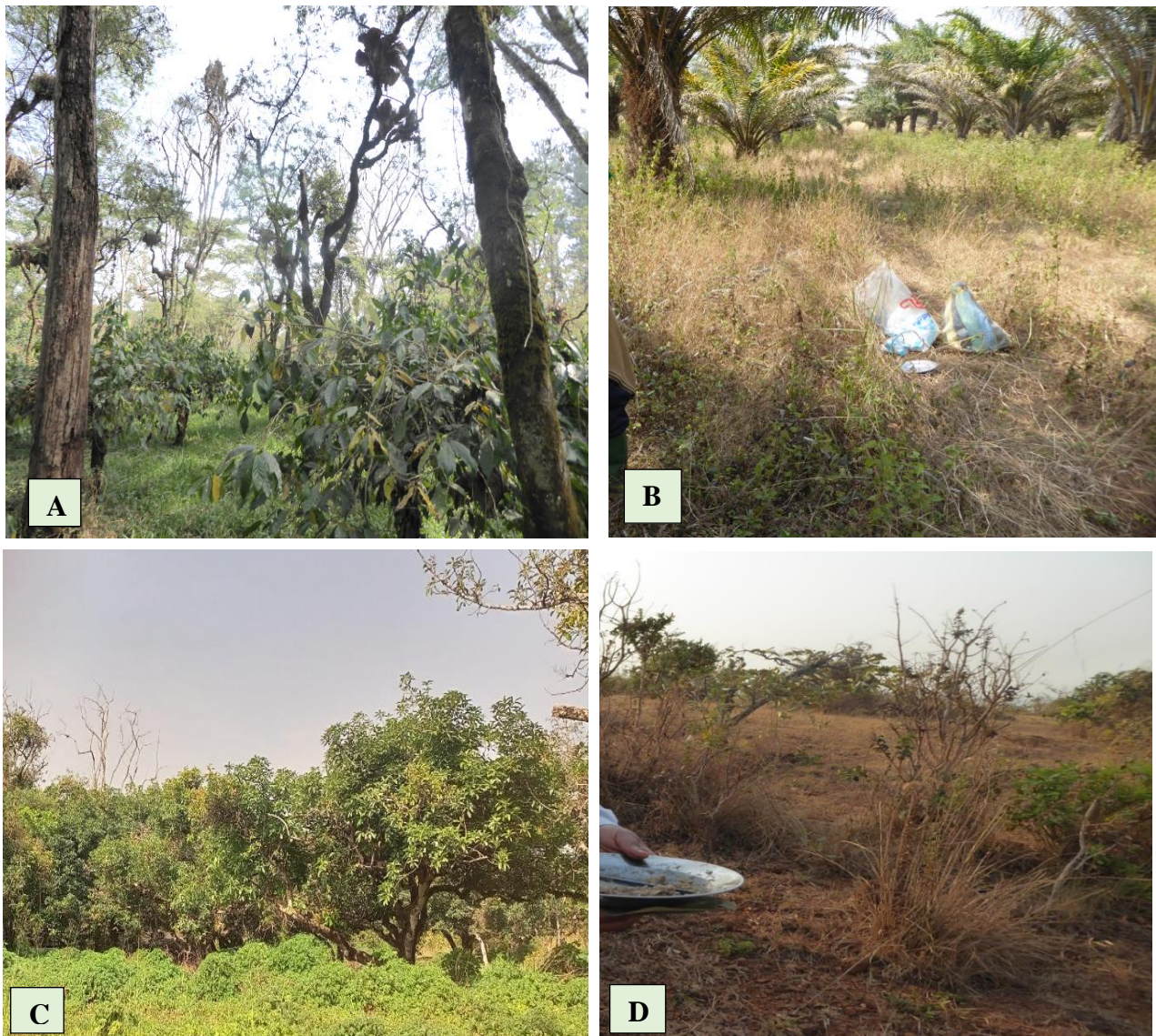


Figure 2: présentation du milieu physique des parcelles prospectées à Koutaba, (A) caféière, (B) palmeraie, (C) verger et (D) savane.

L'inventaire des fourmis à Obout a été mené dans des cacaoyères, des palmeraies, des vergers et des poches de forêt. Dans chaque type d'habitat deux parcelles, distantes d'au minimum de 100 m ont également été choisies de façon aléatoire.

Les cacaoyères sont bordées de champs de manioc (*Manihot esculenta*) Crantz, 1766, de maïs, et parfois par des poches de forêts. Ces plantations ont été mises sur pied dans des poches de forêt en conservant quelques grands arbres sauvages servant d'ombrage associés à différentes espèces d'arbres fruitiers en l'occurrence, le manguié (*Mangifera indica*) le safoutier (*Dacryodes*

edulis) Lam, 1932. Ces plantations sont régulièrement défrichées et soumises à des traitements phytosanitaires afin de lutter contre la pression fongique et celle des insectes nuisibles.

Les deux palmeraies prospectées sont bordées, par endroits, de champs de manioc ; elles sont implantées dans d'anciennes poches de forêts après leur coupe à blanc et sont soumises quelques fois aux feux de brousses provenant des champs voisins.

Les vergers du Monastère des Trappistines d'Obout, sont composés d'arbres fruitiers tels que les citronniers (*Citrus limon*) Burn. F., 1768, les goyaviers (*Psidium guayava*) L., 1753, les avocatiers ou *Persea americana* Mill., 1768, les grenadines communément appelées fruits de la passion (*Punica granatum*) L., 1753, et les manguiers. Au voisinage des vergers on trouve des champs de manioc et de maïs selon les saisons. On y observe également des arbres de grandes tailles sur les troncs desquels poussent des lichens et des lianes. Ces vergers sont périodiquement défrichés.

Les poches de forêts secondaires prospectées ont autrefois été exploitées puis mises en jachère depuis plusieurs années (informations recueillies auprès des pères spiritains du Monastère). Toutefois, on enregistre encore une exploitation clandestine du bois commercialisé sous la forme de bois de chauffage et de charbon de bois. L'accès y est très difficile, ce qui témoigne de la secondarisation du milieu. Quelques poches de forêts galeries sont observées à proximité des cours d'eau qui irriguent la localité. Le sol est recouvert de litière et des troncs d'arbres morts exploités par diverse espèces d'arthropodes à des fins de nidifications (figure 3).



Figure 3: présentation du milieu physique des parcelles prospectées à Obout, (A) cacaoyère, (B) palmeraie, (C) verger et (D) forêt.

II.2. Matériel et Méthodes

II.2.1. Echantillonnage des fourmis

Les fourmis ont été échantillonnées une fois tous les deux mois, de janvier 2017 à mars 2018, dans les quatre systèmes d'utilisation des terres de chaque localité, à l'aide des pièges à fosse ou pitfall, d'appâts alimentaires, d'un aspirateur à bouche ou des pinces fines. Dans chaque parcelle pour un type d'habitat donné, trois transects de 100m de long chacun ont été matérialisés.

Dans le premier transect (T1) un total de 11 appâts distants les uns des autres de 1m ont été déposés.

Dans le deuxième transect (T2), la litière a été collectée dans 10 quadrats mesurant 1x1m chacun.

Dans le troisième transect (T3), 11 pièges à fosse, de 9cm de diamètre pour 12cm de profondeur, distants de 10m les uns les autres, ont été aménagés, c'est-à-dire creusés dans le sol.

L'expérience a été répétée à l'identique dans une deuxième parcelle pour chaque type d'habitat aussi bien à Koutaba qu'à Obout. Cette démarche a ainsi permis d'échantillonner les fourmis dans un ensemble de six transects pour chaque type d'habitat (figure 4).

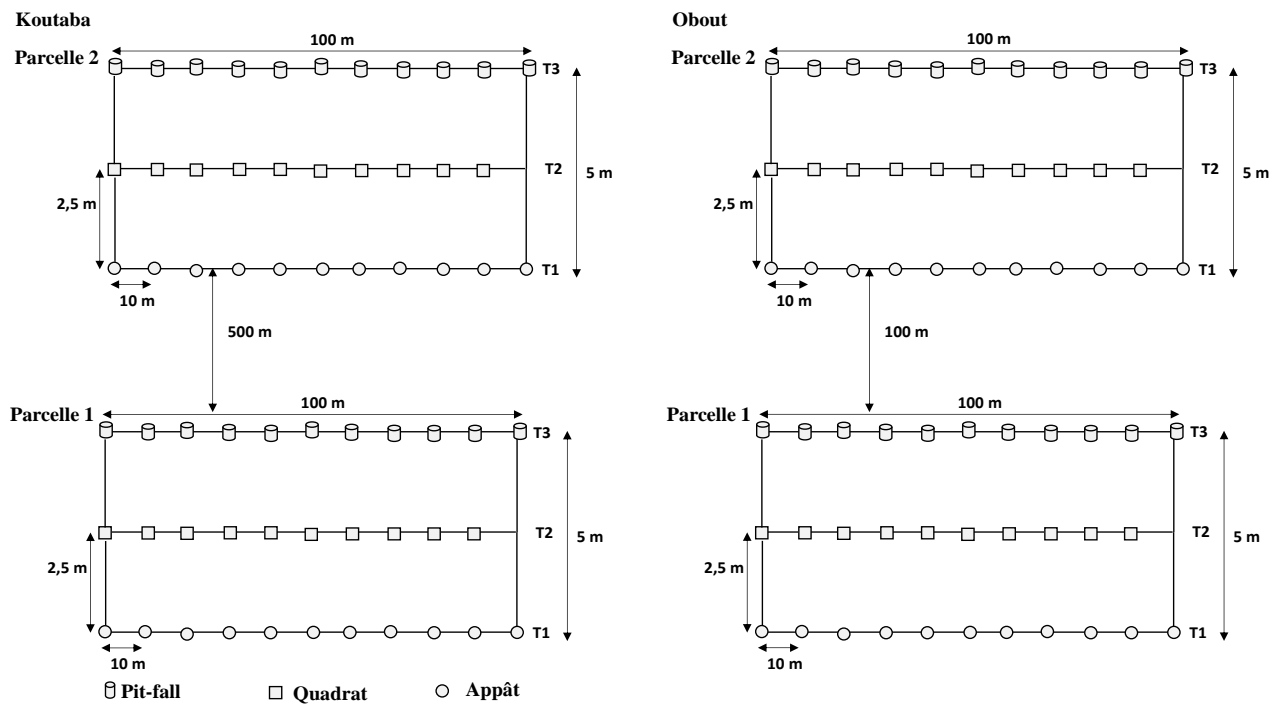


Figure 4: dispositif d'échantillonnage à Koutaba et à Obout.

Les appâts alimentaires étaient composés d'un mélange d'une sardine à huile avec une cuillerée à soupe de miel. Cette mixture a été déposée sur une feuille morte. Cinq minutes après le dépôt de l'appât, les fourmis attirées ont été collectées à l'aide d'un aspirateur à bouche et des pinces fines.

Dans les quadrats, la litière a été ramassée puis conservée dans des sacs poubelles en plastique. Le contenu a été trié sur une étoffe blanche pendant cinq minutes et les fourmis présentes ont été collectées et isolées des autres arthropodes.

Chaque piège à fosse constitué d'une boîte, a été rempli au tiers de son volume avec une solution de détergent et du sel de cuisine (5g), dans 1,5 litre d'eau. Les pièges ont été maintenus

actifs pendant trois jours avant d'être levés. L'utilisation de ces trois types de techniques s'appuie sur le point de vue d'Agosti & Alonso (2000) que la combinaison des plusieurs méthodes, pour l'échantillonnage des fourmis, est indispensable dans l'optique d'optimiser le succès de capture.

Les échantillons de fourmis collectés ont été conservés dans des tubes à urine remplis d'éthanol à 70 % et transportés au Laboratoire de Zoologie de l'Université de Yaoundé I pour l'identification des spécimens ; faite sous une loupe binoculaire de marque VEVOR, à l'aide des clés dichotomiques de Fisher & Bolton (2016) au niveau générique et de Taylor (2010) au niveau spécifique lorsque cela était possible. La validité taxonomique de l'identité des espèces a été contrôlée à l'aide de la base de données accessible en ligne sur le site <http://www.AntCat.org>.

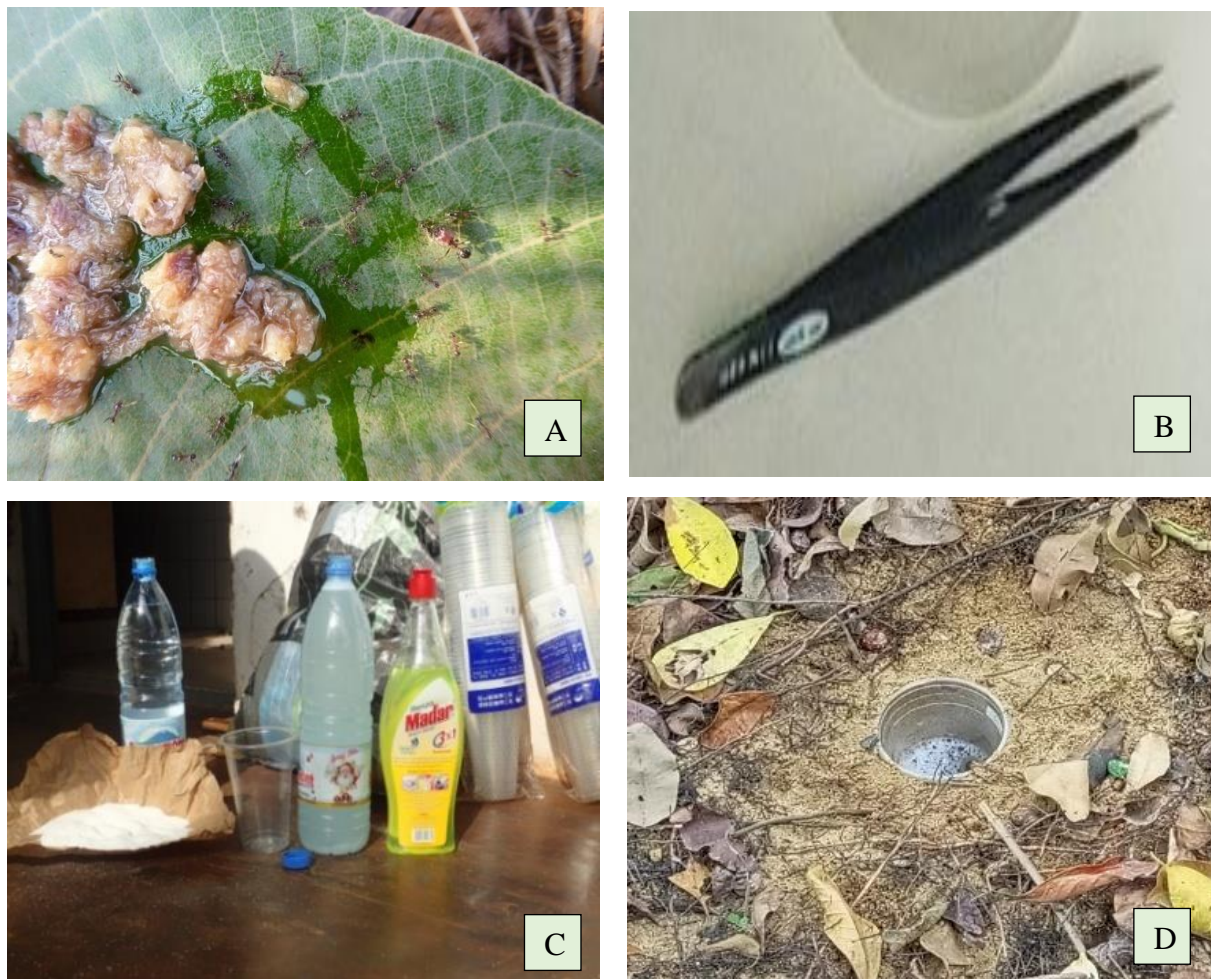


Figure 5 : méthodes d'échantillonnage des fourmis, (A) avec appât alimentaire, (B), par une pince fine, (C) matériel de montage d'un pitfall ou piège Baber et (D) piège Baber.

II.2.2. Analyse des données

II.2.2.1. Evaluation de l'effort d'échantillonnage

Une évaluation exhaustive de la richesse spécifique est quasi impossible lors du prélèvement des données biologiques ; c'est pourquoi les écologistes recourent généralement à des estimateurs pour déduire ce paramètre à partir d'un échantillon représentatif de la population. Toutefois, la richesse spécifique théorique attendue est incertaine du fait que la gamme de performance change avec l'estimateur utilisé (Chao & Chiu, 2016). A cet effet, Marcon (2015) conseille d'utiliser le Chao1 pour une estimation minimale et ACE pour une estimation non biaisée de la richesse spécifique ; nous suivrons donc cet avis dans ce travail tout en associant également l'ACE, Jack 1, Jack 2, Boot comme moyenne des estimateurs pour obtenir un succès de capture en pourcentage dans les deux sites d'études (84,91% à Koutaba et 79,28% à Obout).

La richesse spécifique dans un assemblage est une métrique clé en écologie (Chao & Chiu, 2016).

Pour un échantillonnage de taille n , contenant S espèces dont f_1 sont observées une fois et f_2 sont observées deux fois, l'estimateur Chao1 s'exprime par les formules suivantes :

$$S_{\text{Chao}} = \begin{cases} S_{\text{obs}} + \frac{n-1}{n} \left(\frac{f_1^2}{2f_2} \right) \approx S_{\text{obs}} + \frac{f_1^2}{2f_2}; \text{ si } f_2 > 0 \\ S_{\text{obs}} + \frac{n-1}{n} \left(\frac{f_1(f_1-1)}{2} \right) \approx S_{\text{obs}} + \frac{f_1(f_1-1)}{2}; \text{ si } f_2 = 0 \end{cases}$$

Dans ces formules, S_{obs} est la richesse spécifique observée sur le terrain.

Les indices de couverture (ACE pour les données d'abondance et ICE pour les échantillons d'incidence) ont des formules similaires et l'ACE se calcule par la formule suivante :

$$S_{\text{ACE}} = S_{\text{abun}} + \frac{S_{\text{rare}}}{C_{\text{rare}}} + \frac{f_1}{C_{\text{rare}}} \gamma^2_{\text{rare}} ;$$

$$S_{\text{abun}} = \sum_{i>k} f_i ;$$

$$S_{\text{rare}} = \sum_{i=1}^k f_i ;$$

$$C_{\text{rare}} = 1 - \frac{f_1}{n_{\text{rare}}} ; n_{\text{rare}} = \sum_{i=1}^k i f_i ;$$

$$\gamma^2_{\text{rare}} = \max \left\{ \frac{S_{\text{rare}}}{C_{\text{rare}}} \frac{\sum_{i=1}^k i(i-1)f_i}{(\sum_{i=1}^k i f_i)(\sum_{i=1}^k i f_i - 1)} - 1; 0 \right\} ; \text{ où :}$$

S_{abund} représente le nombre d'espèces abondantes (abondance supérieure à 10) ;

S_{rare} est le nombre d'espèces rares (abondance inférieure à 10) ;

C_{acc} est la proportion de tous les individus dans les espèces rares qui ne sont pas des singletons ;

F_1 est le nombre de singletons (abondance égale à 1).

k est un seuil arbitrairement choisi pour scinder les fréquences des espèces en deux groupes : rare et abondant ; généralement $k= 10$. Les estimateurs et leurs intervalles de confiance ont été calculés à l'aide du package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2011) du logiciel R (version 3.3.2).

II.2.2.2. Caractérisation de la myrmécofaune dans les systèmes de sols prospectés

La caractérisation des communautés des fourmis a été faite à l'aide (1) de l'estimation de la richesse spécifique, (2) de la diversité spécifique, (3) de l'indice d'équitabilité ou indice de Pielou, et (4) de l'indice de Sorensen et du diagramme de Venn respectivement pour la similarité et la représentation graphique du nombre d'espèces communes ou exclusives à deux ou plusieurs types d'habitat (Magurran & McGill, 2004).

➤ Richesse spécifique (S)

La richesse spécifique, conventionnellement notée S , est l'indice de diversité le plus simple à évaluer. Elle représente le nombre total ou moyen d'espèces que compte une communauté ou un peuplement. Elle permet d'analyser la structure taxinomique d'un peuplement et de distinguer des variations spatio-temporelles de la richesse faunique (Barbault, 2000).

➤ Indice de Shannon (H')

C'est l'indice le plus utilisé pour évaluer la diversité spécifique d'un peuplement. Il dérive de la théorie de l'information et prend en compte la richesse spécifique et l'abondance relative des individus par espèces. Il est calculé à l'aide de la formule suivante :

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad \text{où :}$$

p_i est la fréquence relative de l'espèce $i \rightarrow p_i = \frac{n_i}{N}$

S est la richesse spécifique observée ;

n_i est la fréquence absolue de l'espèce i ;

N est le nombre d'unités échantillonnées.

L'indice H' varie entre 0 et H'_{\max} (diversité théorique maximale qui est égale à $\ln S$). Plus H' est élevé, plus grande est la diversité spécifique. Il est accompagné de l'indice d'équitabilité de Pielou (J) dans l'appréciation de l'état du milieu. Ce dernier indice est calculé par la formule suivante :

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Il varie entre 0 (lorsque la totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce) et 1 (quand les espèces ont des abondances identiques dans le peuplement).

➤ **Indice de similarité de Sorensen**

L'indice de similarité de Sorensen est donné par la relation suivante :

$$IS = \frac{2C}{SA+SB} \text{ où}$$

SA représente la richesse spécifique de la communauté A ;

SB est la richesse spécifique de la communauté B ;

C est le nombre d'espèce commune aux deux communautés.

D'après Clarke (1993), cet indice varie de 0 (en absence totale de similitude) à 1 (en cas de similitude totale entre les deux communautés). L'analyse a été réalisée à l'aide du package Vegan (Oksanen *et al.*, 2011) du logiciel R (Version 2.13.1).

II.2.2.3. Relation espèce/habitat

Pour étudier les relations entre les espèces et les habitats colonisés, nous avons eu recours à l'utilisation d'une part de la méthode multinomiale ou CLAM test proposée par Chazdon *et al.* (2011) dans l'optique de rechercher le statut des espèces vis-à-vis des habitats et, d'autre part de la méthode Indval de Dufrêne & Legendre (1997) pour identifier les potentiels bioindicateurs. La méthode CLAM s'appuie sur un modèle multinomial qui intègre l'abondance relative des espèces de deux habitats A et B. Elle minimise le biais dû aux différences d'effort d'échantillonnage entre deux habitats ainsi que celui dû à un échantillonnage insuffisant au sein de chaque habitat. Cette méthode fournit une classification statistique robuste des espèces spécialistes ou sténoèces et des espèces généralistes ou euryèces d'un habitat, sans exclure, à priori, les espèces rares (Chazdon *et al.*, 2011). Ce modèle classe finalement les espèces en quatre catégories, à savoir : les généralistes, les spécialistes de l'habitat A, les spécialistes de l'habitat B, et les espèces très rares pour être classées avec confiance.

La valeur indicatrice " $d_{i,c}$ " est le produit de sa fréquence relative et de son abondance moyenne relative dans le cluster. Elle est donnée par la formule suivante :

$$d_{i,c} = f_{i,c} \times a_{i,c};$$

où $f_{i,c} = \frac{\sum_{j \in c} p_{i,j}}{n_c}$ et $a_{i,c} = \frac{\sum_{j \in c} p_{i,j}/n_c}{\sum_{k=1}^K ((\sum_{j \in k} x_{i,j})/n_k)}$; $p_{i,j}$ est la présence/absence (1/0) de l'espèce i

dans l'échantillon j ; $x_{i,j}$ est l'abondance de l'espèce i dans l'échantillon j ; n_c est le nombre d'échantillons dans un cluster c ; dans l'ensemble k . L'analyse a été faite à l'aide du package labdsv (Roberts, 2016) du logiciel R version 3.2.2 et le résultat a été apprécié à 5 % de sécurité.

II.2.2.4. Distribution spatiale et variation des abondances

Le modèle de distribution spatiale des espèces entre les habitats a été évalué à l'aide de l'Analyse en Composante Multiple (ACM) et du package ADE4 (Dray & Dufour, 2007) du logiciel R. l'influence de l'habitat sur la variation de l'occurrence des espèces de fourmis dites dominantes a été mise en évidence à l'aide du test du Chi deux (χ^2) en raison du caractère binomial des données.

De fait, pour caractériser la dominance numérique des espèces au sein des communautés étudiées, l'abondance relative (N_i) des différentes espèces a été calculée par la relation suivante :

$$N_i = \frac{n_i}{N} \cdot 100 ;$$

Où n_i représente le nombre d'individus de l'espèce i ;

N est la taille de l'échantillon ;

N_i est l'abondance relative de l'espèce i .

L'étude de la distribution spatiale des espèces les plus abondantes s'est faite au moyen d'une Analyse en Composante Principale à l'aide du package FactoMineR (Lê *et al.*, 2008) du logiciel R. De par son caractère purement descriptif, des analyses inférentielles y ont été associées. Pour cette dernière analyse, seules les espèces ayant des abondances cumulées d'un pourcentage supérieur ou égale à 5 % dans l'ensemble des quatre habitats au sein de chaque localité d'étude ont été prises en compte dans la suite des analyses. Ainsi, l'effet de l'habitat sur la variation des abondances des espèces les plus représentées a été faite à l'aide du test ANOVA via la procédure du Modèle Linéaire Généralisé (GLM), associé au test de Wilcoxon pour les comparaisons par paire. Les valeurs de probabilité ont été ajustées par la procédure séquentielle de Bonferroni et les résultats appréciés au seuil de significativité de 5 %. Les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel R (Version 3.3.2, 2013).

II.2.2.5. Structure spatiale des communautés de fourmis en fonction des habitats

Les diagrammes rang/fréquences ou diagrammes de Whittaker ont été utilisés pour décrire la structure des communautés, par l'évaluation du rapport entre la richesse spécifique et le nombre d'individus (Cagniant, 1989). Ils permettent :

- de voir si les abondances des espèces en présence décroissent très vite avec des effectifs très inégaux entre les espèces les plus abondantes et les espèces rares (communauté déséquilibrée ou instable) d'une part, ou si au contraire les abondances décroissent lentement avec des fréquences peu différentes d'un taxon à l'autre, c'est le cas d'une communauté proche d'un état d'équilibre (Cagniant, 1989) ;

- d'estimer le nombre d'espèces rares dans une taxicénose c'est-à-dire une fraction de la communauté qui appartient au même groupe taxinomique (Pichon & Gayral, 1979 ; Magurran, 2004 ; Magurran & McGill, 2011). En abscisses, figure les rangs des espèces et en ordonnées leurs abondances ou occurrences. L'axe des ordonnées est ramené à l'échelle logarithmique (\log_{10}). Afin de dégager la structure fonctionnelle des communautés, les modèles de distributions observés ont été ajustés à des modèles théoriques que sont :

- le modèle Log normal ou modèle de Preston qui décrit une communauté structurée par une forte compétition interspécifique ;

- le modèle de Zipf-Mandelbrot qui exprime une forte aptitude de quelques espèces du peuplement à monopoliser l'espace suite au vieillissement de l'écosystème ; dans ce cas la structure de l'écosystème se rapproche du stade pionnier ;

- le modèle Pré-Emption, qui définit les communautés au sein desquelles les espèces fréquentes conservent leurs statuts en limitant la disponibilité des ressources pour les espèces rares qui davantage se raréfient au cours du temps. Le Critère Bayésien d'Information (BCI) et le critère d'Akaike's (AIC) ont permis de déterminer le meilleur modèle d'ajustement théorique caractérisé par des valeurs de BIC et AIC les plus faibles. L'ajustement dans l'estimation du BIC est donné par la relation $k=\log(S)$, alors que pour l'estimation de l'AIC la valeur de $k = 2$ (Oksanen *et al.*, 2011), le Logiciel R du package vegan est considéré pour les analyses (Oksanen *et al.*, 2011).

II.2.2.6. Structure fonctionnelle des communautés de fourmis en fonction des habitats

Dans l'étude des structures fonctionnelles au sein des communautés de fourmis, l'approche adoptée a été celle exploitant les caractéristiques propres à chaque communauté selon Tadu *et al.* (2024). C'est une approche dynamique qui épouse l'évolution des écosystèmes et des mutations

qui s'y opèrent à un moment précis. Ainsi à une échelle locale, les structures fonctionnelles sont définies par des modèles d'assemblage entre les espèces de fourmis et dépendent de la structure de l'habitat où ces fourmis ont été trouvées, de la typologie des habitats dans la localité, et de certains traits comportementaux intrinsèques à chaque espèce de fourmi. Les variables suivantes ont été prises en compte :

- l'affinité des espèces vis-à-vis des habitats ; celle-ci a été évaluée sur la base de la présence ou de l'absence de l'espèce dans un type d'habitat particulier. Les espèces de fourmis collectées dans au moins deux types d'habitats ont été considérées comme ubiquistes, alors qu'une espèce présente seulement dans un seul type d'habitat a été considérée comme spécifique à cet habitat ;

- la capacité des espèces à contrôler la ressource alimentaire : trois classes d'abondance ouvrières collectées sur les appâts ont été définies, à savoir :]0-10],]10-100[et ≥ 100 représentant respectivement une capacité faible, moyenne et élevée à contrôler les ressources alimentaires.

Une échelle similaire pour évaluer a été utilisée :

- l'activité de fourragement de chaque espèce de fourmis en se basant sur les effectifs cumulés issus de la capture manuelle et des pit-falls traps. Ainsi, une activité de fourragement faible, modérée et élevée correspondait respectivement aux espèces de fourmis dont les abondances se situaient dans les classes sus définies ;

- la dominance numérique à l'aide des abondances cumulées des performances des trois techniques d'échantillonnage, et les statuts des espèces en fourmis non dominantes, sous-dominantes et dominantes ont été définie respectivement pour les classes d'abondances]0-10],]10-100[et ≥ 100 . Une matrice contenant ces cinq variables sélectionnées a été analysée à l'aide des correspondances multiples (ACM). Une structure fonctionnelle a ensuite été attribuée à chaque groupe et les réseaux d'assemblages ont été identifiés entre les différentes espèces. L'analyse des correspondances multiples a été réalisée à l'aide du package FactoMineR (Lê *et al.*, 2008) pour le logiciel R.

**CHAPITRE III : RESULTATS ET
DISCUSSION**

III.1. Résultats

III.1.1. Richesse et diversité spécifiques des communautés de fourmis

L'évaluation du succès d'échantillonnage à l'aide des estimateurs non-paramétriques montre que le Jackknife 1 a été l'estimateur le plus performant dans les deux sites avec une richesse spécifique estimée de 114 espèces à Koutaba et de 116 à Obout. L'estimateur Chao 1 a été le moins performant avec respectivement une richesse spécifique estimée à 93 espèces à Koutaba et 98 espèces à Obout. La moyenne des estimateurs a été de 106 à Koutaba et de 111 à Obout, ce qui a permis de dégager les succès de capture de l'ordre 84,91% à Koutaba et de 79,28 % à Obout (tableau I).

Tableau I: variation des estimateurs non paramétriques de la richesse spécifique aux sites de Koutaba et d'Obout

Estimateurs non-paramétriques	Site	
	Koutaba	Obout
S. observée	90	88
Chao1	93±3	98±7
Chao2	107±8	118±13
ACE	95±5	102±5
Jack1	114±15	116±18
Jack2	122±	129±
Boot	102±9	101±9
Moyenne des estimateurs	106±5	111±5
Succès de capture (%)	84,91%	79,28%

Les valeurs des estimateurs non-paramétriques ont été encadrées avec les valeurs l'erreur-standard

III.1.2. Changements des systèmes de terres et composition spécifique des communautés de fourmis en fonction des macroclimats

III.1.2.1. Caractérisation des communautés de fourmis dans les systèmes de gestion de terres à Koutaba

A Koutaba, un total de 90 espèces de fourmis appartenant à 30 genres et six sous-familles ont été identifiés dans un échantillon de 31483 ouvrières récoltées dans les quatre systèmes d'utilisation des sols, à savoir : la savane, la caféière, le verger et la palmeraie (tableau II).

Tableau II: liste de fourmis récoltées dans différents systèmes d'utilisation des terres à Koutaba et leurs abondances absolues de janvier 2017 à mars 2018

Famille (Formicidae) Sous-familles- Genres-Espèces	Systèmes d'utilisation des terres				Total
	Ca	Pal	Sa	Or	
Dolichoderinae Forel, 1878	101	239	58	0	398
<i>Axinidris</i> Weber, 1941	86	127	36	0	249
<i>Axinidris bidens</i> Shattuck, 1991	86	127	36	0	249
<i>Tapinoma</i> Förster, 1850	7	89	22	0	118
<i>Tapinoma luridum</i> Emery, 1908	0	0	12	0	12
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	1	70	9	0	80
<i>Tapinoma</i> sp.1	1	2	0	0	3
<i>Tapinoma</i> sp.2	5	15	1	0	21
<i>Tapinoma</i> sp.3	0	2	0	0	2
<i>Technomyrmex</i> (Mayr, 1872)	8	23	0	0	31
<i>Technomyrmex</i> sp.1	1	23	0	0	24
<i>Technomyrmex</i> sp.2	7	0	0	0	7
Dorylinae Leach, 1815	487	18	100	604	1209
<i>Cerapachys</i> Smith, 1857	1	1	0	0	2
<i>Cerapachys lamborni</i> (Crawley, 1923)	1	1	0	0	2
<i>Dorylus</i> Fabricius, 1793	486	17	100	604	1207
<i>Dolyrus</i> (<i>Anoma</i>) <i>nigricans</i> (Emery, 1895)	470	17	99	593	1179
<i>Dorylus</i> (<i>Dorylus</i>) sp	16	0	1	11	28
Formicinae Latreille, 1802	117	3290	1353	99	4859
<i>Anoplolepis</i> Santschi, 1914	0	293	0	0	293
<i>Anoplolepis tenella</i> (Santschi, 1911)	0	293	0	0	293
<i>Camponotus</i> Mayr, 1861	67	2631	1303	36	4037
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmisolepis</i>) sp.	0	0	5	0	5
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmopelta</i>) <i>vididus</i> (Smith, 1858)	3	66	5	0	74
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmosericus</i>) <i>flavomarginatus</i> Mayr, 1862	0	52	3	0	55
<i>Camponotus</i> (<i>Orthomyrmex</i>) sp.	0	1	0	0	1
<i>C.</i> (<i>Orthonotomyrmex</i>) <i>sericeus</i> Santschi, F., 1926	0	1	0	0	1
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>acvapimensis</i> Mayr, 1862	49	2209	1211	18	3487
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>brutus</i> Forel, 1886	15	233	34	18	300
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>equatorialis</i> Roger, 1863	0	11	10	0	21
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>maculatus</i> (Fabricius, 1782)	0	11	6	0	17
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>mayri</i> Forel, 1879	0	47	29	0	76
<i>Lepisiota</i> Santschi, 1926	1	39	47	1	88
<i>Lepisiota guineensis</i> (Mayr, 1902)	1	12	43	1	57
<i>Lepisiota</i> sp.1	0	10	1	0	11
<i>Lepisiota</i> sp.2	0	17	3	0	20

Oecophylla Smith, 1860	44	327	0	59	430
<i>Oecophylla longinoda</i> (Latreille, 1802)	44	327	0	59	430
Phasmomyrmex Stitz, 1910	0	0	0	1	1
<i>Phasmomyrmex aberrans</i> (Mayr, 1895)	0	0	0	1	1
Polyrachis Smith, F., 1857	5	0	3	2	10
<i>Polyrachis concava</i> André, 1889	0	0	1	0	1
<i>Polyrachis decemdentata</i> André, 1889	0	0	0	2	2
<i>Polyrachis fissa</i> Mayr, 1902	0	0	2	0	2
<i>Polyrachis militaris</i> (Fabricius, 1782)	3	0	0	0	3
<i>Polyrhachis ayousi</i> (Smith, 1857)	2	0	0	0	2
Myrmicinae Lepeletier, 1835	8891	1743	4428	7831	22893
Atopomyrmex André, 1889	10	0	18	1	29
<i>Atopomyrmex mocquerysi</i> André, 1889	10	0	18	1	29
Baracidris (Bolton, 1981)	0	0	0	2	2
<i>Baracidris</i> sp.	0	0	0	2	2
Cardiocondyla Emery, 1869	1	5	0	0	6
<i>Cardiocondyla</i> sp.	1	5	0	0	6
Cataulacus Smith, F., 1853	12	3	0	1	16
<i>Cataulacus erinaceus</i> Stitz, 1910	0	1	0	0	1
<i>Cataulacus guineense</i> Smith, F., 1853	2	2	0	1	5
<i>Cataulacus</i> sp.2	10	0	0	0	10
Crematogaster Lund, 1831	107	319	2782	78	3286
<i>Crematogaster</i> (<i>Atopogyne</i>) <i>clariventris</i> (Mayr, 1895)	1	0	98	0	99
<i>Crematogaster</i> (<i>Atopogyne</i>) <i>depressa</i> (Latreille, 1802)	1	0	0	51	52
<i>Crematogaster</i> (<i>Atopogyne</i>) <i>transiens</i> Forel, 1913	2	55	1	0	58
<i>Crematogaster</i> (<i>Crematogaster</i>) <i>homeri</i> (Forel, 1913)	0	0	303	0	303
<i>Cr.</i> (<i>Crematogaster</i>) <i>ochraceiventris</i> Stitz, 1916	0	2	205	0	207
<i>Crematogaster</i> (<i>Crematogaster</i>) sp.1	48	217	1991	22	2278
<i>Crematogaster</i> (<i>Crematogaster</i>) sp.2	0	0	39	0	39
<i>Crematogaster</i> (<i>Orthocrema</i>) sp.1	55	41	10	0	106
<i>Crematogaster</i> (<i>Sphaerocrema</i>) <i>gabonensis</i> Emery, 1922	0	0	3	0	3
<i>Crematogaster</i> (<i>Sphaerocrema</i>) <i>striatula</i> Emery, 1892	0	4	132	5	141
Monomorium Mayr, 1855	2	2	39	0	43
<i>Monomorium bicolor</i> Emery, 1877	0	0	19	0	19
<i>Monomorium guineense</i> (Bernard, 1953)	2	0	20	0	22
<i>Monomorium</i> sp.2	0	2	0	0	2
Myrmicaria Saunders, W.W, 1842	8391	423	301	7668	16783
<i>Myrmicaria opaciventris</i> Emery, 1893	8391	423	301	7668	16783
Pheidole Westwood, 1839	90	293	300	9	692
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793)	3	83	183	0	269
<i>Pheidole minima</i> Mayr, 1901	6	51	41	0	98

<i>Pheidole rohani</i> Santschi, 1925	66	12	16	8	102
<i>Pheidole</i> sp.1	12	23	0	1	36
<i>Pheidole</i> sp.3	0	1	0	0	1
<i>Pheidole tenuinodis</i> Mayr, 1901	3	123	60	0	186
<i>Pristomyrmex</i> Mayr, 1866	0	12	0	13	25
<i>Pristomyrmex</i> sp.	0	12	0	13	25
<i>Rhoptromyrmex</i> Mayr, 1901	39	27	73	6	145
<i>Rhoptromyrmex opacus</i> Forel, A., 1909	39	27	73	6	145
<i>Tetramorium</i> Mayr, 1855	239	659	915	53	1866
<i>Tetramorium aculeatum</i> (Mayr, 1866)	111	258	487	12	868
<i>Tetramorium antrema</i> (Bolton, 1976)	23	15	1	2	41
<i>Tetramorium ataxium</i> Bolton, 1980	0	0	0	1	1
<i>Tetramorium brevispinosum</i> (Stitz, 1910)	0	1	0	0	1
<i>Tetramorium gabonense</i> (André, 1892)	0	41	0	0	41
<i>Tetramorium guineense</i> (Bernard, 1953)	94	273	128	38	533
<i>Tetramorium sericeiventre</i> Emery, 1877	1	24	205	0	230
<i>Tetramorium simillimum</i> (Smith, F., 1851)	1	11	80	0	92
<i>Tetramorium</i> sp.1	4	2	3	0	9
<i>Tetramorium</i> sp.2	0	1	5	0	6
<i>Tetramorium</i> sp.3	1	10	0	0	11
<i>Tetramorium</i> sp.4	0	4	0	0	4
<i>Tetramorium</i> sp.5	3	0	0	0	3
<i>Tetramorium</i> sp.6	1	11	0	0	12
<i>Tetramorium</i> sp.7	0	8	6	0	14
Ponerinae Lepeletier, 1835	173	799	1106	18	2096
<i>Anochetus</i> Mayr, 1861	0	0	2	0	2
<i>Anochetus bequarti</i> Forel, 1913	0	0	2	0	2
<i>Bothroponera</i> Mayr, 1862	104	120	200	0	424
<i>Bothroponera</i> sp.1	103	120	190	0	413
<i>Bothroponera</i> sp.2	0	0	8	0	8
<i>Bothroponera</i> sp.3	1	0	2	0	3
<i>Hypoponera</i> Santschi, 1938	8	181	262	0	451
<i>Hypoponera cognata</i> (Santschi, 1912)	8	181	262	0	451
<i>Mesoponera</i> Emery, 1900	42	31	43	9	125
<i>Mesoponera caffraria</i> (Smith, F., 1858)	5	0	0	0	5
<i>Mesoponera</i> sp.1	37	24	27	6	94
<i>Mesoponera</i> sp.2	0	0	12	1	13
<i>Mesoponera</i> sp.3	0	5	4	0	9
<i>Mesoponera</i> sp.4	0	2	0	2	4
<i>Odontomachus</i> Latreille, 1804	2	114	67	0	183
<i>Odontomachus troglodytes</i> Santschi, 1914	2	114	67	0	183

<i>Paltothyreus</i> Mayr, 1862	17	346	532	9	904
<i>Paltothyreus tarsatus</i> (Fabricius, 1798)	17	346	532	9	904
<i>Phrynoponera</i> Wheeler, W.M., 1920	0	5	0	0	5
<i>Phrynoponera bequaerti</i> (Roue, 1922)	0	5	0	0	5
<i>Sphinctomyrmex</i> Mayr, 1866	0	2	0	0	2
<i>Sphinctomyrmex</i> sp.	0	2	0	0	2
Pseudomyrmicinae Smith, MR., 1952	1	18	9	0	28
<i>Tetraoponera</i> Smith, F., 1852	1	18	9	0	28
<i>Tetraoponera anthracina</i> (Santschi, 1910)	1	18	9	0	28
Total	9770	6107	7054	8552	31483

Co: Caféière, Pal: Palmeraie, Sa: Savane, Or: Verger

III.1.2.1.1. Diversité au sein des sous familles entre les systèmes de gestion de terres à Koutaba

La sous famille des Myrmicinae a été la plus diversifiée au niveau générique et spécifique avec respectivement 10 genres soit 33,33% de la richesse générique totale et 44 espèces soit 48,89 % de la richesse spécifique totale. Elle a été suivie de près par les sous-familles des Ponerinae et des Formicinae (tableau 3). Au niveau générique les Ponerinae regroupent huit (26,67%) genres et 14 (15,56 %) espèces alors que les Formicinae regroupent six (22,22 %) et 22 (24,44%) espèces.

Au regard des systèmes des gestions des terres à Koutaba, il ressort une fois de plus que la sous-famille des Myrmicinae a été très diversifiée dans les palmeraies avec huit genres (32,0%) et 32 (57,14%) espèces, suivie de la caféière avec huit (34,78%) genres et 27 (52,94%) espèces. La sous-famille des Ponerinae a été très diversifiée dans les savanes et dans les palmeraies. Ainsi, nous avons recensé 6 (31,58%) genres et 10 (17,86%) genres dans la savane et 7(28,0%) genres et 9(16,07%) dans la palmeraie. Par contre, les Formicinae ont été très diversifiées au niveau générique dans le verger avec cinq genres (31,25%) au niveau spécifique et 12 (21,43%) espèces dans la savane (tableau III).

Tableau III: variation de la richesse en genres et en espèces de fourmis par sous-famille dans différents systèmes d'utilisation des terres à Koutaba

Sous-famille	Système de gestion des sols								Total	
	Caféière		Savane		Palmeraie		Verger		Genres	Espèces
	Genres	Espèces	Genres	Espèces	Genres	Espèces	Genres	Espèces		
Dolichoderinae	3(13,0)	6(11,76)	2(10,53)	4(7,14)	3(12,0)	6(10,71)	0(0,00)	0(0,0)	3(10,0)	6(6,67)
Dorylinae	2(8,70)	3(5,88)	1(5,26)	2(3,57)	2(8,0)	2(3,57)	1(6,25)	2(7,41)	2(6,67)	3(3,33)
Formicinae	4(17,39)	7(13,73)	3(15,79)	12(21,43)	4(16,0)	6(10,71)	5(31,25)	6(22,22)	6(20,0)	22(24,44)
Myrmicinae	8(34,78)	27(52,94)	6(31,58)	27(48,21)	8(32,0)	32(57,14)	8(50,0)	16(59,26)	10(33,33)	44(48,89)
Ponerinae	5(21,74)	7(13,73)	6(31,58)	10(17,86)	7(28,0)	9(16,07)	2(12,50)	3(11,11)	8(26,67)	14(15,56)
Pseudomyrmicinae	1(4,35)	1(1,96)	1(5,26)	1(1,79)	1(4,0)	1(1,79)	0(0,0)	0(0,0)	1(3,33)	1(1,11)
Total	23	51	19	63	25	56	16	27	30	90

Les valeurs entre parenthèse représentent les proportions relatives des genres et des richesses spécifiques dans les systèmes d'utilisation des terres

III.1.2.1.2. Variation de la richesse et de la diversité spécifique en fonction des systèmes de gestion des terres

Parmi les 90 espèces de fourmis collectées, la richesse spécifique maximale récoltée dans la savane est de 63 espèces, pour une moyenne de 4 ± 6 espèces par unité d'échantillonnage. Elle est suivie par la palmeraie avec 56 espèces (4 ± 4) et la caféière, soit 51 espèces. La richesse spécifique moyenne varie de manière significative entre les systèmes d'utilisation des terres ($\chi^2 = 92,39$; $df=3$; $p < 0,0001$). (tableau IV)

Les comparaisons par paire montrent que la richesse spécifique moyenne varie significativement dans la palmeraie et la savane d'une part et entre la palmeraie et le verger d'autre part ($p < 0,05$).

Au regard de l'indice de Shannon, la diversité spécifique la plus importante est obtenue dans la palmeraie ($H' = 2,69$, $H_{\max} = 4,14$) suivie de la savane ($H' = 2,65$, $H_{\max} = 4,03$). La diversité moyenne varie de manière significative, entre les systèmes de gestion des terres ($\chi^2 = 100,0$; $df=3$; $p < 0,0001$). Les comparaisons par paire montrent que la palmeraie est significativement plus diversifiée par rapport à la savane et le verger ($p < 0,05$). L'indice de Pielou quant à lui, montre que la dominance numérique est significativement plus marquée en savane ($J = 0,66$) suivie de la palmeraie ($j = 0,65$) comparativement à la caféière et au verger ($p < 0,05$) (tableau IV).

Tableau IV: variation de la diversité spécifique des fourmis dans différents systèmes d'utilisation des terres à Koutaba

Paramètre	Système de gestion des terres				Kruskall-Wallis (χ^2)
	Caféière	Palmeraie	Savane	Verger	
Richesse spécifique (S)	51(2 ± 4) ^a	63(4 ± 6) ^{ab}	56 (4 ± 4) ^{bcd}	27(1 ± 2) ^{abc}	$\chi^2 = 92,39$ ***
Indice de Shannon (H')	0,77(0,14 ± 0,30) ^a	2,69 (0,59 ± 0,81) ^{bc}	2,65 (0,87 ± 0,71) ^{bde}	0,48 (0,09 ± 0,23) ^{adf}	$\chi^2 = 100,07$ ***
Diversity maximale (Hmax)	3,93(1,26 ± 0,90) ^a	4,14 (1,94 ± 0,89) ^{bc}	4,03 (1,51 ± 0,71) ^{ade}	3,30 (0,81 ± 0,59) ^{adf}	$\chi^2 = 46,240$ ***
Pielou index (J)	0,20 (0,11 ± 0,22) ^a	0,65 (0,28 ± 0,36) ^{bc}	0,66 (0,55 ± 1) ^{bde}	0,19 (0,08 ± 0,17) ^{adf}	$\chi^2 = 115,66$ ***

df= 3; ***: p< 0.0001 valeur de probabilités significatives au seuil de confiance de 5 %, les lettres différentes en exposant traduisent les différences significative df= 3 entre les groupes aux comparaisons par paire. Les valeurs moyennes ont été mises entre parenthèses accompagnées des valeurs d'écart type standard.

III.1.2.1.3. Influence des systèmes de gestion des terres sur la composition spécifique de la myrmécofaune

Sur les 90 espèces de fourmis récoltées dans l'ensemble des quatre systèmes de gestion des terres, le diagramme de Venn montre que 13 (14,4 %) espèces sont communes à la savane, la palmeraie, le verger et la caféière ; 16 (17,6 %) espèces sont communes à la caféière, la savane et la palmeraie. Trois espèces sont communes à la palmeraie, au verger et la caféière. La palmeraie et la savane avec respectivement 12 (13,3%) et 10 (11,1 %) espèces obtiennent le plus important nombre des espèces propres (figure 6).

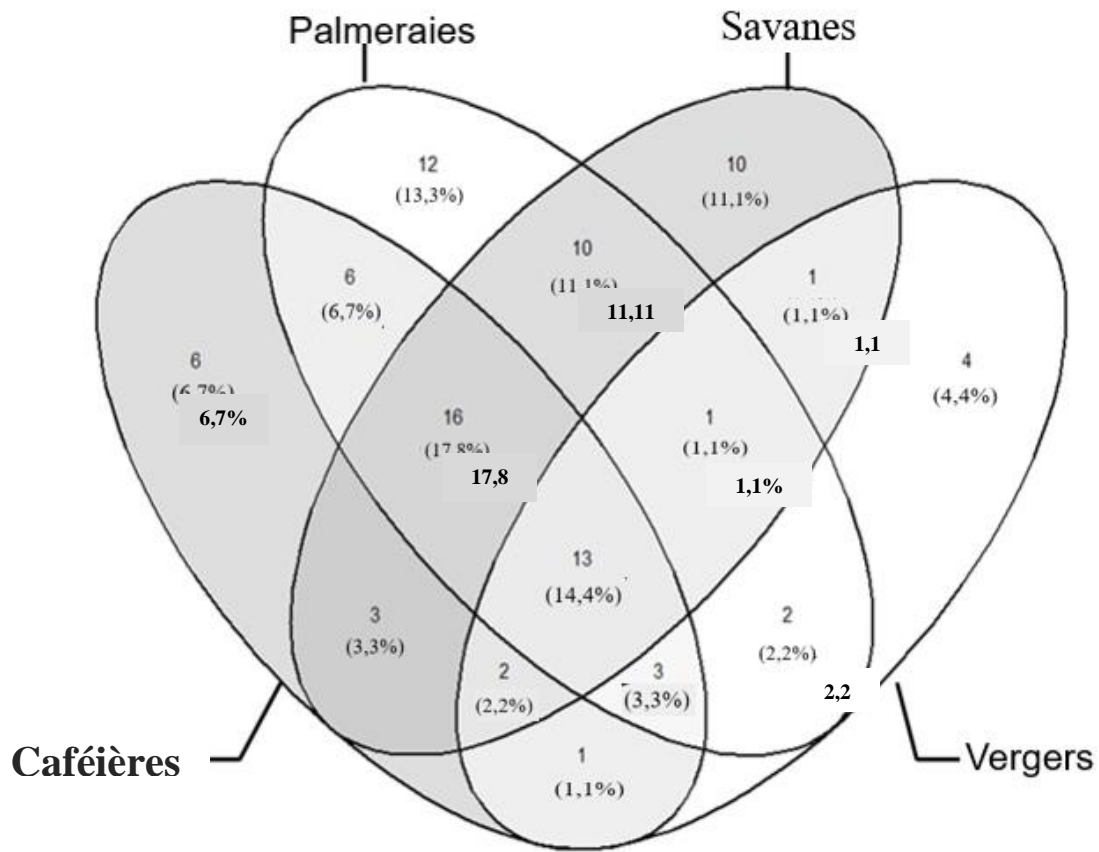


Figure 6: diagramme de Venn montrant le nombre et le pourcentage des espèces partagées et exclusives entre les systèmes d'utilisation des terres à Koutaba

Le tableau V ci-après récapitule les espèces communes aux différents systèmes d'utilisation de terre par doublet, triplet et quadruplet et la richesse spécifique propres à la caféière, la palmeraie, la savane et le verger dans le site de Koutaba.

Tableau V: liste des espèces de fourmis propres à la caféière, la palmeraie, la savane et le verger, et des espèces de fourmis communes aux différents systèmes d'utilisation des terres

Famille (Formicidae) Sous-familles- Genres-Espèces	Systèmes d'utilisation des terres				Total
	Ca	Pal	Sa	Or	
Dolichoderinae Forel, 1878	101	239	58	0	398
<i>Axinidris</i> Weber, 1941	86	127	36	0	249
<i>Axinidris bidens</i> Shattuck, 1991	86	127	36	0	249
<i>Tapinoma</i> Förster, 1850	7	89	22	0	118
<i>Tapinoma luridum</i> Emery, 1908	0	0	12	0	12
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	1	70	9	0	80
<i>Tapinoma</i> sp.1	1	2	0	0	3
<i>Tapinoma</i> sp.2	5	15	1	0	21
<i>Tapinoma</i> sp.3	0	2	0	0	2
<i>Technomyrmex</i> (Mayr, 1872)	8	23	0	0	31
<i>Technomyrmex</i> sp.1	1	23	0	0	24
<i>Technomyrmex</i> sp.2	7	0	0	0	7
Dorylinae Leach, 1815	487	18	100	604	1209
<i>Cerapachys</i> Smith, 1857	1	1	0	0	2
<i>Cerapachys lamborni</i> (Crawley, 1923)	1	1	0	0	2
<i>Dorylus</i> Fabricius, 1793	486	17	100	604	1207
<i>Dorylus</i> (<i>Anoma</i>) <i>nigricans</i> (Emery, 1895)	470	17	99	593	1179
<i>Dorylus</i> (<i>Dorylus</i>) sp	16	0	1	11	28
Formicinae Latreille, 1802	117	3290	1353	99	4859
<i>Anoplolepis</i> Santschi, 1914	0	293	0	0	293
<i>Anoplolepis tenella</i> (Santschi, 1911)	0	293	0	0	293
<i>Camponotus</i> Mayr, 1861	67	2631	1303	36	4037
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmisolepis</i>) sp.	0	0	5	0	5
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmopelta</i>) <i>vividus</i> (Smith, 1858)	3	66	5	0	74
<i>Camponotus</i> (<i>Myrmosericus</i>) <i>flavomarginatus</i> Mayr, 1862	0	52	3	0	55
<i>Camponotus</i> (<i>Orthomyrmex</i>) sp.	0	1	0	0	1
<i>C.</i> (<i>Orthonotomyrmex</i>) <i>sericeus</i> Santschi, F., 1926	0	1	0	0	1
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>acvapimensis</i> Mayr, 1862	49	2209	1211	18	3487
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>brutus</i> Forel, 1886	15	233	34	18	300
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>equatorialis</i> Roger, 1863	0	11	10	0	21
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>maculatus</i> (Fabricius, 1782)	0	11	6	0	17
<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>mayri</i> Forel, 1879	0	47	29	0	76
<i>Lepisiota</i> Santschi, 1926	1	39	47	1	88
<i>Lepisiota guineensis</i> (Mayr, 1902)	1	12	43	1	57
<i>Lepisiota</i> sp.1	0	10	1	0	11
<i>Lepisiota</i> sp.2	0	17	3	0	20

Oecophylla Smith, 1860	44	327	0	59	430
<i>Oecophylla longinoda</i> (Latreille, 1802)	44	327	0	59	430
Phasmomyrmex Stitz, 1910	0	0	0	1	1
<i>Phasmomyrmex aberrans</i> (Mayr, 1895)	0	0	0	1	1
Polyrachis Smith, F., 1857	5	0	3	2	10
<i>Polyrachis concava</i> André, 1889	0	0	1	0	1
<i>Polyrachis decemdentata</i> André, 1889	0	0	0	2	2
<i>Polyrachis fissa</i> Mayr, 1902	0	0	2	0	2
<i>Polyrachis militaris</i> (Fabricius, 1782)	3	0	0	0	3
<i>Polyrhachis ayousi</i> (Smith, 1857)	2	0	0	0	2
Myrmicinae Lepeletier, 1835	8891	1743	4428	7831	22893
Atopomyrmex André, 1889	10	0	18	1	29
<i>Atopomyrmex mocquerysi</i> André, 1889	10	0	18	1	29
Baracidris (Bolton, 1981)	0	0	0	2	2
<i>Baracidris</i> sp.	0	0	0	2	2
Cardiocondyla Emery, 1869	1	5	0	0	6
<i>Cardiocondyla</i> sp.	1	5	0	0	6
Cataulacus Smith, F., 1853	12	3	0	1	16
<i>Cataulacus erinaceus</i> Stitz, 1910	0	1	0	0	1
<i>Cataulacus guineense</i> Smith, F., 1853	2	2	0	1	5
<i>Cataulacus</i> sp.2	10	0	0	0	10
Crematogaster Lund, 1831	107	319	2782	78	3286
<i>Crematogaster</i> (<i>Atopogyne</i>) <i>clariventris</i> (Mayr, 1895)	1	0	98	0	99
<i>Crematogaster</i> (<i>Atopogyne</i>) <i>depressa</i> (Latreille, 1802)	1	0	0	51	52
<i>Crematogaster</i> (<i>Atopogyne</i>) <i>transiens</i> Forel, 1913	2	55	1	0	58
<i>Crematogaster</i> (<i>Crematogaster</i>) <i>homeri</i> (Forel, 1913)	0	0	303	0	303
<i>Cr. (Crematogaster) ochraceiventris</i> Stitz, 1916	0	2	205	0	207
<i>Crematogaster (Crematogaster) sp.1</i>	48	217	1991	22	2278
<i>Crematogaster (Crematogaster) sp.2</i>	0	0	39	0	39
<i>Crematogaster (Orthocrema) sp.1</i>	55	41	10	0	106
<i>Crematogaster (Sphaerocrema) gabonensis</i> Emery, 1922	0	0	3	0	3
<i>Crematogaster (Sphaerocrema) striatula</i> Emery, 1892	0	4	132	5	141
Monomorium Mayr, 1855	2	2	39	0	43
<i>Monomorium bicolor</i> Emery, 1877	0	0	19	0	19
<i>Monomorium guineense</i> (Bernard, 1953)	2	0	20	0	22
<i>Monomorium</i> sp.2	0	2	0	0	2
Myrmecaria Saunders, W.W, 1842	8391	423	301	7668	16783
<i>Myrmecaria opaciventris</i> Emery, 1893	8391	423	301	7668	16783
Pheidole Westwood, 1839	90	293	300	9	692
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793)	3	83	183	0	269
<i>Pheidole minima</i> Mayr, 1901	6	51	41	0	98

<i>Pheidole rohani</i> Santschi, 1925	66	12	16	8	102
<i>Pheidole</i> sp.1	12	23	0	1	36
<i>Pheidole</i> sp.3	0	1	0	0	1
<i>Pheidole tenuinodis</i> Mayr, 1901	3	123	60	0	186
<i>Pristomyrmex</i> Mayr, 1866	0	12	0	13	25
<i>Pristomyrmex</i> sp.	0	12	0	13	25
<i>Rhoptromyrmex</i> Mayr, 1901	39	27	73	6	145
<i>Rhoptromyrmex opacus</i> Forel, A., 1909	39	27	73	6	145
<i>Tetramorium</i> Mayr, 1855	239	659	915	53	1866
<i>Tetramorium aculeatum</i> (Mayr, 1866)	111	258	487	12	868
<i>Tetramorium antrema</i> (Bolton, 1976)	23	15	1	2	41
<i>Tetramorium ataxium</i> Bolton, 1980	0	0	0	1	1
<i>Tetramorium brevispinosum</i> (Stitz, 1910)	0	1	0	0	1
<i>Tetramorium gabonense</i> (André, 1892)	0	41	0	0	41
<i>Tetramorium guineense</i> (Bernard, 1953)	94	273	128	38	533
<i>Tetramorium sericeiventre</i> Emery, 1877	1	24	205	0	230
<i>Tetramorium simillimum</i> (Smith, F., 1851)	1	11	80	0	92
<i>Tetramorium</i> sp.1	4	2	3	0	9
<i>Tetramorium</i> sp.2	0	1	5	0	6
<i>Tetramorium</i> sp.3	1	10	0	0	11
<i>Tetramorium</i> sp.4	0	4	0	0	4
<i>Tetramorium</i> sp.5	3	0	0	0	3
<i>Tetramorium</i> sp.6	1	11	0	0	12
<i>Tetramorium</i> sp.7	0	8	6	0	14
Ponerinae Lepeletier, 1835	173	799	1106	18	2096
<i>Anochetus</i> Mayr, 1861	0	0	2	0	2
<i>Anochetus bequarti</i> Forel, 1913	0	0	2	0	2
<i>Bothroponera</i> Mayr, 1862	104	120	200	0	424
<i>Bothroponera</i> sp.1	103	120	190	0	413
<i>Bothroponera</i> sp.2	0	0	8	0	8
<i>Bothroponera</i> sp.3	1	0	2	0	3
<i>Hypoponera</i> Santschi, 1938	8	181	262	0	451
<i>Hypoponera cognata</i> (Santschi, 1912)	8	181	262	0	451
<i>Mesoponera</i> Emery, 1900	42	31	43	9	125
<i>Mesoponera caffraria</i> (Smith, F., 1858)	5	0	0	0	5
<i>Mesoponera</i> sp.1	37	24	27	6	94
<i>Mesoponera</i> sp.2	0	0	12	1	13
<i>Mesoponera</i> sp.3	0	5	4	0	9
<i>Mesoponera</i> sp.4	0	2	0	2	4
<i>Odontomachus</i> Latreille, 1804	2	114	67	0	183
<i>Odontomachus troglodytes</i> Santschi, 1914	2	114	67	0	183

<i>Paltothyreus</i> Mayr, 1862	17	346	532	9	904
<i>Paltothyreus tarsatus</i> (Fabricius, 1798)	17	346	532	9	904
<i>Phrynoponera</i> Wheeler, W.M., 1920	0	5	0	0	5
<i>Phrynoponera bequaerti</i> (Roue, 1922)	0	5	0	0	5
<i>Sphinctomyrmex</i> Mayr, 1866	0	2	0	0	2
<i>Sphinctomyrmex</i> sp.	0	2	0	0	2
Pseudomyrmicinae Smith, MR., 1952	1	18	9	0	28
<i>Tetraponera</i> Smith, F., 1852	1	18	9	0	28
<i>Tetraponera anthracina</i> (Santschi, 1910)	1	18	9	0	28
Total	9770	6107	7054	8552	31483

Co: Caféière, Pal: Palmeraie, Sa: Savane, Or: Verger,

La distribution précédente des espèces de fourmis entre les types d'habitats permet de relever une forte similarité dans la composition spécifique de la myrmécofaune entre la caféière et la palmeraie d'une part, et entre la savane et la palmeraie d'autre part. Les habitats les moins similaires sont le verger et la savane, avec un indice de similarité de 0,41 ; la palmeraie et le verger avec un indice de similarité 0,42 (tableau VI).

Tableau VI: matrice montrant le niveau de similarité entre les systèmes d'utilisation des terres à Koutaba

	Caféière		
Palmeraie	0,67	Palmeraie	
Savane	0,64	0,67	Savane
Verger	0,49	0,42	0,41

III.1.2.1.4. Relation entre la myrmécofaune et les systèmes de gestion des terres

L'analyse du Clamtest montre que la caféière et la savane regroupent la plus grande richesse spécifique, représentée ici par 75 espèces. Ce couple d'habitat est suivi de prêt de la caféière et la savane, aussi, de la palmeraie et la savane avec 72 espèces chacune. La caféière et le verger cumulent la plus faible richesse spécifique, avec 58 espèces. Comparativement aux palmeraies, savanes et vergers, très peu d'espèces sont spécialisées dans les caféières. En effet, le nombre d'espèces spécialisées dans les caféières est compris entre 2 espèces pour le couple caféière-palmeraie et 8 espèces pour celui de caféière-verger. Le plus grand nombre d'espèces spécialisées est observé dans la savane avec 25 espèces. Dans l'ensemble des habitats pris deux à deux, le nombre d'espèces très rares pour être classées avec précision a été très élevé (tableau VII). La valeur individuelle a montré que, *Odontomachus troglodytes* (di,c= 0.045 ; p= 0.047), *Pheidole*

rohani (di,c= 0.076 ; p = 0.043) et *Rhoptromyrmex opacus* (di,c= 0.080 ; p= 0.037) sont les espèces indicatrices des caféières. Dans la savane, les espèces indicatrices sont les *Camponotus (Tanaemyrmex) acvapimensis* (di,c= 0.213 ; p= 0.030) et *Odontomachus troglodytes* (di,c= 0.097 ; p= 0.028). Aucune espèce indicatrice n'a été obtenue dans les palmeraies et les vergers.

Tableau VII: distribution de la richesse spécifique des fourmis en relation avec leur statut dans les systèmes d'utilisation des terres

Statut	Système de gestion des terres					
	Caféière-Palmeraie	Caféière-Savane	Caféière-Verger	Palmeraie-Savane	Palmeraie-Verger	Savane-Verger
Généraliste	9(12,0)	9(12,5)	9(15,5)	19(26,4)	20(28,2)	3(4,5)
Spécialiste A	2(27,0)	4(5,60)	8(13,8)	14(19,4)	20(28,2)	25(37,9)
Spécialiste B	24(32,0)	20(27,8)	1(17,0)	12(16,7)	3(4,20)	4(6,1)
Très-rare	40(53,3)	39(54,2)	40(69,0)	27(37,5)	28(39,4)	34(51,5)
Richesse spécifique (S)	75	72	58	72	71	66

S : richesse des espèces trouvées dans les systèmes d'utilisation des sols A et B, proportion relative des espèces. Les spécialistes de l'habitat A et B représentent dans le même ordre que dans le tableau, le premier et le second système d'utilisation des terres.

III.1.2.1.5. Distribution et variation des abondances en fonction des systèmes de gestion des terres

La figure 7 montre que les espèces *Myrmecaria opaciventris*, *Dorylus (anomma) nigricans* et *Crematogaster depressa* ont été plus étroitement associées au verger et à la caféière. Les *Anoplolepis tenella*, *Crematogaster acvapimensis*, *Oecophilla longinoda*, *Pheidole tenuinodis* et *Tetramorium melanocephalum* ont été étroitement lié aux palmeraies alors que les espèces *Hyponera cognata*, *Tetramorium aculeatum*, *Monomorium guineensis*, *Monomorium bicolor*, *Pheidole megacephala* et *Lepisiota guineensis* sont étroitement liées aux savanes.

Nous avons identifié 90 espèces collectées, huit espèces apparaissent numériquement dominantes avec un pourcentage cumulé $\geq 1\%$ dans l'ensemble des quatre types d'habitats. Parmi elles, *M. opaciventris* avec 53,31% du total des ouvrières collectées suivie par *C. (Tanaemyrmex) acvapimensis* avec 11,08% du total des ouvrières collectées (tableau VIII).

Au regard de l'influence des systèmes d'utilisation des terres, il en ressort que *Myrmicaria opaciventris* est numériquement dominante dans les vergers avec 89,66% suivi des caféières avec 85 % des effectifs. *Camponotus (Tanaemyrmex) acvapimensis* est dominant dans la palmeraie avec 36,17% du total des ouvrières collectées. Pour les autres espèces récoltées, la représentativité est en général moins de 10 % de la faune dans chaque système de sol. Le système d'utilisation des terres affecte de manière significative la distribution de plusieurs espèces recensées, telles que *Myrmicaria opaciventris* (F= 65,36 ; df=3 ; p<0,0001), *Camponotus(Tanaemyrmex) acvapimensis* (F= 50,88 ; df=3 ; p<0,0001), *Paltothyreus tarsatus* (F=45,4 ; df=3 ; p<0,0001) et *Crematogaster(Crematogaster) sp.1* (F= 26,01 ; df=3 ; p< 0,0001).

Les comparaisons par paire montrent que *M. opaciventris* est considérablement plus abondant dans le verger, comparé à la savane et la palmeraie (p< 0,05). Cependant, nous n'avons pas obtenu de différences significatives entre le verger et la caféière (p> 0,05). De plus, il apparaît que *C. acvapimensis* est significativement plus abondante dans la palmeraie, comparé aux autres systèmes d'utilisation des terres (p< 0,05). Néanmoins, il n'y a pas de différence significative entre la caféière et le verger.

Tableau VIII: variation de l'abondance des espèces entre les types d'habitats

Espèces	Systèmes de gestion des terres					Test F (GML Proc)
	Caféière	Palmeraie	Savane	Verger	Total	
<i>Botroponerasp.1</i>	103(1,05%)	120(1,96%)	190(2,69%)	0(0,00%)	413(1,31%)	F= 2,53 ns
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) acvapimensis</i> Mayr, 1862	49(0,50%) ^a	2209(36,17%) ^{bc}	1211(17,17%) ^{bde}	18(0,21%) ^{adf}	3487(11,08%)	F= 50,88***
<i>Crematogaster (Crematogaster) sp.1</i>	48(0,49%) ^a	217(3,55%) ^{ab}	1991(28,23%) ^{bcd}	22(0,26%) ^{bce}	2278(7,24%)	F= 26,01***
<i>Dolyrus (Anoma) nigricans</i> (Emery, 1895)	470(4,18%)	17(0,28%)	99(1,40%)	593(6,93%)	1179(3,74%)	F= 1,12ns
<i>Hypoponera cognate</i> (Santschi, 1912)	8(0,08%) ^a	181(2,96%) ^{ab}	262(3,71%) ^{bbc}	0(0,00%) ^{abd}	451(1,43%)	F= 6,28 ***
<i>Myrmicaria opaciventris</i> Emery, 1893	8391(85%) ^a	423(6,93%) ^{bc}	301(4,27%) ^{bcd}	7668(89,66%) ^{ade}	16783(53,31%)	F= 65,36 ***
<i>Oecophylla longinoda</i> (Latreille, 1802)	44(0,45%) ^a	327(5,35%) ^{bc}	0(0,00%) ^{acd}	59(0,69%) ^{acd}	430(1,37%)	F= 12,07 ***
<i>Paltothyreus tarsatus</i> (Fabricus, 1798)	17(0,17%) ^a	346(5,67%) ^{bc}	532(7,54%) ^{bde}	9(0,11%) ^{adf}	904(2,87%)	F= 45,4***
<i>Tetramorium aculeatum</i> (Mayr, 1866)	111(1,14%) ^a	258(4,22%) ^{ab}	487(6,90%) ^{abc}	12(0,14%) ^{abd}	868(2,76%)	F= 3,4 **
<i>Tetramorium guineense</i> (Bernard, 1877)	94(0,96%) ^a	273(4,47%) ^{bc}	128(1,81%) ^{acc}	38(0,44%) ^{adf}	533(1,69%)	F= 4,23***
Other ant species	435(4,45%)	1736(28,43%)	1853(26,27%)	133(1,56%)	4157(13,20%)	
Total	9770	6107	7054	8552	31483	

df=3 ; * : p= 0,05, ** : p< 0,001 et *** : p<0,0001 pour une valeur p significative au niveau de 5 %, ns pour une valeur p non significative, les lettres différentes traduisent la différence significative entre les groupes, l'abondance relative est entre parenthèses

III.1.2.1.6. Modèle de distribution des abondances en fonction des systèmes de gestion des terres

Il ressort des diagrammes rang-fréquence que *Myrmicaria opaciventris* se démarque dans les caféières et les vergers avec les effectifs qui avoisinent les 100000 ouvrières. Dans les palmeraies et les savanes deux espèces se démarquent avec des effectifs supérieurs à 1000 ouvrières. Il s'agit de *C. acvapimensis* dans les palmeraies, les *Crematogaster (Crematogaster) sp.1* et les *C. acvapimensis* dans les savanes. On compte environ 10 espèces parmi lesquelles *T. aculeatum* et *O. longinoda* dans l'ensemble des systèmes d'utilisation des terres, qui, ont des effectifs compris entre 100 et 1000 ouvrières. Ainsi, la richesse spécifique la plus représentée gravite autour des espèces ayant des effectifs inférieurs à 100 ouvrières (figure 8).

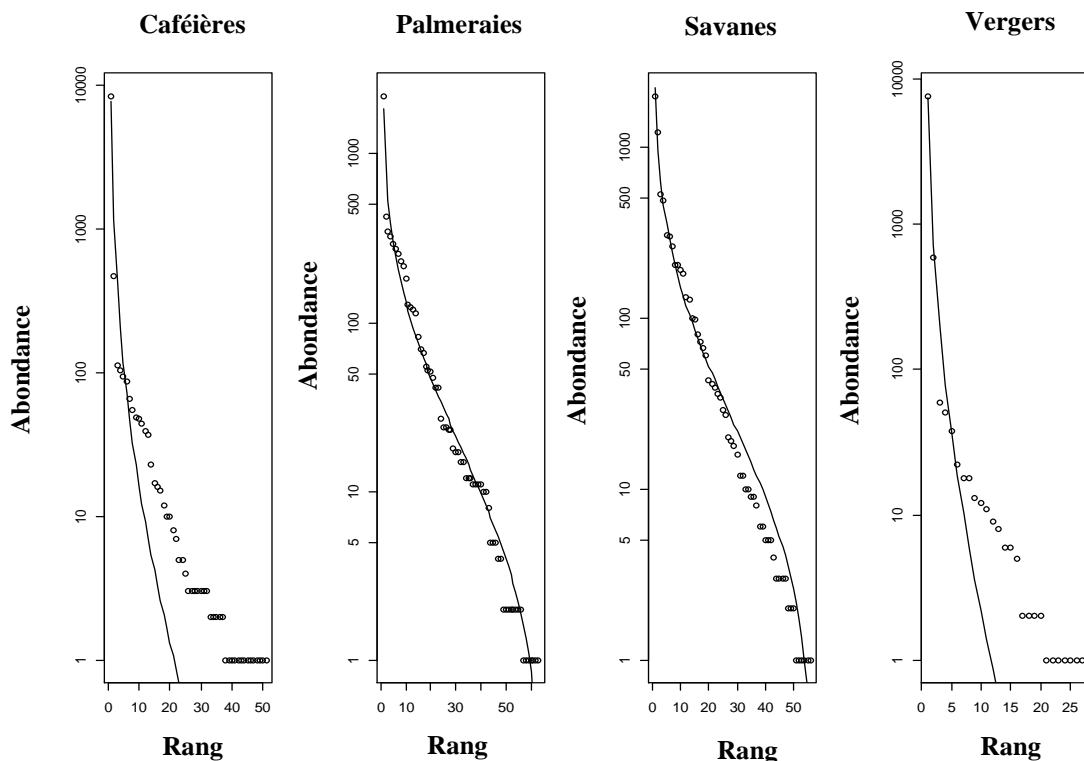


Figure 8: diagrammes rang-fréquence montrant la relation entre la richesse spécifique et l'abondance des fourmis dans les différents systèmes d'utilisation des terres à Koutaba

L'ajustement des distributions obtenues avec les diagrammes rang-fréquence et les modèles théoriques montrent que les communautés de fourmis suivent le modèle de Zipf dans les caféières (AIC=1630.9 ; BIC=1634.8) et les vergers (AIC=415.20 ; BIC=417.79) et le modèle log-normal dans la palmeraie (AIC= 790.86 ; BIC=795.14) et la savane (AIC= 473.24 ; BIC= 795.14) (tableau IX).

Tableau IX: ajustement avec le modèle théorique du diagramme rang-fréquence de la communauté de fourmis dans quatre systèmes d'utilisation des terres à Koutaba

Model théorique	Système d'utilisation des terres											
	Caféière			Palmeraie			Savane			Verger		
	Deviance	AIC	BIC	Deviance	AIC	BIC	Deviance	AIC	BIC	Deviance	AIC	BIC
Null	34152,0	34348,0	34348,0	5466,15	5764,43	5764,43	5429,17	5703,92	5703,92	25785,11	25891,94	25891,94
Preemption	10081,7	10279,7	10281,6	2358,41	2658,69	2660,84	1334,55	1611,30	1613,32	3279,98	3388,81	3390,11
Lognormal	1755,5	1955,4	1959,3	488,57	790,85	795,14	194,49	473,24	477,29	514,27	625,11	627,70
Zipf	1431,0	1630,9	1634,8	951,83	1254,11	1258,40	808,92	1087,76	1091,72	304,36	415,20	417,79
Mandelbrot	1431,0	1632,9	1638,7	951,83	1256,11	1262,54	338,97	619,71	625,79	304,36	417,20	421,08

Les valeurs en gras représentent le meilleur modèle théorique d'ajustement. AIC et BIC représentent respectivement les critères d'Akaike et les critères d'information bayésiens

III.1.2.2. Caractérisation des communautés de fourmis dans les systèmes de gestion de terres à Obout

Dans la localité d'Obout, 88 espèces de fourmis réparties en 31 genres et six sous-familles, ont été identifiées dans un échantillon de 33001 ouvrières collectées (tableau X).

Tableau X: liste de la faune des fourmis dans les cacaoyères, palmeraies, vergers et forêts à Obout et leurs abondances absolues de janvier 2017 à mars 2018

Famille (Formicidae) Sous-Familles- Genres-Espèces	Habitat				Total
	Co	Fo	Pa	Or	
Dolichoderinae Forel, 1878	239	178	298	59	774
<i>Axinidris</i> Weber, 1941	28	18	121	0	167
<i>Axinidris bidens</i> Shattuck, 1991	28	18	121	0	167
<i>Tapinoma</i> Förster, 1850	160	106	106	52	424
<i>Tapinoma luridum</i> Emery, 1908	0	3	0	0	3
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1973)	0	0	15	1	16
<i>Tapinoma</i> sp.1	8	0	2	0	10
<i>Tapinoma</i> sp.2	152	103	89	51	395
<i>Technomyrmex</i> Mayr, 1872	51	54	71	7	183
<i>Technomyrmex</i> sp.1	0	0	3	0	3
<i>Technomyrmex</i> sp.2	39	54	4	7	104
<i>Technomyrmex</i> sp.3	12	0	0	0	12
<i>Technomyrmex</i> sp.4	0	0	64	0	64
Dorylinae Lixiviation, 1815	11349	302	7138	2545	21334
<i>Cerapachys</i> Smith, F., 1817	0	0	1	0	1
<i>Cerapachys foreli</i> (Santschi, 1914)	0	0	1	0	1
<i>Dorylus</i> Fabricius, 1793	11349	302	7137	2545	21333

<i>Dolyrus (Anomma) nigricans</i> (Emery, 1895)	11349	302	7136	2545	21332
<i>Dorylus (Dorylus)</i> sp.	0	0	1	0	1
Formicinae Latreille, 1809	477	1344	1189	453	3463
Anoplolepis Santschi, 1914	62	996	183	2	1243
<i>Anoplolepis tenella</i> (Santschi, 1911)	62	996	183	2	1243
Camponotus Mayr, 1861	372	330	682	325	1709
<i>Camponotus (Myrmopelta) vividus</i> (Smith, F., 1858)	9	27	77	15	128
<i>Camponotus (Myrmopelta) barbarossa</i> Emery, 1920	1	2	9	1	13
<i>Camponotus (Myrmosericus) flavomarginatus</i> Mayr, 1862	0	0	0	7	7
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) acvapimensis</i> Mayr, 1862	108	93	159	212	572
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) brutus</i> Forel, 1886	2	15	177	46	240
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) equatorialis</i> Roger, 1863	206	138	147	32	523
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) maculatus</i> (Fabricius, 1782)	45	48	113	10	216
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) pompeius</i> Forel, 1886	1	7	0	2	10
Lepisiota Santschi, 1926	0	0	275	0	275
<i>Lepisiota guineensis</i> (Mayr, 1902)	0	0	259	0	259
<i>Lepisiota</i> sp.1	0	0	6	0	6
<i>Lepisiota</i> sp.2	0	0	10	0	10
Oecophylla Smith, 1860	37	14	34	123	208
<i>Oecophylla longinoda</i> (Latreille, 1802)	37	14	34	123	208
Phasmomyrmex Stitz, 1910	0	0	0	1	1
<i>Phasmomyrmex aberrans</i> (Mayr, 1895)	0	0	0	1	1
Polyrachis Smith, F., 1857	6	4	15	2	27
<i>Polyrachis concava</i> André, 1889	0	1	0	0	1
<i>Polyrachis decedentata</i> André, 1889	3	0	13	0	16
<i>Polyrachis fissa</i> Mayr, 1902	1	0	1	0	2
<i>Polyrachis militaris</i> (Fabricius, 1782)	2	3	0	1	6
<i>Polyrachis weissii</i> Santschi, 1910	0	0	0	1	1
<i>Polyrhachis laboriosa</i> Smith, F., 1858	0	0	1	0	1
Myrmicinae Lepeletier de Saint-Fargeau, 1835	1087	496	1811	2655	6049
Atopomyrmex André, 1889	24	2	0	0	26
<i>Atopomyrmex mocquerysi</i> (André, 1889)	24	2	0	0	26
Cataulacus Smith, F., 1853	17	57	20	2	96
<i>Cataulacus erinaceus</i> Stitz, 1910	0	51	1	0	52
<i>Cataulacus guineense</i> Smith, F., 1853	16	6	19	1	42
<i>Cataulacus vorticus</i> Bolton, 1974	1	0	0	0	1
<i>Cataulacus</i> sp.1	0	0	0	1	1
Crematogaster Lund, 1831	311	231	1143	83	1768
<i>Crematogaster (Atopogyne) clariventris</i> Mayr, 1895	26	0	0	7	33
<i>Crematogaster (Atopogyne) transiens</i> Forel, 1913	6	0	58	0	64
<i>Crematogaster (Crematogaster) homeri</i> (Forel, 1913)	1	0	41	24	66
<i>Crematogaster (Crematogaster) inconspicua</i> Mayr, 1896	4	0	28	0	32
<i>Crematogaster (Crematogaster) ochraceiventris</i> Stitz, 1916	0	4	258	18	280
<i>Crematogaster (Crematogaster)</i> sp.1	46	44	455	0	545
<i>Crematogaster (Orthocrema) muralti</i> Forel, 1910	26	0	15	0	41
<i>Crematogaster (Orthocrema) pauciceta</i> Emery, 1899	2	0	0	0	2
<i>Crematogaster (Orthocrema)</i> sp.1	55	11	110	9	185
<i>Crematogaster (Sphaerocrema) gabonensis</i> (Emery, 1899)	0	0	0	16	16
<i>Crematogaster (Sphaerocrema) striatula</i> (Emery, 1892)	145	172	178	9	504

<i>Meranoplus</i> Smith, F., 1853	0	0	0	38	38
<i>Meranoplus nanus</i> André, 1892	0	0	0	38	38
<i>Monomorium</i> Mayr, 1855	6	0	22	0	28
<i>Monomorium bicolor</i> Emery, 1877	0	0	13	0	13
<i>Monomorium guineense</i> (Bernard, 1953)	0	0	9	0	9
<i>Monomorium</i> sp.1	6	0	0	0	6
<i>Myrmicaria</i> Saunders, WW., 1842	663	9	507	2470	3649
<i>Myrmicaria opaciventris</i> Emery, 1893	663	9	507	2470	3649
<i>Pheidole</i> Westwood, 1839	43	152	74	2	271
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricus, 1793)	13	24	16	0	53
<i>Pheidole puchella</i> Santschi, 1910	5	15	0	0	20
<i>Pheidole rohani</i> Santschi, 1925	6	79	5	0	90
<i>Pheidole speculifera</i> Emery, 1877	17	16	1	0	34
<i>Pheidole tenuinodis</i> Mayr, 1901	1	6	27	2	36
<i>Pheidole</i> sp.1	1	0	25	0	26
<i>Pheidole</i> sp.2	0	12	0	0	12
<i>Pristomyrmex</i> Mayr, 1866	0	0	0	3	3
<i>Pristomyrmex</i> sp	0	0	0	3	3
<i>Rhoptryrmex</i> Mayr, 1901	0	0	1	0	1
<i>Rhoptryrmex opacus</i> Forel, 1909	0	0	1	0	1
<i>Tetramorium</i> Mayr, 1855	23	45	44	57	169
<i>Tetramorium aculeatum</i> (Mayr, 1866)	0	0	2	0	2
<i>Tetramorium antrema</i> (Bolton, 1976)	0	0	0	2	2
<i>Tetramorium brevispinosum</i> (Stitz, 1910)	0	3	0	0	3
<i>Tetramorium guineense</i> (Bernard, 1953)	21	19	37	2	79
<i>Tetramorium sericeiventre</i> Emery, 1877	0	0	0	16	16
<i>Tetramorium simillimum</i> (Smith, F., 1851)	1	13	2	4	20
<i>Tetramorium</i> sp.1	0	1	0	0	1
<i>Tetramorium</i> sp.2	1	1	0	13	15
<i>Tetramorium</i> sp.3	0	8	0	13	21
<i>Tetramorium</i> sp.5	0	0	3	7	10
Ponerinae Lepeletier, 1835	335	374	278	300	1287
<i>Anochetus</i> Mayr, 1861	4	5	2	0	11
<i>Anochetus africanus</i> (Mayr, 1865)	4	5	2	0	11
<i>Bothroponera</i> Mayr, 1862	17	27	3	0	47
<i>Bothroponera</i> sp.1	9	16	3	0	28
<i>Botroponera</i> sp.2	8	6	0	0	14
<i>Botroponera</i> sp.3	0	5	0	0	5
<i>Hypoponera</i> Santschi, 1938	27	13	5	3	48
<i>Hypoponera cognata</i> (Santschi, 1912)	27	13	3	3	46
<i>Hypoponera camerunensis</i> (Santschi, 1914)	0	0	2	0	2
<i>Leptogenys</i> Roger, 1861	0	0	2	0	2
<i>Leptogenys crustosa</i> Santschi, 1914	0	0	1	0	1
<i>Leptogenys vindicis</i> Bolton, 1975	0	0	1	0	1
<i>Mesoponera</i> Emery, 1900	1	2	2	0	5
<i>Mesoponera caffraria</i> (Smith, F., 1858)	0	2	0	0	2
<i>Mesoponera</i> sp.2	0	0	1	0	1
<i>Mesoponera</i> sp.4	1	0	1	0	2
<i>Odontomachus</i> Latreille, 1804	104	94	144	1	343

<i>Odontomachus troglodytes</i> Santschi, 1914	104	94	144	1	343
<i>Paltothyreus</i> Latreille, 1804	181	231	117	296	825
<i>Paltothyreus tarsatus</i> (Fabricius, 1798)	181	231	117	296	825
<i>Phrynoponera</i> Wheeler, W.M., 1920	1	2	0	0	3
<i>Phrynoponera bequaerti</i> (Rou, 1922)	1	2	0	0	3
<i>Platythyrea</i> Roger, 1863	0	0	3	0	3
<i>Platythyrea tenuis</i> (Emery, 1899)	0	0	3	0	3
Pseudomyrmicinae Smith, MR., 1952	32	0	54	8	94
<i>Tetraponera</i> Smith, F., 1852	32	0	54	8	94
<i>Tetraponera anthracina</i> (Santschi, 1910)	32	0	54	8	94

Co: Cacaoyère, Fo: Forêt, Pal: Palmeraie, Or: Verger,

III.1.2.2.1. Diversité au sein des sous familles entre les systèmes de gestion de terres à Obout

Dans l'ensemble des systèmes de gestion des terres à Obout, la sous famille des Myrmicinae est la plus diversifiée aussi bien au niveau générique avec 10 (32,26%) genres, que spécifique, soit 40 (45,45) espèces. Elle est suivie immédiatement des sous familles des Ponerinae avec 9 (29,03%) genres et 15 (17,05%), espèces et les Formicinae avec 6 (19,35%) genres et 20 (22,73%) espèces.

Au regard des systèmes de l'utilisation des sols, la sous famille des Myrmicinae est très diversifiée dans les cacaoyères avec 7 (30,43 %) genres et 23 (46,0%) espèces, suivie des palmeraies avec 7 (26,92%) genres également et 23 (28,98%) et espèces. Les Formicinae quant à elles sont plus diversifiées dans les palmeraies et les vergers. Nous avons recensé 5 (19,23%) genres et 14 (23,73%) espèces dans les palmeraies, et 5 (26,32%) genres et 13 (32,50 %) espèces dans les vergers. Les Ponerinae sont très diversifiées dans les palmeraies avec 8 (30,77%) genres et 13 (18,64%) espèces (tableau XI).

Tableau XI: variation de la richesse générique et spécifique des fourmis par sous-famille dans différents systèmes d'utilisation des terres à Obout

Sous-famille	Système de gestion des terres								Total	
	Cacaoyère		Forêt		Palmeraie		Verger		Genre	Espèce
	Genre	Espèce	Genre	Espèce	Genre	Espèce	Genre	Espèce		
Dolichoderinae	3(13,04)	5(10,0)	3(14,29)	4(8,89)	3(11,54)	7(11,86)	2(10,53)	3(7,50)	3(9,68)	9(10,23)
Dorylinae	1(4,35)	1(2,0)	1(4,76)	1(2,22)	2(7,69)	3(5,08)	1(5,26)	1(2,50)	2(6,45)	3(3,41)
Formicinae	4(17,39)	12(24,0)	4(19,05)	11(24,44)	5(19,23)	14(23,73)	5(26,32)	13(32,50)	6(19,35)	20(22,73)
Myrmicinae	7(30,43)	23(46,0)	6(28,57)	20(44,44)	7(26,92)	23(38,98)	7(36,84)	19(47,50)	10(32,26)	40(45,45)
Ponerinae	7(30,43)	8(16,0)	7(33,33)	9(20,0)	8(30,77)	11(18,64)	3(15,79)	3(7,50)	9(29,03)	15(17,05)
Pseudomyrmicinae	1(2,35)	1(2,0)	0(0,00)	0(0,0)	1(3,85)	1(1,69)	1(5,26)	1(2,50)	1(3,23)	1(1,14)
Total	23	50	21	45	26	59	19	40	31	88

Les valeurs entre parenthèses représentent les proportions relatives des genres et des richesses spécifiques dans les systèmes d'utilisation des terres.

III.1.2.2.2. Variation de la richesse et de la diversité spécifique en fonction des systèmes de gestion des terres

Sur les 88 espèces de fourmis identifiées, 40 ont été récoltées dans les vergers et 59 dans les palmeraies. La richesse spécifique moyenne a été de 2 ± 3 dans la palmeraie et 4 ± 6 dans le verger. Nous n'avons pas obtenu un effet significatif des systèmes de gestion des terres sur la variation de la richesse spécifique ($\chi^2 = 0,70$; $df=3$; $p > 0,05$).

L'indice de diversité de Shannon a montré que la forêt était l'habitat le plus diversifié ($H=2,48$; $J=0,65$) suivi de la palmeraie ($H=1,68$; $J=0,41$). La cacaoyère était le système d'utilisation des terres le moins diversifié ($H=0,87$; $J=0,22$). La diversité spécifique des fourmis n'est pas affectée par le type de système d'utilisation des terres ($\chi^2 = 1,34$; $df=3$; $p > 0,05$). L'indice de Pielou quant à lui montre que, la dominance numérique des espèces est davantage marquée en milieu forestier que dans les autres systèmes d'utilisation des sols (tableau XII).

Tableau XII: variation de la diversité des fourmis dans différents systèmes d'utilisation des terres à Obout

Paramètres	Système de gestion des terres				Kruskal-Wallis (χ^2)
	Cacaoyères	Forêts	Palmeraies	Vergers	
Specific richness (S)	50(3 ± 4)	45(3 ± 4)	59(2 ± 3)	40(4 ± 6)	$\chi^2 = 0,70$ ns
Shannon index (H')	0,87(0,38 ± 0,66)	2,48(0,4 ± 0,71)	1,68(0,31 ± 0,55)	1,43(0,5 ± 0,81)	$\chi^2 = 1,34$ ns
Maximal diversity (Hmax)	3,91(1,97 ± 0,58) ^a	3,81(2 ± 0,73) ^{ab}	4,08 (1,75 ± 0,57) ^{bcd}	3,69(2,28 ± 0,75) ^{bce}	$\chi^2 = 34,31$ ***
Pielou index (J)	0,22(0,19 ± 0,31)	0,65(0,21 ± 0,35)	0,41(0,17 ± 0,30)	0,39(0,20 ± 0,33)	$\chi^2 = 0,70$ ns

ns : la valeur p est non significative ($p > 0,05$), *** : $p < 0,0001$ pour une valeur p significative au niveau de 5 %, $df=3$; les lettres différentes traduisent la différence significative entre les groupes, la moyenne de chaque paramètre est entre parenthèses.

III.1.2.2.3. Influences des systèmes de gestion des terres sur la composition spécifique de la myrmécofaune

Le diagramme de Venn de la figure 9 montre que, 21 (23,9%) espèces sont communes aux quatre types de systèmes de gestion des terres. La cacaoyère, la forêt et la palmeraie ont en commun 7 (8,0%) espèces alors que le triplet formé par la palmeraie, le verger et la cacaoyère partage 2

(2,3%) espèces communes. Pour ce qui est des espèces exclusives à un type d'habitat, la palmeraie se démarque des autres systèmes de terres avec 17 (19,3%) espèces, suivie par le verger avec 9 (10,2 %) espèces (figure 9).

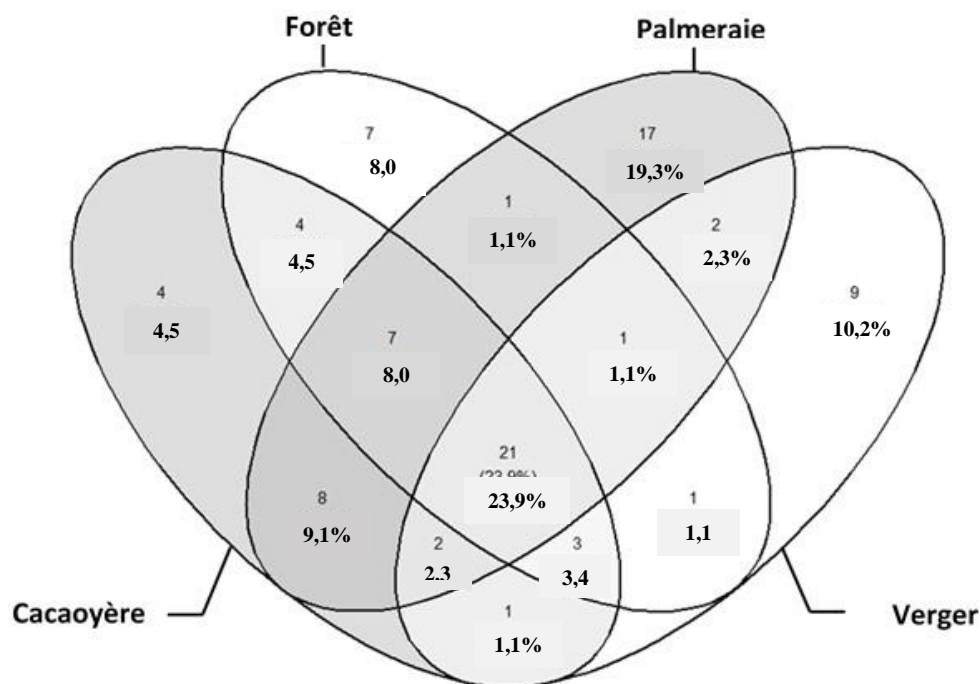


Figure 9: diagramme de Venn qui met en évidence le nombre et le pourcentage des espèces partagées et exclusives aux systèmes d'utilisation des terres à Obout.

Le tableau 13 ci-après montre la taxinomie des fourmis propres aux quatre systèmes d'utilisation des terres et la faune des fourmis commune aux différents systèmes de terres pris deux à deux, trois à trois, et tous les quatre.

Tableau XIII: liste de la faune exclusive des fourmis à la cacaoyère, la palmeraie, le verger et la forêt et les espèces de fourmis communes aux systèmes d'utilisation des sols à Obout et leurs abondances absolues de janvier 2017 à mars 2018

Famille (Formicidae) Sous-Familles- Genres-Espèces	Habitat				Total
	Co	Fo	Pa	Or	
Dolichoderinae Forel, 1878	239	178	298	59	774
<i>Axinidris</i> Weber, 1941	28	18	121	0	167
<i>Axinidris bidens</i> Shattuck, 1991	28	18	121	0	167
<i>Tapinoma</i> Förster, 1850	160	106	106	52	424
<i>Tapinoma luridum</i> Emery, 1908	0	3	0	0	3
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1973)	0	0	15	1	16
<i>Tapinoma</i> sp.1	8	0	2	0	10

<i>Tapinoma</i> sp.2	152	103	89	51	395
<i>Technomyrmex</i> Mayr, 1872	51	54	71	7	183
<i>Technomyrmex</i> sp.1	0	0	3	0	3
<i>Technomyrmex</i> sp.2	39	54	4	7	104
<i>Technomyrmex</i> sp.3	12	0	0	0	12
<i>Technomyrmex</i> sp.4	0	0	64	0	64
Dorylinae Lixiviation, 1815	11349	302	7138	2545	21334
<i>Cerapachys</i> Smith, F., 1817	0	0	1	0	1
<i>Cerapachys foreli</i> (Santschi, 1914)	0	0	1	0	1
<i>Dorylus</i> Fabricius, 1793	11349	302	7137	2545	21333
<i>Dolyrus (Anomma) nigricans</i> (Emery, 1895)	11349	302	7136	2545	21332
<i>Dorylus (Dorylus)</i> sp.	0	0	1	0	1
Formicinae Latreille, 1809	477	1344	1189	453	3463
<i>Anoplolepis</i> Santschi, 1914	62	996	183	2	1243
<i>Anoplolepis tenella</i> (Santschi, 1911)	62	996	183	2	1243
<i>Camponotus</i> Mayr, 1861	372	330	682	325	1709
<i>Camponotus (Myrmopelta) vividus</i> (Smith, F., 1858)	9	27	77	15	128
<i>Camponotus(Myrmopelta) barbarossa</i> Emery, 1920	1	2	9	1	13
<i>Camponotus (Myrmosericus)flavomarginatus</i> Mayr, 1862	0	0	0	7	7
<i>Camponotus (Tanaemyrmex)acvapimensis</i> Mayr, 1862	108	93	159	212	572
<i>Camponotus(Tanaemyrmex) brutus</i> Forel, 1886	2	15	177	46	240
<i>Camponotus(Tanaemyrmex)equatorialis</i> Roger, 1863	206	138	147	32	523
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) maculatus</i> (Fabricius, 1782)	45	48	113	10	216
<i>Camponotus(Tanaemyrmex) pompeius</i> Forel, 1886	1	7	0	2	10
<i>Lepisiota</i> Santschi, 1926	0	0	275	0	275
<i>Lepisiota guineensis</i> (Mayr, 1902)	0	0	259	0	259
<i>Lepisiota</i> sp.1	0	0	6	0	6
<i>Lepisiota</i> sp.2	0	0	10	0	10
<i>Oecophylla</i> Smith, 1860	37	14	34	123	208
<i>Oecophylla longinoda</i> (Latreille, 1802)	37	14	34	123	208
<i>Phasmomyrmex</i> Stitz, 1910	0	0	0	1	1
<i>Phasmomyrmex aberrans</i> (Mayr, 1895)	0	0	0	1	1
<i>Polyrachis</i> Smith, F., 1857	6	4	15	2	27
<i>Polyrachis concava</i> André, 1889	0	1	0	0	1
<i>Polyrachis decemdentata</i> André, 1889	3	0	13	0	16
<i>Polyrachis fissa</i> Mayr, 1902	1	0	1	0	2
<i>Polyrachis militaris</i> (Fabricius, 1782)	2	3	0	1	6
<i>Polyrachis weissii</i> Santschi, 1910	0	0	0	1	1
<i>Polyrhachis laboriosa</i> Smith, F., 1858	0	0	1	0	1
Myrmicinae Lepeletier de Saint-Fargeau, 1835	1087	496	1811	2655	6049
<i>Atopomyrmex</i> André, 1889	24	2	0	0	26
<i>Atopomyrmex mocquerysi</i> (André, 1889)	24	2	0	0	26
<i>Cataulacus</i> Smith, F., 1853	17	57	20	2	96
<i>Cataulacus erinaceus</i> Stitz, 1910	0	51	1	0	52
<i>Cataulacus guineense</i> Smith, F., 1853	16	6	19	1	42
<i>Cataulacus vorticus</i> Bolton, 1974	1	0	0	0	1
<i>Cataulacus</i> sp.1	0	0	0	1	1

<i>Crematogaster</i> Lund, 1831	311	231	1143	83	1768
<i>Crematogaster (Atopogyne) clariventris</i> Mayr, 1895	26	0	0	7	33
<i>Crematogaster (Atopogyne) transiens</i> Forel, 1913	6	0	58	0	64
<i>Crematogaster (Crematogaster) homeri</i> (Forel, 1913)	1	0	41	24	66
<i>Crematogaster (Crematogaster) inconspicua</i> Mayr, 1896	4	0	28	0	32
<i>Crematogaster (Crematogaster) ochraceiventris</i> Stitz, 1916	0	4	258	18	280
<i>Crematogaster (Crematogaster) sp.1</i>	46	44	455	0	545
<i>Crematogaster (Orthocrema) muralti</i> Forel, 1910	26	0	15	0	41
<i>Crematogaster (Orthocrema) pauciceta</i> Emery, 1899	2	0	0	0	2
<i>Crematogaster (Orthocrema) sp.1</i>	55	11	110	9	185
<i>Crematogaster (Sphaerocrema) gabonensis</i> (Emery, 1899)	0	0	0	16	16
<i>Crematogaster (Sphaerocrema) striatula</i> (Emery, 1892)	145	172	178	9	504
<i>Meranoplus</i> Smith, F., 1853	0	0	0	38	38
<i>Meranoplus nanus</i> André, 1892	0	0	0	38	38
<i>Monomorium</i> Mayr, 1855	6	0	22	0	28
<i>Monomorium bicolor</i> Emery, 1877	0	0	13	0	13
<i>Monomorium guineense</i> (Bernard, 1953)	0	0	9	0	9
<i>Monomorium sp.1</i>	6	0	0	0	6
<i>Myrmecaria</i> Saunders, WW., 1842	663	9	507	2470	3649
<i>Myrmecaria opaciventris</i> Emery, 1893	663	9	507	2470	3649
<i>Pheidole</i> Westwood, 1839	43	152	74	2	271
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793)	13	24	16	0	53
<i>Pheidole puchella</i> Santschi, 1910	5	15	0	0	20
<i>Pheidole rohani</i> Santschi, 1925	6	79	5	0	90
<i>Pheidole speculifera</i> Emery, 1877	17	16	1	0	34
<i>Pheidole tenuinodis</i> Mayr, 1901	1	6	27	2	36
<i>Pheidole sp.1</i>	1	0	25	0	26
<i>Pheidole sp.2</i>	0	12	0	0	12
<i>Pristomyrmex</i> Mayr, 1866	0	0	0	3	3
<i>Pristomyrmex sp</i>	0	0	0	3	3
<i>Rhoptromyrmex</i> Mayr, 1901	0	0	1	0	1
<i>Rhoptromyrmex opacus</i> Forel, 1909	0	0	1	0	1
<i>Tetramorium</i> Mayr, 1855	23	45	44	57	169
<i>Tetramorium aculeatum</i> (Mayr, 1866)	0	0	2	0	2
<i>Tetramorium antrema</i> (Bolton, 1976)	0	0	0	2	2
<i>Tetramorium brevispinosum</i> (Stitz, 1910)	0	3	0	0	3
<i>Tetramorium guineense</i> (Bernard, 1953)	21	19	37	2	79
<i>Tetramorium sericeiventre</i> Emery, 1877	0	0	0	16	16
<i>Tetramorium simillimum</i> (Smith, F., 1851)	1	13	2	4	20
<i>Tetramorium sp.1</i>	0	1	0	0	1
<i>Tetramorium sp.2</i>	1	1	0	13	15
<i>Tetramorium sp.3</i>	0	8	0	13	21
<i>Tetramorium sp.5</i>	0	0	3	7	10
Ponerinae Lepelletier, 1835	335	374	278	300	1287
<i>Anochetus</i> Mayr, 1861	4	5	2	0	11
<i>Anochetus africanus</i> (Mayr, 1865)	4	5	2	0	11
<i>Bothroponera</i> Mayr, 1862	17	27	3	0	47

<i>Bothroponera</i> sp.1	9	16	3	0	28
<i>Botroponera</i> sp.2	8	6	0	0	14
<i>Botroponera</i> sp.3	0	5	0	0	5
<i>Hypoponera</i> Santschi, 1938	27	13	5	3	48
<i>Hypoponera cognata</i> (Santschi, 1912)	27	13	3	3	46
<i>Hypoponera camerunensis</i> (Santschi, 1914)	0	0	2	0	2
<i>Leptogenys</i> Roger, 1861	0	0	2	0	2
<i>Leptogenys crustosa</i> Santschi, 1914	0	0	1	0	1
<i>Leptogenys vindicis</i> Bolton, 1975	0	0	1	0	1
<i>Mesoponera</i> Emery, 1900	1	2	2	0	5
<i>Mesoponera caffraria</i> (Smith, F., 1858)	0	2	0	0	2
<i>Mesoponera</i> sp.2	0	0	1	0	1
<i>Mesoponera</i> sp.4	1	0	1	0	2
<i>Odontomachus</i> Latreille, 1804	104	94	144	1	343
<i>Odontomachus troglodytes</i> Santschi, 1914	104	94	144	1	343
<i>Paltothyreus</i> Latreille, 1804	181	231	117	296	825
<i>Paltothyreus tarsatus</i> (Fabricius, 1798)	181	231	117	296	825
<i>Phrynoponera</i> Wheeler, W.M., 1920	1	2	0	0	3
<i>Phrynoponera bequaerti</i> (Rou,1922)	1	2	0	0	3
<i>Platythyrea</i> Roger, 1863	0	0	3	0	3
<i>Platythyrea tenuis</i> (Emery, 1899)	0	0	3	0	3
Pseudomyrmicinae Smith, MR., 1952	32	0	54	8	94
<i>Tetraponera</i> Smith, F., 1852	32	0	54	8	94
<i>Tetraponera anthracina</i> (Santschi, 1910)	32	0	54	8	94

Co: Cacaoyère, Fo: Forêt, Pal: Palmeraie, Or: Verger

La distribution précédente des espèces de fourmis entre les types d'habitats a permis de relever une forte similarité dans la composition spécifique de la myrmécofaune entre tous les systèmes d'utilisation des terres. En effet, l'indice de similarité de Sorensen est >50% entre tous les types d'habitats pris deux à deux. Cependant la forêt et la cacaoyère avec 74 % de similarité sont les deux habitats les plus proches. La palmeraie et le verger en sont les moins similaires avec 53 % de similarité (tableau XIV).

Tableau XIV: matrice montrant le niveau de similarité entre les systèmes d'utilisation des terres à Koutaba

	Cacaoyère		
Forêt	0.74	Forêt	
Palmeraie	0,70	0,58	Palmeraie
Verger	0,6	0,61	0,53

III.1.2.2.4. Relation entre la myrmécofaune et les systèmes de gestion des terres

Le Clamtest montre que la forêt et la palmeraie d'une part, la forêt et le verger d'autres part sont les systèmes d'utilisation des terres les plus riches avec respectivement 74 espèces, à l'opposé de la cacaoyère et la forêt qui combinent 60 espèces de fourmis. Dans toutes les paires d'utilisation des sols, le pourcentage des espèces trop rares pour être classées est généralement élevé et représente plus de 50 % des espèces dans la majorité des cas. De plus, une étude comparée de la forêt, la cacaoyère, la palmeraie et le verger, fait paraître que la forêt regorge le plus grand nombre d'espèces spécialisées avec respectivement 19 espèces par rapport à la cacaoyère et 8 espèces par rapport à la palmeraie et au verger respectivement. La cacaoyère a moins d'espèces spécialisées que la palmeraie et le verger (tableau XV).

Les valeurs individuelles ont montré que *Paltothyreus tarstus* (indval= 0,15 ; p = 0,04) et *Pheidole megacephala* (indval= 0,08 ; p=0. 02) sont les espèces indicatrices de la cacaoyère ; *Camponotus (Myrmopelta) vividus* (indval= 0,08 ; p= 0,02), *Camponotus (Myrmopelta) barbarossa* (indval= 0,07 ; p= 0,04) et *Crematogaster (Crematogaster) sp.1* (indval= 0,07 ; p= 0,04) le sont dans la forêt. *Cataulacus guineensis* (indval= 0,07 ; p= 0,05) et *Tapinoma sp.2* (indval= 0,14 ; p= 0,03) sont des espèces indicatrices de la palmeraie alors que *Hypoponera cognata* (indval= 0,07 ; p= 0,03) est la seule espèce indicatrice trouvée dans le verger.

Tableau XV: distribution de la richesse des espèces de fourmis en fonction de leur spécialisation dans le système d'utilisation des terres

Statut	Système des terres					
	Cocaoyère-Forêt	Cocaoyère-Palmeraie	Cocaoyère-Verger	Forêt-Palmeraie	Forêt-Verger	Palmeraie-Verger
Généralistes	6(10,0)	17(23,9)	11(17,5)	12(16,2)	12(16,2)	9(12,3)
Spécialistes A	2(3,0)	5(7,0)	7(11,1)	15(20,3)	15(20,3)	14(19,2)
Spécialistes B	19(31,7)	14(19,7)	12(19,0)	8(10,8)	8(10,8)	8(11,0)
Très rares	33(55,0)	35(49,3)	33(52,4)	39(52,27)	39(52,27)	42(57,5)
Richesse spécifique	60	71	63	74	74	73

Les valeurs entre parenthèses représentent la proportion relative des espèces appartenant à un statut d'habitat particulier. A et B représentent respectivement le premier et le deuxième système d'utilisation des sols dans le même ordre que dans un tableau.

III.1.2.2.5. Distribution et variation des abondances en fonction des systèmes de gestion des terres

La distribution spatiale des espèces montre que la cacoyère et la palmeraie sont très proches et sont composés en priorité des espèces *Camponotus vividus*, *Dorylus (Anomma) nigricans*, *Lepisiota. gunineensis*, *Crematogaster transiens* et *Crematogaster (Othrocrema) sp.1*. Le verger et la forêt se distinguent de deux systèmes de terres sus cités de par leur composition spécifique. Ainsi, le verger est dominé des espèces telles que *Myrmicaria opaciventris*, *Oecophilla longinoda*, *Tetramorium sériceiventre* et *Camponotus flavomarginatus*, alors que les espèces comme, *Camponotus acvapimensis*, *Palhtotyreus tarsatus*, *Monomorium caffaria*, *Anoplolepis tenella*, *Pheidole Rohani*, *Tetramorium liridum* sont étroitement associées à la forêt (figure 10).

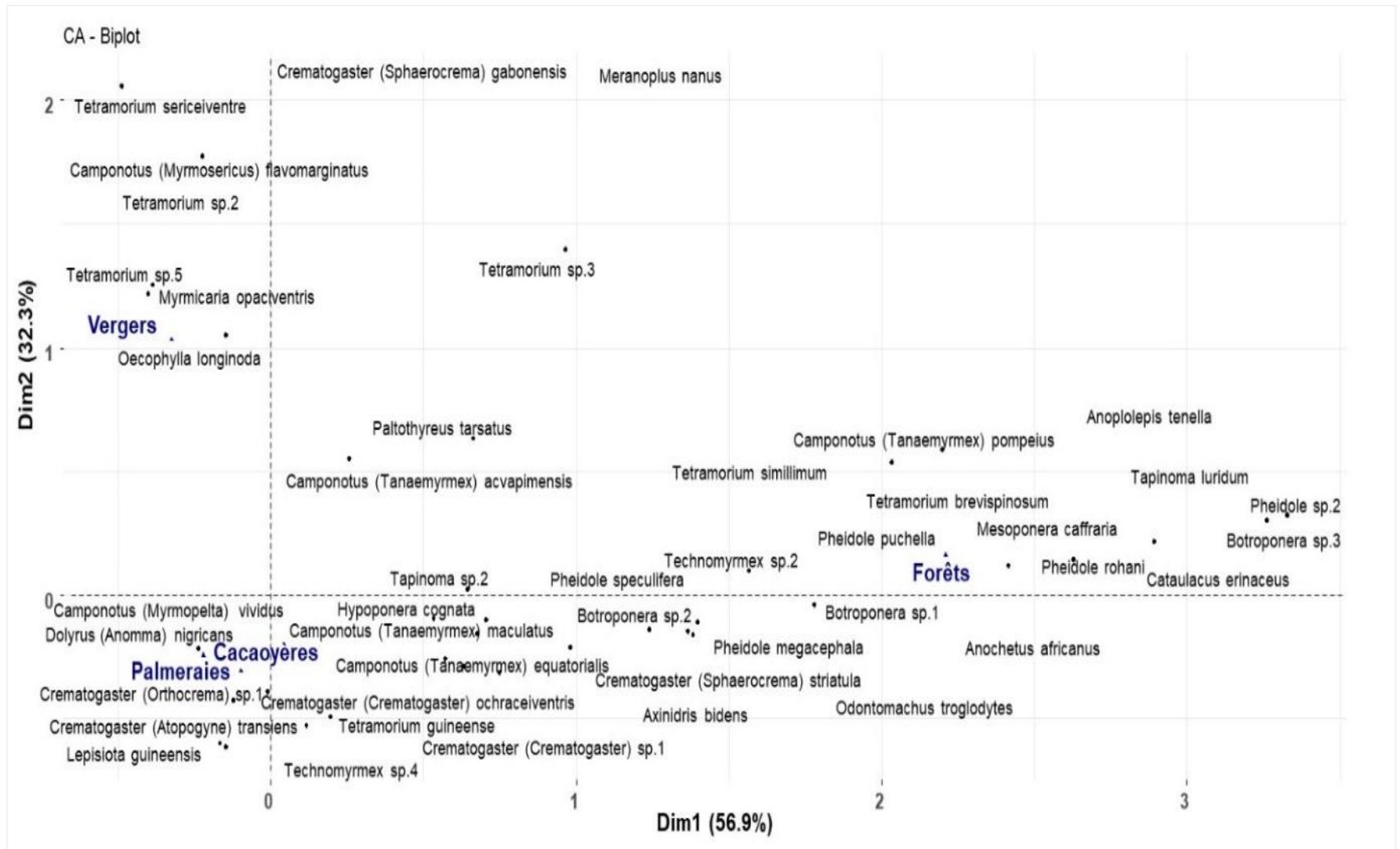


Figure 10 : distribution spatiale des espèces de fourmis en fonction des systèmes de gestion des terres à Obout. L'analyse a été réalisée en prenant en compte de 44 espèces sur les 88 collectées qui ont un $\cos^2 > 1$

Nous avons identifié 8 espèces numériquement dominantes (pourcentage relatif cumulé \geq 1%) sur les 88 espèces identifiées. Parmi lesquelles nous avons : *Dorylus (Anomma) nigricans* avec 64,64% du total des ouvrières récoltées, qui est numériquement la principale espèce dominante, suivie de *Myrmicaria opaciventris* avec 11,06 % ; *Odontomachus troglodytes* est moins abondante (tableau XVI).

Au regard des systèmes d'utilisation des terres, *D.(Anoma) nigricans* apparaît numériquement dominant dans les cacaoyères (83,95 %) et les palmeraies (66,27 %) ; alors que *Myrmicaria opaciventris* est dominant dans les vergers avec 41,03 % du nombre total des ouvrières récoltées. De plus, *Anoplolepis tenella* (36,97 %) est dominante dans la forêt. Ainsi, le système d'utilisation des terres affecte de manière significative, la distribution de *M. opaciventris* ($F= 26,76$; $df=3$; $p< 0,0001$) et *A. tenella* ($F= 22,54$; $df=3$; $p< 0,0001$). Cependant, la distribution de *D. (Anoma) nigricans* n'est pas affectée par le système d'utilisation des terres ($F= 2,35$; $df=3$; $p= 0,07$).

Les comparaisons par paire ont montré que *M. opaciventris* est significativement plus abondant ($p< 0,05$) dans les vergers que dans les autres systèmes d'utilisation des terres ; alors qu'aucune différence significative n'est trouvée entre la cacaoyère et la forêt, et entre la cacaoyère et la palmeraie ($p>0,05$). Ainsi, *Anoplolepis tenella* est significativement plus abondante ($p< 0,05$) dans la forêt que dans la cacaoyère, la palmeraie et le verger. En ce qui concerne les autres espèces, les résultats sont présentés dans le tableau XVI.

Tableau XVI : variation de l'abondance des espèces entre les systèmes d'utilisation des sols

Espèces	Systèmes d'utilisation des terres				Total	Test F (GLM Proc)
	Cacaoyère	Forêt	Palmeraie	Verger		
<i>Anoplolepis tenella</i> Santschi, 1911	62(0,46%) ^a	996(36,97%) ^{bc}	183(1,70%) ^{bcd}	2(0,03%) ^{bce}	1243(3,77%)	F= 22,54 ; P<0,0001
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) acvapimensis</i> Mayr, 1862	108(0,80%)	93(3,45%)	159(1,48%)	212(3,52%)	572(1,73%)	F= 2,58 ; p=0,05
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) equatorialis</i> Roger, 1863	206(1,52%) ^a	138(5,12%) ^{ab}	147(1,37%) ^{abc}	32(0,53) ^{abd}	523(1,58%)	F= 3,05 ; p<0,001
<i>Crematogaster (Crematogaster) sp.1</i>	46(0,34%) ^a	44(1,63%) ^{ab}	455(4,23%) ^{bcd}	0(0,00%) ^{bce}	545(1,65%)	F= 11,15; p<0,0001
<i>Crematogaster (Sphaerocrema) striatula</i> Emery, 1892	145(1,07%) ^a	172(6,38%) ^{ab}	178(1,65%) ^{abc}	9(0,15%) ^{bcd}	504(1,53%)	F= 4,06 ; p<0,0001
<i>Dolyrus (Anomma) nigricans</i> Emery, 1895	11349(83,95%)	302(11,21%)	7136(66,27%)	2545(42,28%)	21332(64,64%)	F= 2,35; p=0,07
<i>Myrmecaria opaciventris</i> Emery, 1893	663(4,90%) ^a	9(0,33%) ^{ab}	507(4,71%) ^{abc}	2470(41,03%) ^{bcd}	3649(11,06%)	F= 26,76; p<0,0001
<i>Odontomachus troglodytes</i> Santschi, 1914	104(0,77%) ^a	94(3,49%) ^{ab}	144(1,34%) ^{abc}	1(0,02%) ^{bcd}	343(1,04%)	F= 10,38; p<0,0001
<i>Paltothyreus tarsatus</i> (Fabricus, 1798)	181(1,34%) ^a	231(8,57%) ^{ab}	117(1,09%) ^{bcd}	296(4,92%) ^{bce}	825(2,50%)	F= 10,64; p<0,0001
<i>Tapinomasp.2</i>	152(1,12%)	103(3,82%)	89(0,83%)	51(0,85%)	395(1,20%)	F= 2,19; p=0,09
Total	13519	2694	10768	6020	33001	

df=3 ; * : p= 0,05, ** : p< 0,001 et *** : p<0,0001 pour une valeur p significative au niveau de 5 %, ns pour une valeur p non significative, les différentes lettres traduisent la différence significative entre les groupes et entre parenthèses est représentée l'abondance relative

III.1.2.2.6. Modèle de distribution des abondances en fonction des systèmes d'utilisation des terres

L'exploitation des diagrammes rang-fréquence montre qu'une espèce se démarque dans les cacaoyères et les palmeraies, avec des effectifs qui avoisinent 100000 ouvrières et les vergers avec des effectifs de l'ordre de 1000 ouvrières récoltées. Ces espèces sont : *D. nigricans* dans la cacaoyère et la palmeraie, et *A. tenella* dans le verger. Nous avons dénombré entre 3 (verger) et 6 espèces (cacaoyère) qui ont des effectifs supérieurs à 100 ouvrières. Toutefois, le plus grand nombre d'espèces recensées a un effectif qui avoisine celui des espèces dont les effectifs sont inférieurs à 100 ouvrières (figure 11).

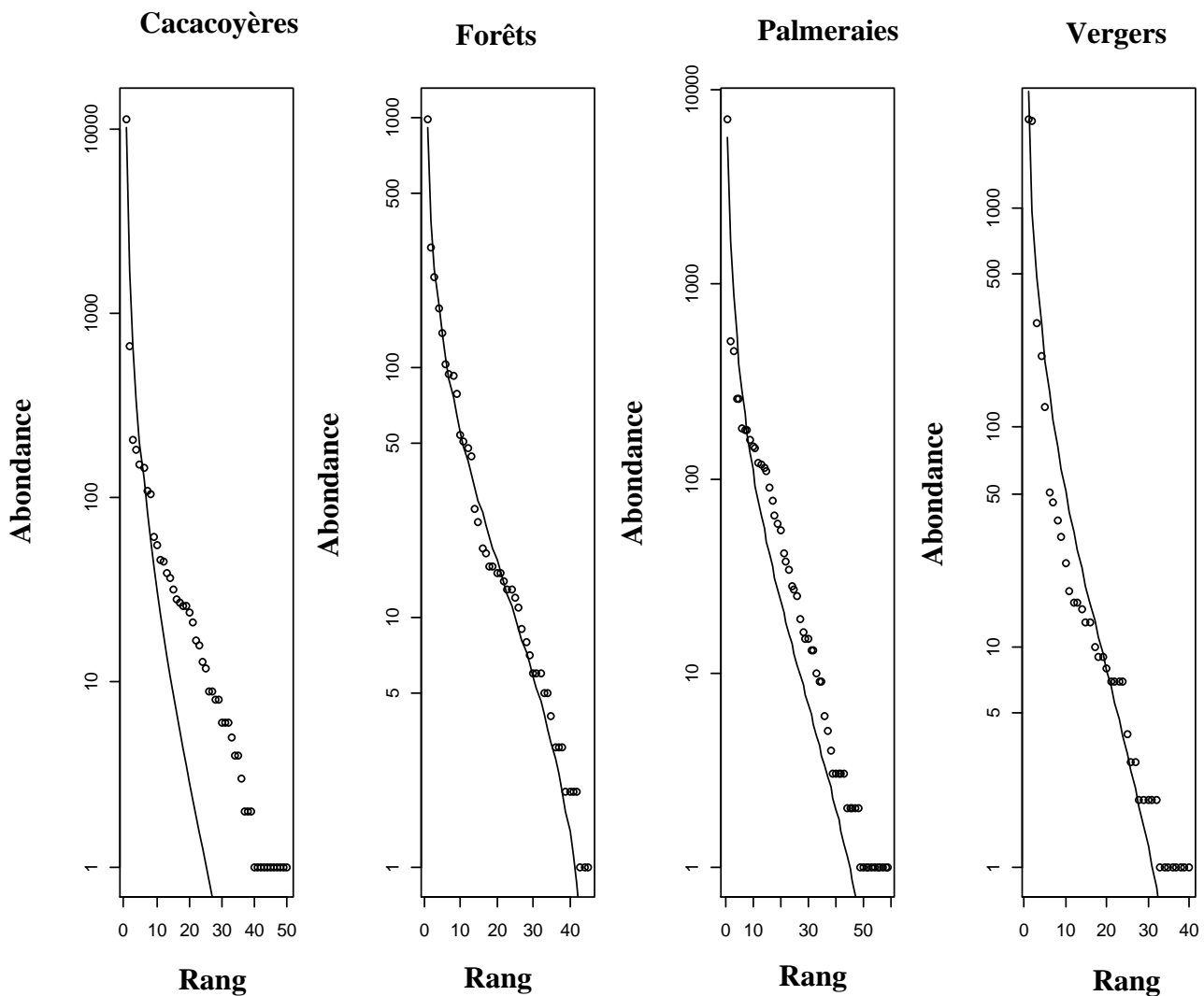


Figure 11: diagrammes rang-fréquence montrant la relation entre la richesse spécifique et l'abondance des fourmis dans les différents systèmes d'utilisation des terres à Obout

L'ajustement des distributions des diagrammes rang-fréquence avec les modèles théoriques a montré que, la distribution des fourmis suit le modèle de Zipf-Mandelbrot dans les cacaoyères (AIC=2258.2 ; BIC= 2262) et les palmeraies (AIC=2576.0 ; BIC= 2580.10). Le modèle de Zipf-Mandelbrot est bien ajusté à la distribution de la communauté de fourmis dans le verger (AIC=1607.50 ; BIC=1612.60), tandis que, dans la forêt la communauté des fourmis suit une distribution log-normale (AIC=262.99 ; BIC=266.60) (tableau XVII).

Tableau XVII: ajustement des diagrammes rang-fréquence aux modèles de distributions théoriques des communautés de fourmis dans quatre systèmes d'utilisation des sols à Obout

Paramètres	Système de gestion des terres											
	Cacaoyère			Forêt			Palmeraie			Verger		
	Deviance	AIC	BIC	Deviance	AIC	BIC	Deviance	AIC	BIC	Deviance	AIC	BIC
Null	44648,5	44866,6	44866,6	2003,77	2207,85	2207,85	24482	24753,5	24753,5	12605,7	12770,8	12770,8
Preemption	14886,9	15107	15108,9	813,91	1019,99	1021,81	11941,1	12214,6	12216,7	2596,3	2763,4	2765,1
Lognormal	2586	2808,1	2811,9	54,9	262,99	266,6	2533,5	2809,0	2813,2	2298,7	2467,8	2471,2
Zipf	2036,1	2258,2	2262	146,65	354,74	358,35	2300,4	2576	2580,1	2272,3	2441,4	2444,8
Mandelbrot	2036,1	2260,2	2265,9	125,45	335,53	340,95	2300,4	2578,0	2584,2	1436,4	1607,5	1612,6

Les valeurs en gras représentent le meilleur modèle théorique d'ajustement. AIC et BIC représentent respectivement les critères d'Akaike et les critères d'information bayésiens.

III.1.2.3. Effet de la variation altitudinale sur la diversité et la distribution des communautés de fourmis entre les régions du Centre et de l'Ouest

III.1.2.3.1. Effet de la variation altitudinale sur la diversité des communautés de fourmis

La richesse spécifique générique est plus probante dans la Sous-famille des Myrmicinae 54(48,21%), suivie des Formicinae 25(22,32%), et enfin des Ponerinae 19(16,96%). Les Pseudomyrmicinae sont très rares dans les deux sites d'étude (Koutaba et Obout). Notons toutefois, que la richesse spécifique varie en fonction des systèmes d'utilisation des terres dans chaque localité et ont des valeurs numériques plus ou moins proches d'une Sous-famille à l'autre (tableau XVIII).

Tableau XVIII: variation de la richesse générique et spécifique au niveau des sous famille entre Koutaba et Obout

Famille (Formicidae)	Site				Total	
	Koutaba		Obout			
	Genre	Espèce	Genre	Espèce	Genre	Espèce
Dolichoderinae	3(10,0)	6(6,67)	3(9,68)	9(10,23)	3(8,82)	10 (8,93)
Dorylinae	2(6,67)	3(3,33)	2(6,45)	3(3,41)	2 (5,88)	3 (2,68)
Formicinae	6(20,0)	22(24,44)	6(19,35)	20(22,73)	6 (17,65)	25 (22,32)
Myrmicinae	10(33,33)	44(48,89)	10(32,26)	40(45,45)	12 (35,29)	54 (48,21)
Ponerinae	8(26,67)	14(15,56)	9(29,03)	15(17,05)	10 (29,41)	19 (16,96)
Pseudomyrmicinae	1(3,33)	1(1,11)	1(3,23)	1(1,14)	1 (2,94)	1 (0,89)
Total	30	90	31	88	34	112

Les comparaisons par paire montrent que la richesse spécifique moyenne varie significativement à Koutaba et à Obout ($p < 0,05$).

L'indice de Shannon, montre que la diversité spécifique la plus importante est obtenue dans les systèmes de terres à Koutaba ($H' = 2$, $H_{max} = 4,51$), et ceux de la localité d'Obout ($H' = 1,65$, $H_{max} = 4,48$). En utilisant le test Wilcoxon, la diversité moyenne varie de manière significative, entre les systèmes d'utilisation des terres dans les deux localité ($W = 10199$; $df = 3$; $p < 0,0001$). Les comparaisons par paire montrent que la localité de Koutaba est significativement plus diversifiée que celle d'Obout en ce qui concerne les systèmes d'utilisation des terres ($p < 0,05$). L'indice de Pielou quant à lui, montre que la dominance numérique est significative à Koutaba ($J = 0,46$) qu'à Obout ($j = 0,37$) avec $p < 0,05$ (tableau 19).

Tableau XIX: variation des communautés de fourmis dans les systèmes de terres

Paramètres	Sites		Test de Wilcoxon (W)
	Koutaba	Obout	
Richesse spécifique (S)	90 (9 ± 7,96)	88 (7 ± 10,24)	W= 12262 ; p < 0.0001
Indice de Shannon (H')	2 (1,02 ± 0,67)	1,65 (0,56 ± 0,92)	W= 10199 ; p < 0.0001
Diversité maximale (Hmax)	4,51 (1,77 ± 0,99)	4,48 (2,48 ± 1,15)	W= 1446 ; p < 0.0001
Indice de Pielou (J)	0,46 (0,58 ± 0,24)	0,37(0,21 ± 0,32)	W= 9798 ; p < 0.0001

df= 3; ***: p < 0.0001 valeur de probabilités significatives au seuil de confiance de 5 % et les valeurs moyennes ont été mises entre parenthèses accompagnées des valeurs d'écart type standard.

III.1.2.3.2. Effet de la variation atitudinale sur la distribution des communautés de fourmis

III.1.2.3.2.1. Variation des abondances au niveau des sous familles

La variation des abondances au niveau des Sous-familles montre que les Myrmicinae sont plus significatives numériquement de 22893(72,72%) à Koutaba et les Dorylinae sont plus abondants avec 21334(64, 65%) à Obout. Les Formicinae quant à elles, sont plus abondantes à Koutaba, soit 4859(15,43%). Cependant, nous notons que les Pseudomyrmicinae sont très rares à Koutaba comparativement au site d'Obout (tableau XX).

Tableau XX: distribution et variation des abondances des fourmis à l'échelle des sous familles entre Koutaba et Obout

Sous Famille	Site			Test F(GLM)Proc
	Koutaba	Obout	Total	
Dolichoderinae Forel, 1878	398(1,26%)	774(2,35%)	1172(1,82%)	F=15.06 ; p<0.001
Dorylinae Leach, 1815	1209(3,84%)	21334(64,65%)	22543(34,96%)	F=14.28 ; p<0.001
Formicinae Latreille, 1802	4859(15,43%)	3463(10,49%)	8322(12,91%)	F=1.29 ; p=0.26
Myrmicinae Lepeletier, 1835	22893(72,72%)	6049(18,33%)	28942(44,88%)	F=91.6 ; p<0.001
Ponerinae Lepeletier de Saint-Fargeau, 1835	2096(6.66%)	1287(3.90%)	3383(5.25%)	F=6.38 ; p=0.01
Pseudomyrmecinae Smith, M.R., 1952	28(0.09%)	94(0.28%)	122(0.19%)	F=2.58 ; p=0.11
Total	31483	33001	64484	

df=3 ; * : p= 0,05, ** : p< 0,001 et *** : p<0,0001 pour une valeur p significative au niveau de 5 %, ns pour une valeur p non significative, les valeurs entre parenthèses représente l'abondance relative.

III.1.2.3.3. Variation des abondances au niveau générique

Au regard du tableau 20, la comparaison entre Koutaba et Obout en ce qui est de la variation des abondances au niveau génériques, nous notons que le site d'Obout est numériquement très représenté par le genre *Dorylus* (21333(64,64%), tandis que Koutaba est doté d'une abondance très significative du genre *Myrmicaria* (16783(53,31%).

Cependant, nous remarquons que les autres genres consignés dans le tableau sont faiblement représentés dans à Koutaba et Obout. Les valeurs numériques en genres, sont approximativement proches dans les deux sites. Toutefois, le genre *Anoplolepis* est très rare à Koutaba avec 293(0,93%), les genres *Pheidole* et *Tetramorium* avec des valeurs numériques

respectives de 271(0,82%) et 169(0,51%) sont très rares à Obout. Ainsi, il est clair que la faune des fourmis est très diversifiée à Obout comparativement à Koutaba (tableau XXI).

Tableau XXI: distribution et variation des abondances des fourmis à l'échelle générique entre Koutaba et Obout

Genre	Site			Test F(GLM)Proc
	Koutaba	Obout	Total	
<i>Anoplolepis</i> (Santschi, 1914)	293(0,93%)	1243(3,77%)	1536(2,38%)	F=18,77 ; p<0,0001
<i>Camponotus</i> Mayr, 1861	4037(12,82%)	1709(5,18%)	5746(8,91%)	F=24,7 ; p<0,0001
<i>Crematogaster</i> Lund, 1831	3286(10,44%)	1768(5,36%)	5054(7,84%)	F=4,65 ; p<0,001
<i>Dorylus</i> Fabricius, 1793	1207(3,83%)	21333(64,64%)	22540(34,95%)	F=14,28 ; p<0,0001
<i>Myrmicaria</i> Saunder, W.W., 1842	16783(53,31%)	3649(11,06%)	20432(31,69%)	F=61,74 ; p<0,0001
<i>Palthyreus</i> Mayr, 1862	904(2,87%)	825(2,50%)	1729(2,68%)	F=1,026 ; p=0,311
<i>Pheidole</i> Westwood, 1839	692(2,20%)	271(0,82%)	963(1,49%)	F=6,17 ; p<0,001
<i>Tetramorium</i> Mayr, 1855	1866(5,93%)	169(0,51%)	2035(3,16%)	F=37,56 ; p<0,0001
Autres	2415(7,67%)	2034(6,16%)	4449(6,89%)	
Total	31483	33001	64484	

df=3 ; * : p= 0,05, ** : p< 0,001 et *** : p<0,0001 pour une valeur p significative au niveau de 5 %, ns pour une valeur p non significative, les différentes valeurs entre parenthèses représentent l'abondance relative.

III.1.2.3.4. Variation des abondances au niveau spécifique

D'après la figure 11, nous remarquons que les *Myrmicaria opaciventris* sont régulièrement nichées dans la caféière et le verger, les *Hypoponera cognata* sont très associées à la palmeraie et au verger, les *Camponotus acvapimensis* et les *Crematogaster striatula* ont une affinité avec la savane et la palmeraie, *Palthyreus tarsatus* et *Hypoponera cognata* sont plus présentes dans la savane à Koutaba. A Obout, les *Myrmicaria opaciventris* et les *Dorylus nigricans* sont beaucoup plus stables dans la cacaoyère et le verger ; *Odontomachus troglodytes* et *Palthyreus tarsatus* s'associent plus à la forêt et à la palmeraie. Toutefois, notons que *Anoplolepis tenella* est beaucoup plus présente dans la palmeraie et la forêt (figure 12).

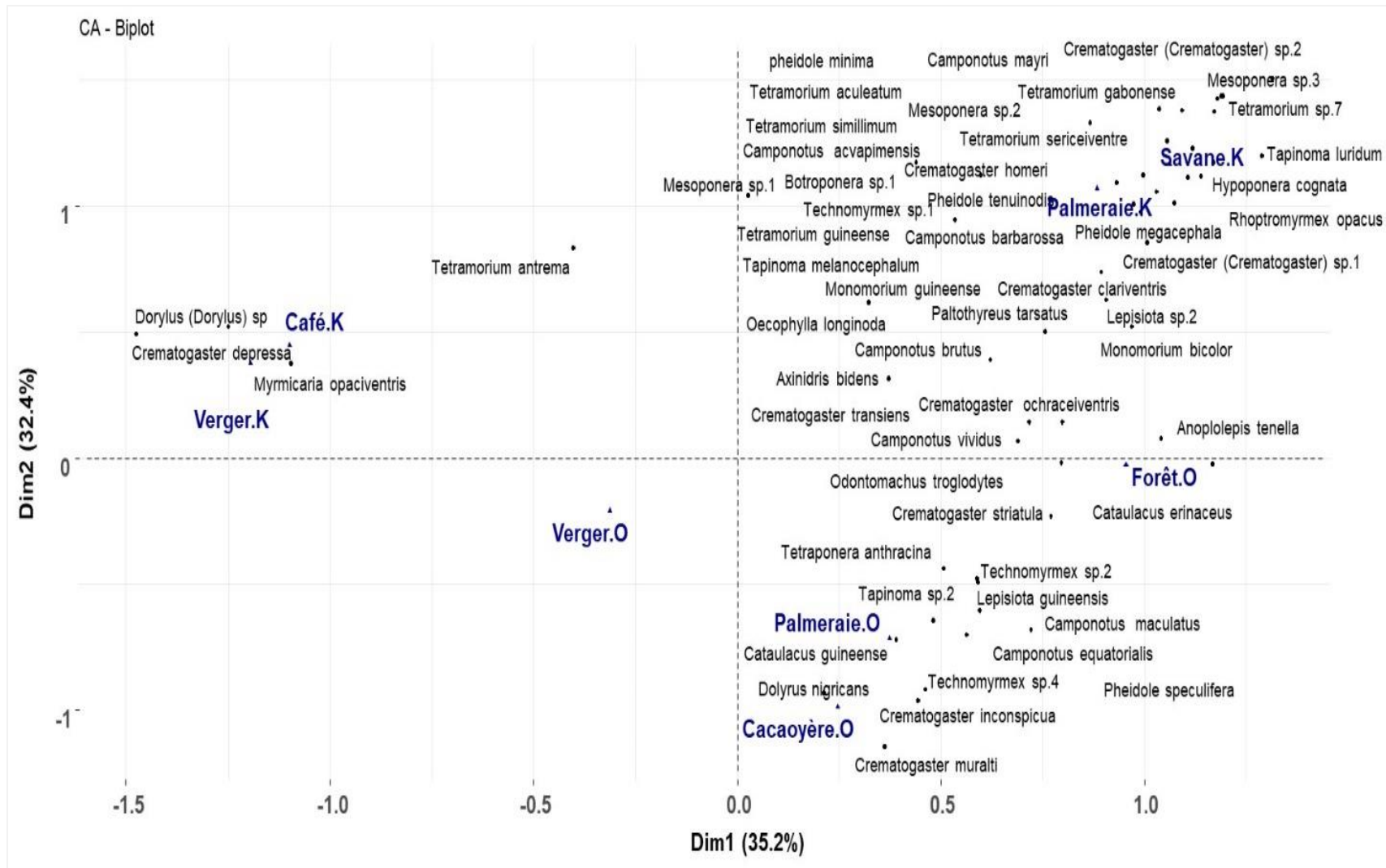


Figure 12: distribution spatiale des fourmis entre les sites de Koutaba et d'Obout en fonction des systèmes de gestion des terres. Le K est mis pour Koutaba et O pour Obout. L'analyse a été réalisée en prenant en compte les 55 espèces sur les 112 collectées qui ont un $\cos^2 > 1$

Myrmicaria est numériquement dominants dans la localité de Koutaba, soit 16783 (53,31%) comparativement à leur présence à Obout avec 3649 (11,06%). Par ailleurs, dans la localité d'Obout, les Dorylus sont fortement représentées avec une valeur numérique de 21333 (64,64%) comparée à celle à Koutaba, soit 1207 (3,83%). Ces valeurs sont représentées dans le tableau 14. Les *Dorylus (Anoma) nigricans* sont numériquement très représentés dans la localité d'Obout.

III.1.2.3.5. Variation des abondances des espèces dans la communauté de fourmis entre Koutaba et Obout

Les *Dorylus (Anoma) nigricans* sont numériquement très abondants à Obout, soit 21332 (64,64%) ; les *Myrmicaria opaciventris* sont abondantes dans les systèmes de terres à Koutaba, soit 16783 (53,31%). Les *Camponotus (Tanaemyrmex) acvapimensis* sont très diversifiée dans le site de Koutaba, 348(11, 08%) comparativement à la localité d'Obout (tableau XXII).

Tableau XXII: variation des abondances des espèces numériquement dominantes dans la communauté de fourmis entre Koutaba et Obout

Espèce	Site		Total	Test F(GLM)Proc
	Koutaba	Obout		
<i>Anoplolepis tenella</i> (Santschi, 1911)	293(0,93%)	1243(3,77%)	1536(2,38%)	F= 19,08 ; p<0,0001
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) acvapimensis</i> Mayr, 1862	3487(11,08%)	572(1,73%)	4059(6,29%)	F= 69,76 ; p<0,0001
<i>Crematogaster (Crematogaster) sp.1</i>	2278(7,24%)	545(1,65%)	2823(4,38%)	F= 12,97 ; p<0,0001
<i>Crematogaster (Sphaerocrema) striatula</i> Emery, 1892	141(0,45%)	504(1,53%)	645(1,00%)	F= 15,58 ; p<0,0001
<i>Dorylus (Anoma) nigricans</i> (Emery, 1895)	1179(3,74%)	21332(64,64%)	22511(34,91%)	F= 14,48 p<0,0001
<i>Myrmicaria opaciventris</i> Emery, 1893	16783(53,31%)	3649(11,06%)	20432(31,69%)	F= 60,90 ; p<0,0001
<i>Paltothyreus tarsatus</i> (Fabricus, 1798)	904(2,87%)	825(2,50%)	1729(2,68%)	F= 1,22 ; p=0,27
<i>Tetramorium aculeatum</i> (Mayr, 1866)	868(2,76%)	2(0,01%)	870(1,35%)	F= 13,35 p<0,0001
Autres	5550(17,63%)	4329(13,11%)	9879(15,32%)	
Total	31483	33001	64484	

df=3 ; * : p= 0,05, ** : p< 0,001 et *** : p<0,0001 pour une valeur p significative au niveau de 5 %, ns pour une valeur p non significative, les valeurs entre parenthèses représentent l'abondance relative.

III.1.2.3.6 Modèle de distribution des abondances en fonction des systèmes de gestion des terres

D'après le diagramme Rang-fréquence (figure 13), la richesse spécifique est plus abondante dans la localité d'Obout que dans la localité de Koutaba. Les forêts humides bénéficient des micro habitats et des méso-climats. Cependant, la plupart des espèces retrouvées dans la forêt humide

sont aussi présentes dans la savane humide (palmeraies, vergers, savanes, forêts et cacaoyères respectivement).

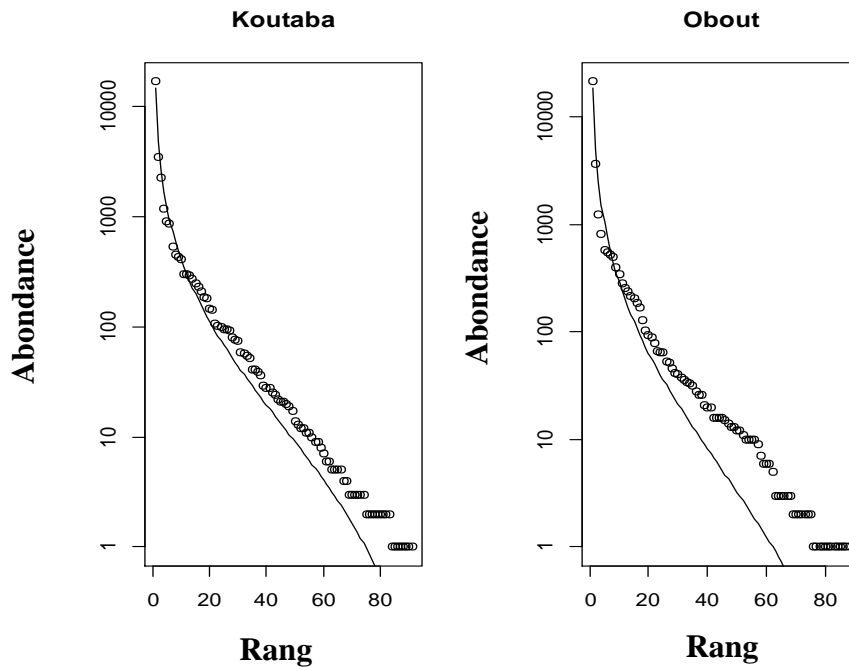


Figure 13 : modèle de distribution des espèces dans les systèmes d'utilisation des terres

Les *Myrmicaria opaciventris* et les *Dorylus (Anoma) nigricans* dans la forêt humide sont distribués suivant le modèle Lognormal (AIC=1912,3 et BIC= 1917, 3), Zipf (AIC=1874.1 et BIC= 1879.2) et Mandelbrot (AIC = 1876,1 et BIC = 1883,7) à Obout. Quant à la distribution des espèces de fourmis dans le site de Koutaba comparée à celui d'Obout, il suit le modèle Zipf (AIC = 2902,5 et BIC = 2906,5) et le modèle de Mandelbrot (AIC = 2903,5 et BIC = 2910,9) (tableau XXIII).

Tableau XXIII: modèle de distribution des communautés de fourmis dans les systèmes de terres

Parametres	Site					
	Obout			Koutaba		
	Deviance	AIC	BIC	Deviance	AIC	BIC
Null	70607,4	71064,7	71064,7	94424,3	94848,1	94848,1
Preemption	26467,0	26926,2	26928,7	35168,8	35594,6	35597,1
Lognormal	1451,1	1912,3	1917,3	3180,2	3608,0	3613,0
Zipf	1412,9	1874,1	1879,2	2473,7	2901,5	2906,5
Mandelbrot	1412,9	1876,1	1883,7	2473,7	2903,5	2910,9

III.1.3. Modification de la composition spécifique des structures spatiale et fonctionnelle des communautés de fourmis en fonction des modèles d'utilisation des sols

Les analyses ont permis d'identifier au sein des communautés de fourmis de Koutaba et d'Obout trois structures fonctionnelles dans chacun des sites (figure 13 et figure 14). Il s'agit de la (1) structure fonctionnelle des espèces dominantes numériquement, capables de monopoliser un grand nombre d'ouvrières récoltées autour des appâts et lors du fourragement. Elles ont un caractère ubiquiste, (2) la structure fonctionnelle des espèces sub-dominantes qui ne sont pas spécifiquement liées à un habitat précis, et peuvent monopoliser efficacement assez de ressources du milieu, et (3) la structure fonctionnelle des espèces non-dominantes relativement homogènes au regard de leur composition et qui est spécifique à chaque type d'habitat. Au sein des structures fonctionnelles, quatre réseaux de corrélations écologiques (interactions) sont mis en évidence.

A Koutaba, le premier réseau d'interactions implique les espèces telles que *Myrmicaria opaciventris*, *Oecophylla longinoda*, *Tetramorium aculeatum*, *Anoplolepis tenella* et *Crematogaster striatula* associées à des espèces comme *Camponotus vividus*, *Camponotus acvapimensis*, *Odontomachus troglodytes* et *Lepisiota guineensis*. Le deuxième réseau d'interaction implique les espèces telles : *Crematogaster clariventris*, *Cataulacus guineensis*, *Anochetu africanus*, *Cataulacus guinensis* et *Camponotus barbarossa*, et le troisième réseau implique les genres, à savoir : *Camponotus*, *Mesoponera*, *Tapinoma*, *Polyrachis* (figure 14).

A Obout, les réseaux d'interactions et les structures fonctionnelles des espèces de fourmis présentent trois niveaux. Le premier réseau d'interactions caractérise les espèces telles que *Dorylus (Anoma) nigricans*, *Myrmicaria opaciventris*, *Camponotus (Tanaemyrmex) equatorialis*, *Anoplolepis tenella*. Ces espèces de fourmis sont aussi associées à, *Crematogaster clariventris*. Le deuxième niveau d'interactions regroupe les espèces, à savoir : *Camponotus brutus*, *Cataulacus guineense*, *Odontomachus troglodytes* et *Palthyreus tarsatus*. Le troisième réseau d'interaction caractérise les genres tels : *Hypoconera*, *Mesoponera*, *Monomorium*, *Polyrachis*, *Tapinoma* et *Tetramorium* (figure 15).

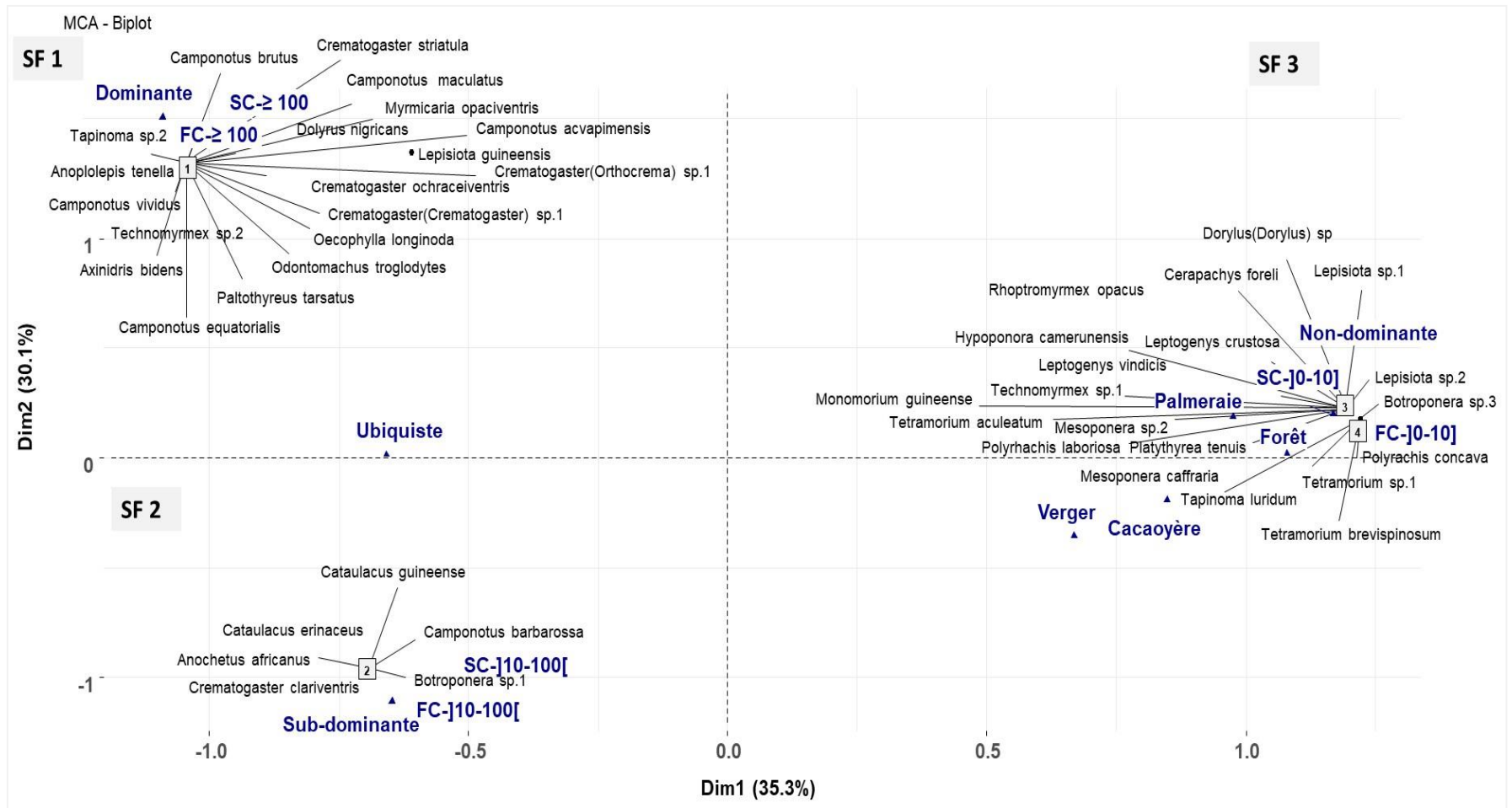


Figure 15 : structure fonctionnelle et réseau d'interactions entre les fourmis dans quatre systèmes de gestion des terres à Obout en fonction des SF ; Structure Fonctionnelle, FC : contrôle exercé autour des appâts, SC : capacité de fourragement. L'analyse a été réalisée en prenant en compte les 44 espèces sur les 88 collectées qui ont un $\cos^2 > 1$

III.2. Discussion

III.2.1. Richesse et diversité spécifiques des communautés de fourmis de la litière et du sol

III.2.1.1. Dans la localité de Koutaba

A Koutaba, la palmeraie apparaît comme le système d'utilisation des terres le plus riche et le plus diversifié, suivi par la savane, le paysage le plus dominant de la région. Le verger est le système le moins riche et le moins diversifié. Cette variation peut s'expliquer par l'hétérogénéité de l'habitat et les perturbations humaines. En fait, les palmeraies ont été moins perturbées dans la région que les exploitations de café, où des produits chimiques ont été utilisés pour protéger les caféiers et améliorer la production. La savane a été soumise au pâturage et a été régulièrement labourée pour la production alimentaire. Parfois, les vergers et les palmeraies ont été soumis à un entretien mécanisé à l'aide d'un tracteur. Cela contribue à la destruction des nids de fourmis au sol et affecte la richesse et la composition des espèces.

Cependant, certaines interactions biotiques comme la compétition interspécifique et certains traits écologiques de certaines espèces de fourmis peuvent expliquer la faible richesse et diversité des espèces dans certains habitats. Ainsi, une espèce comme *Dorylus (Anomma) nigricans* envahit périodiquement divers types d'habitats dans notre région et affecte la diversité des espèces (sources). La diversité des fourmis a été affectée dans certains écosystèmes naturels et anthropogéniques par la présence d'espèces dominantes territoriales. Par leur comportement agressif, ces espèces peuvent exclure d'autres espèces de fourmis de leur territoire, ce qui peut contribuer à réduire la richesse et la diversité des espèces (Bizumungu & Majer, 2019). Les variations saisonnières ont provoqué le changement de la diversité et de la composition des espèces dans la forêt tropicale tourbeuse de Bornéo (Stijn, 2013) et le même résultat a été observé dans la réserve forestière du Dja (Tchoudjin *et al.*, 2020).

III.2.1.2. Dans la localité d'Obout

Un total de 88 espèces de fourmis a été collecté à Obout, au cours de l'étude. En ce qui concerne les systèmes d'utilisation des terres, les palmeraies semblent les plus riches avec 59 espèces, suivies des cacaoyères avec 50 espèces et de la forêt (40 espèces).

Le verger est le système d'utilisation des terres le moins riche. Watt *et al.* (2002) ont enregistré 97 espèces de fourmis dans la canopée de la forêt de la réserve de Mbalmayo, une localité proche d'Obout, et 111 espèces de fourmis dans la litière de feuilles. Au nord d'Obout, Tadu *et al.* (2022) ont trouvé 144 espèces de fourmis à Mfou dans trois types d'habitats, dont une cacaoyère, une forêt

secondaire et une palmeraie. Mais la richesse des espèces trouvées dans chaque type d'habitat est plus élevée que celle trouvée à Obout. En effet, avec l'expansion urbaine à Mfou, certaines activités rurales, notamment les cultures vivrières, les cacaoyères et les palmeraies, ont été abandonnées au profit des nouvelles opportunités d'emploi offertes par la ville, contrairement à Obout où les activités rurales dans tous les systèmes d'utilisation des terres sont restées intenses. La communauté de fourmis trouvée à Mfou semble moins perturbée dans le type d'habitat restant que celle trouvée à Obout. Autour de la réserve forestière du Dja, 306 espèces de fourmis ont été trouvées dans différents systèmes d'utilisation des terres, mais la forêt reste l'habitat le plus riche par rapport aux autres systèmes résultant de l'activité humaine (Tchoudjin *et al.*, 2020). Il apparaît donc clairement que l'intensification de l'activité humaine a contribué à réduire la diversité des fourmis. Un résultat similaire a été trouvé en Côte d'Ivoire par Yeo *et al.* (2011).

III.2.2. Changements des systèmes de terres et composition spécifique des communautés de fourmis en fonction des macroclimats.

III.2.2.1. Localité de Koutaba

La communauté de fourmis à Koutaba était numériquement dominée par *M. opaciventris* et *C. acvapimensis*. Dans les systèmes agroforestiers tels que les vergers (Kenne *et al.*, 2003) et les cacaoyères (Leston, 1971), *M. opaciventris* et *C. acvapimensis* sont généralement associés aux hémiptères et causent des dommages à la production fruitière. Leur dominance numérique dans la ferme de café de Koutaba peut être également liée au paysage dominé par la savane et l'habitat boisé peu ombragé qui favorisent leur expansion. La communauté de fourmis des palmeraies et de la savane était en compétition pour la nourriture et les sites de nidification disponibles, tandis que la communauté de fourmis des caféières et des vergers était encore en reconstruction en raison des perturbations générées par les activités humaines. A proximité des palmeraies, par exemple, la culture du soja peut fortement influencer la composition de la communauté et contribuer à induire une compétition dans cette communauté.

Les myrmicines apparaissent comme la sous-famille la plus diversifiée suivie par les ponérines et les formicines dans tous les systèmes d'utilisation des terres étudiés. La diversification des formicines est liée aux conditions environnementales en raison de la faible couverture d'ombre qui favorise l'expansion de leurs colonies (Tadu *et al.*, 2014). Le nectar offert par les fleurs de caféiers et d'autres arbres fruitiers dans le verger peut expliquer la diversification des myrmicines. Pendant la floraison, de nombreuses espèces d'arthropodes ont été attirées par la ressource offerte par la fleur et peuvent entrer

en compétition avec les espèces de fourmis. Les arthropodes morts résultant des activités humaines et de la prédation ont contribué à favoriser la colonisation par les ponérines et peuvent expliquer leur diversification.

III.2.2.2. Localité d'Obout

Les Myrmicinae étaient la sous-famille la plus diversifiée au niveau des genres et des espèces, suivie par les Formicinae. Les deux sous-familles sont connues comme ubiquistes et sont numériquement dominantes dans plusieurs types d'habitats malgré l'intensification des perturbations humaines (Tadu *et al.*, 2014 ; Tchoudjin *et al.*, 2020). En général, les principales espèces de fourmis écologiques dominantes sensu Davidson (1998) appartiennent à ces sous-familles. Ces espèces sont capables d'exclure les autres espèces de fourmis dominantes et sous-dominantes de leur territoire (Majer, 1993). Par conséquent, la diversité et la composition des fourmis peuvent être influencées par le type d'habitat. La disponibilité de nourriture et de sites de nidification dans certains habitats peut également expliquer la diversification de certaines espèces.

III.2.3. Modification de la compétition spécifique des structures spatiale et fonctionnelle des communautés de fourmis en fonction des modèles d'utilisation des sols

III.2.3.1. Similarité des compositions des communautés de fourmis entre les systèmes d'utilisation des sols

III.2.3.1.1. Dans la localité de Koutaba

La communauté de fourmis à Koutaba était numériquement dominée par *M. opaciventris* et *C. acvapimensis*. Dans les systèmes agroforestiers tels que les vergers (Kenne *et al.*, 2003) et les cacaoyères (Leston, 1971), *M. opaciventris* et *C. acvapimensis* sont généralement associés aux hémiptères et causent des dommages à la production fruitière. Leur dominance numérique dans la ferme de café à Koutaba est également liée au paysage dominé par la savane et l'habitat boisé peu ombragé qui favorisent leur expansion.

Cependant, la présence d'un plus petit nombre d'espèces spécialisées dans les fermes de café que dans les palmeraies, montre qu'il y a des perturbations fréquentes dans les fermes de café par rapport aux palmeraies. En effet, la principale culture des moines du monastère de Koutaba est le café destiné à des fins commerciales. Certaines espèces de fourmis, malgré l'influence des activités anthropiques, sont présentes en petit nombre dans le système d'utilisation des terres somatiques, d'où on dit qu'elles sont généralistes.

Toutefois, la variation des espèces indicatrices trouvées dans les différents systèmes d'utilisation des sols est liée à l'influence des changements environnementaux dus à la fois aux variations saisonnières et aux différents niveaux de perturbation des habitats par les activités anthropiques. Cependant, la présence de ces espèces nous permet d'observer les changements dans la dynamique des populations d'autres espèces avec lesquelles elles partagent un habitat naturel et avec lesquelles elles entretiennent probablement une sorte de relation écologique interspécifique, telle que des relations trophiques prédateur-proie ou des symbioses.

III.2.3.1.2. Dans la localité d'Obout

Une grande similitude a été trouvée entre les différents systèmes d'utilisation des terres malgré la différence observée dans les perturbations humaines. Cela peut s'expliquer par le comportement ubiquiste des principales espèces de fourmis. En général, la composition des fourmis était similaire entre les types d'habitat dans la même zone, mais la principale différence apparaissait dans la richesse et la composition par famille au niveau des genres et des espèces (Tadu *et al.*, 2021). La différence dans la composition des espèces peut augmenter avec la distance, l'hétérogénéité du paysage naturel et les perturbations humaines (Yeo, 2011 ; Tadu *et al.*, 2014).

Le pourcentage d'espèces partagées et exclusives entre les systèmes d'utilisation des terres à Obout a montré que, malgré les perturbations humaines, chaque système d'utilisation des terres fournit une condition écologique spécifique favorable à l'établissement d'une espèce de fourmis particulière. Néanmoins, la composition de la faune fourmi dans chaque système d'utilisation des terres dépend des interactions horizontales et verticales entre la faune fourmi terricole et la faune fourmi arboricole dans le système (Tadu *et al.*, 2022).

III.2.3.2. Diversité spécifique des espèces de fourmis dans les systèmes d'utilisation des sols

III.2.3.2.1. Localité de Koutaba

La présence d'un plus petit nombre d'espèces spécialisées dans les fermes de café que dans les palmeraies, montre qu'il y a des perturbations fréquentes dans les fermes de café par rapport aux palmeraies. En effet, la principale culture des moines du monastère de Koutaba est le café destiné à des fins commerciales. Certaines espèces de fourmis, malgré l'influence des activités anthropiques, sont présentes en petit nombre dans le système d'utilisation des terres somatiques, d'où on dit qu'elles sont généralistes. La variation des espèces indicatrices trouvées dans les différents systèmes d'utilisation des sols est liée à l'influence des changements environnementaux dus à la fois aux variations saisonnières

et aux différents niveaux de perturbation des habitats par les activités anthropiques. Cependant, la présence de ces espèces nous permet d'observer les changements dans la dynamique des populations d'autres espèces avec lesquelles elles partagent un habitat naturel et avec lesquelles elles entretiennent probablement une sorte de relation écologique interspécifique, telle que des relations trophiques prédateur-proie ou des symbioses.

III.2.3.2.2. Localité d'Obout

Le pourcentage d'espèces spécialisées trouvées dans les cacaoyères, les palmeraies et les vergers était inférieur à celui trouvé dans la forêt. Malgré les perturbations anthropiques, la forêt apparaît comme l'habitat qui offre les conditions les plus favorables à la biodiversité et à la conservation dans une zone tropicale. Cela peut expliquer pourquoi, dans plusieurs études, la forêt apparaît plus riche que les autres systèmes d'utilisation des terres (Tchoudjin *et al.*, 2020), suivie par la cacaoyère (Tadu *et al.*, 2021, Tchoudjin *et al.*, 2020). Pour Rice & Greenberg (2000) la cacaoyère rustique était similaire à la forêt, la moins perturbée d'un point de vue structurel et peut contribuer à préserver un niveau élevé de biodiversité parfois proche de celui trouvé dans la forêt primaire pour certains taxons (Merjin *et al.*, 2007).

III.2.3.3. Modèle de distribution des espèces de fourmis dans les systèmes d'utilisation des sols

III.2.3.3.1. Localité de Koutaba

L'indice de Sorensen a montré un pourcentage élevé de similarité entre les différents systèmes d'utilisation des terres. La ferme de café et la palmeraie, et la savane et la palmeraie semblent plus similaires (67,0 %) que les autres systèmes d'utilisation des terres. Le système le moins similaire est celui des vergers et de la savane (41,0 %). La communauté de fourmis à Koutaba était numériquement dominée par *M. opaciventris* et *C. acvapimensis*. Dans les systèmes agroforestiers tels que les vergers (Kenne *et al.*, 2003) et les cacaoyères (Leston, 1971), *M. opaciventris* et *C. acvapimensis* sont généralement associés aux hémiptères et causent des dommages à la production fruitière. Leur dominance numérique dans la localité de Koutaba est également liée au paysage dominé par la savane et l'habitat boisé peu ombragé qui favorisent leur expansion.

III.2.3.3.2. Localité d'Obout

La structure de la communauté de fourmis suit le modèle de Zipf-Mandelbrot dans la cacaoyère, la palmeraie et le verger, tandis que dans la forêt, la communauté de fourmis suit une distribution log-

normale. Ainsi, la colonie de fourmis dans ces types d'habitat a été perturbée en permanence ; par conséquent, le processus de recolonisation et de reconstitution de la colonie n'a pas été réalisé. Dans la forêt, la perturbation était périodique, par conséquent les espèces pionnières dominantes luttent activement pour contrôler les sites de nidification disponibles. La communauté de fourmis était numériquement dominée par *D. (Anomma) nigricans*, *M. opaciventris* et *A. tenella*. *D. (Anomma) nigricans* était une espèce vagabonde qui n'établissait pas de territoire permanent. Ils envahissent périodiquement l'écosystème et perturbent toute la communauté animale, y compris les vertébrés (Hölldobler & Wilson, 1990). Contrairement à *D. (Anomma) nigricans*, *Myr. opaciventris* et *A. tenella* étaient des espèces dominantes capables de contrôler de vastes territoires en faveur de la disponibilité de nourriture ou de sites de nidification fournis par la structure de l'habitat.

A Obout, la présence d'une ferme de manioc autour d'un système d'utilisation des terres peut expliquer leur abondance. En effet, le manioc était attractif pour *A. tenella* qui a établi et exploité des colonies de *Stictococcus vayssierei* sur les tubercules et les racines (Fotso *et al.*, 2015). Ainsi, l'effet de lisière des cultures vivrières peut influencer la composition des fourmis et la dominance numérique de certaines espèces de fourmis dans certains systèmes d'utilisation des terres. Plusieurs auteurs n'ont pas trouvé *M. opaciventris* en forêt (Tchoudjin *et al.*, 2020a ; Tadu *et al.*, 2021). Leur présence dans une forêt à Obout peut s'expliquer par la perte de la canopée d'ombrage due à l'exploitation forestière.

III.2.3.4. Richesse et diversité spécifiques des communautés de fourmis dans les deux zones agroécologiques

A Koutaba et Obout, les palmeraies apparaissent, comme le système d'utilisation des terres le plus riche et le plus diversifié, suivi des savanes et cacaoyères, les paysages le plus dominants respectifs au Centre-Cameroun et dans les Hauts-Plateaux Bamoun à l'Ouest-Cameroun. Le verger est le système le moins riche et le moins diversifié. Cette variation peut s'expliquer par l'hétérogénéité de l'habitat et les perturbations humaines. En fait, les palmeraies ont été moins perturbées dans ces régions que dans les caféières et les cacaoyères, où des produits chimiques ont été utilisés pour protéger et améliorer la production.

Néanmoins, certaines interactions biotiques comme la compétition interspécifique et certains traits écologiques de quelques espèces de fourmis peuvent expliquer la faible richesse et diversité des espèces dans ces deux zones agroécologiques. Ainsi, une espèce comme *Dorylus (Anomma) nigricans* envahit périodiquement divers types d'habitats dans la zone de forêt humide et affecte la diversité des

espèces (Tadu *et al.*, 2021). La diversité des fourmis est affectée dans certains écosystèmes naturels et anthropogéniques par la présence d'espèces dominantes territoriales. Par leur comportement agressif, ces espèces peuvent exclure d'autres espèces de fourmis de leur territoire, ce qui peut contribuer à réduire la richesse et la diversité des espèces (Bizumungu & Majer, 2019). Les variations saisonnières ont provoqué le changement de la diversité et de la composition des espèces dans la forêt tropicale et la savane humide tourbeuse de Bornéo (Stijn, 2013) et le même résultat a été observé dans la réserve forestière du Dja (Tchoudjin *et al.*, 2020).

Watt *et al.* (2002) ont enregistré 97 espèces de fourmis dans la canopée de la forêt. De plus, au nord d'Obout, Tadu *et al.* (2022) ont trouvé 144 espèces de fourmis à Mfou dans trois types d'habitats, dont une cacaoyère, une forêt secondaire et une palmeraie. Autour de la réserve forestière du Dja, 306 espèces de fourmis ont été trouvées dans différents systèmes d'utilisation des terres, mais la zone agroécologique de la forêt humide du Centre-Cameroun reste l'habitat le plus riche par rapport à celle de la savane humide des Hauts plateaux Bamoun à l'Ouest-Cameroun outre les perturbations dues à l'activité humaine (Tchoudjin *et al.*, 2020). Il apparaît donc clairement que l'intensification de l'activité humaine a contribué à réduire la richesse spécifique des fourmis tant dans la localité de Koutaba que celle d'Obout respectivement. Un résultat similaire a été trouvé en Côte d'Ivoire par Yeo *et al.* (2011).

III.2.3.5. Variation de l'abondance et distribution des espèces

La communauté de fourmis à Koutaba-Obout était numériquement dominée par *M. opaciventris* et *Dorylus (Anomma) nigricans*. Dans les systèmes agroforestiers et de savanes humides tels que les vergers (Kenne *et al.*, 2003) et les cacaoyères (Leston, 1971), *M. opaciventris* et *D. (Anomma) nigricans* sont généralement associés aux hémiptères et causent des dommages à la production fruitière. La communauté de fourmis des palmeraies, de la savane et forêt sont soumise sous l'effet de la compétition due à la recherche d'une ressource alimentaire et des sites de nidification disponibles. Cependant, les caféières et les vergers la communauté des fourmis était encore en reconstruction en raison des perturbations dues aux activités humaines. Aussi, les cultures vivrières aux voisinages des différents systèmes de terres influencent fortement et changent la composition de la communauté ; ce qui entraîne une compétition dans l'écosystème.

Les Myrmicinae apparaissent comme la sous-famille la plus diversifiée suivie par les ponerinae et les Formicinae dans tous les systèmes d'utilisation des terres étudiés. La diversification des Formicinae est liée aux conditions environnementales en raison de la faible couverture d'ombre qui

favorise l'expansion de leurs colonies (Tadu *et al.*, 2014). Le nectar offert par les fleurs de caféière, cacaoyères et arbres fruitiers du verger explique la diversification des fourmis ce qui suscite une compétition dans l'écosystème. Les arthropodes morts résultant des activités humaines et de la prédation contribuent à la colonisation de certaines espèces, telles les ponerinae et expliquent leur diversification.

III.2.3.6. Similarité des compositions des communautés de fourmis entre les systèmes d'utilisation des sols

La présence d'un plus petit nombre d'espèces spécialisées dans les fermes de café et cacao que dans celles des palmeraies, montre qu'il y a des perturbations fréquentes dans les communautés des fourmis. En effet, les principales cultures dans les deux zones agroécologiques sont destinées aux fins commerciales. Certaines espèces de fourmis, malgré l'influence des activités anthropiques, sont présentes en petit nombre dans les systèmes d'utilisation des terres somatiques, d'où on dit qu'elles sont généralistes. La variation des espèces indicatrices trouvées dans les différents systèmes d'utilisation des sols est liée à l'influence des changements environnementaux dus à la fois aux variations saisonnières et aux différents niveaux de perturbation des habitats par les activités anthropiques. Cependant, la présence de ces espèces nous permet d'observer les changements dans la dynamique des populations d'autres espèces avec lesquelles elles partagent un habitat naturel et avec lesquelles elles entretiennent probablement une sorte de relation écologique interspécifique, telle que des relations trophiques prédateur-proie ou des symbioses.

En général, la composition des fourmis était similaire entre les types d'habitat dans la même zone, mais la principale différence apparaissait dans la richesse et la composition par famille au niveau des genres et des espèces (Tadu *et al.*, 2021). La différence dans la composition des espèces peut augmenter avec la distance, l'hétérogénéité du paysage naturel et les perturbations humaines (Yeo, 2011 ; Tadu *et al.*, 2014). Le pourcentage d'espèces partagées et exclusives entre les systèmes d'utilisation des terres à Koutaba-Obout montre que, malgré les perturbations humaines, chaque système d'utilisation des terres fournit une condition écologique spécifique favorable à l'établissement d'une espèce de fourmis particulière. Néanmoins, la composition de la faune fourmi dans chaque système d'utilisation des terres dépend des interactions horizontales et verticales entre la faune fourmi terricole et la faune fourmi arboricole dans le système (Tadu *et al.*, 2022).

III.2.3.7. Modèle de distribution des espèces de fourmis dans les systèmes d'utilisation des sols

L'indice de Sorensen a montré un pourcentage élevé de similarité entre les différents systèmes d'utilisation des terres. La ferme de café, de cacao et la palmeraie, et la savane, la forêt et la palmeraie semblent plus similaires que les autres systèmes d'utilisation des terres. Le système le moins similaire est celui des vergers, forêt et de la savane.

La structure de la communauté de fourmis suit le modèle de Zipf-Mandelbrot dans la cacaoyère, caféière, la palmeraie et le verger, tandis que dans la forêt et la savane, celle-ci suit une distribution log-normale. Ainsi, la colonie de fourmis dans ces types d'habitat a connu une permanente perturbation. Par conséquent, le processus de la recolonisation et de la reconstitution de l'écosystème ne peut être possible. Dans la forêt et la savane, les perturbations sont périodiques, par conséquent les espèces locales dominantes luttent activement pour le contrôle des sites de nidification disponibles.

Ainsi, l'effet de lisière des cultures vivrières peut influencer la composition des fourmis et la dominance numérique de certaines espèces de fourmis dans certains systèmes d'utilisation des terres. Plusieurs auteurs n'ont pas trouvé *M. opaciventris* en forêt (Tchoudjin *et al.*, 2020a ; Tadu *et al.*, 2021). Leur présence dans une forêt comme celle d'Obout peut s'expliquer par la perte de la canopée d'ombrage due à l'exploitation forestière.

L'étude comparée des sites Koutaba et Obout, montre un état de perturbation permanent dans l'agroforesteries due à la présence des micro-habitats et la structure des sols (Tadu *et al.*, 2021). Par ailleurs la structure fonctionnelle à Koutaba et Obout met en évidence des réseaux d'interaction entre les espèces et les systèmes d'utilisation des terres, en tenant compte de la représentativité sur le total des ouvrières récoltées respectivement dans chaque site d'étude.

En effet, l'étude réalisée dans les zones agroécologiques prospectées à l'Ouest et au Centre du Cameroun, nous permet de noter des affinités écologiques entre certaines espèces et leurs habitats qui sont liées soit à la disponibilité de la ressource alimentaire, soit aux conditions environnementales ; ce qui explique la présence des espèces généralistes dites dominantes et des espèces codominantes (Tadu *et al.*, 2024).

CONCLUSION

Cette étude visait à caractériser l'impact des activités anthropiques sur les communautés d'Insectes dans la savane humide des hauts plateaux de l'Ouest et dans la forêt tropicale humide du C€ Cameroun.

Nous retenons que *Cataulacus* sp.2, *Mesoponera caffraria*, *Polyrachis militaris*, *Polyrachis ayousi*, *Technomyrmex* sp.2 1 étaient des espèces exclusives et, *Camponotus (Tanaemyrmex) acvapimensis*, *Camponotus (Tanaemyrmex) brutus*, *Crematogaster (Crematogaster) sp.* des espèces généralistes dans les systèmes d'utilisation des sols dans le site de Koutaba. Les distributions des abondances des espèces s'ajustaient le mieux au modèle de Zipf dans les caféières (AIC=1630.9 ; BIC=1634.8) et les vergers (AIC=415.20 ; BIC=417.79) et le modèle log-normal dans la palmeraie (AIC= 790.86 ; BIC=795.14) et la savane (AIC= 473.24 ; BIC= 795.14). Quant au site d'Obout, les espèces propres étaient *Cataulacus vortichus*, *Crematogaster (Orthocrema) pauciceta*, *Monomorium* sp.1, *Technomyrmex* sp.3 pour la cacaoyère ; *Cerapachys foreli*, *Dorylus (Dorylus) sp*, *Hypoponera camerunensis*, *Lepisiota guineensis* pour le verger. *Anoplolepis tenella*, *Camponotus (Myrmopelta) vividus*, *Camponotus (Myrmopelta) barbarossa*, *Camponotus (Tanaemyrmex) acvapimensis*, *Camponotus (Tanaemyrmex) brutus*, *Camponotus (Tanaemyrmex) equatorialis* se sont avérés les ubiquistes. Les distributions d'abondance des espèces s'ajustent le mieux au modèle de Zipf pour la cacaoyère (AIC=2258.2 ; BIC= 2262) et la palmeraie (AIC=2576.0 ; BIC= 2580.10) ; au modèle de Mandelbrot pour le verger (AIC=1607.50 ; BIC=1612.60) et, au modèle log-normale pour la forêt (AIC=262.99 ; BIC=266.60). *Camponotus (Tanaemyrmex) acvapimensis*, *Camponotus (Tanaemyrmex) brutus*, *Dorylus (Anoma) nigricans*, *Myrmicaria opaciventris*, *Paltothyreus tarsatus*, *Tetramorium guineense* ont été des espèces indicatrices présentes dans les sites de Koutaba et Obout. Cependant, nous avons noté l'absence des espèces originelles due en quasi-totalité à la dégradation et à la recolonisation de certaines espèces dans les écosystèmes.

Au vue de ce qui précède, des mesures de restauration et conservation sont préconisées à la fin de notre recherche en guise de recommandations, à savoir entre autres :

- Eviter l'utilisation des insecticides et pesticides dans les exploitations agricoles pour l'élimination des espèces invasives ou envahissantes, qui vivent des relations interspécifiques caractérisées soit par la prédation, soit par la compétition dans la recherche des ressources alimentaires ;
- Encourager la mise en place de certaines communautés végétales telles les cacaoyères (apport en ressource alimentaire) qui servent de refuges aux espèces originelles dans l'écosystème,

- Atténuer les risques d’extinction des espèces originelles en éradiquant l’exploitation incontrôlée des espaces à cultiver pour des fins commerciale et alimentaire ;
- Mettre sur pied et à connaissance, une bonne base de données qui reflète la richesse et la diversité spécifiques des écosystèmes ;
- Evaluer les risques de dégradation des écosystèmes avant toute exploitation par l’homme ;
- Eviter les pratiques telles l’agriculture surbrûlis, les feux de brousses, les déboisement (coupes abusives des essences végétales), l’utilisation des pesticides, fongicides et insecticides chimiques, afin de Palier aux mesures de restauration des espèces natives ou originelles dans les écosystèmes pour maintenir l’équilibre de la biodiversité ;
- Intensifier la formation des ressources humaines dans la gestion et règlementation des écosystèmes en vue de conserver le patrimoine naturel pour le développement durable et le bien-être des générations futures ;
- Et Créer davantage des réserves fauniques et appliquer la législation y afférente.

Toutefois, une étude future sur l’inventaire de la richesse spécifique des fourmis est nécessaire, afin d’obtenir une banque des bases de données représentatives de la myrmécofaune des zones agroécologiques du Cameroun devrait être réalisée. Ainsi, cette étude nous permettra de promouvoir et encourager la lutte biologique et d’éradiquer à suffisance l’utilisation des intrants chimiques dans la gestion des systèmes de terres. Aussi la pratique d’une agriculture de conservation qui entretient une relation avec la flore et la faune existante pourrait contribuer à suffisance dans l’implémentation d’un plan de restauration et conservation de l’écosystème du Cameroun.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aarssen L.W. (1997).** High productivity in grassland ecosystems: effected by species diversity or productive species? *Oikos*, 80: 183-184.
- Abensperg-Traun M., Arnold G.W., Steven D.E., Smith G.T., Atkins L., Viveen J.J. & G... M., (1996).** Biodiversity indicators in semiarid, agricultural Western Australia. *Conservation Biology*, 2: 375-389.
- Abrams P. (1983).** The theory of limiting similarity. - *Annual Revue Ecology System*, 14: 359–376.
- Ackerly D. D. & Cornwell W. K. (2007).** A trait-based approach to community assembly: partitioning of species trait values into within- and among-community components. *International Journal of Plant Sciences*, 6: 164-165.
- Adler F. R., LeBrun E. G. & Feener D. H. (2007).** Maintaining diversity in an ant community: Modeling, extending, and testing the dominance-discovery trade-off. *American Naturalist*, 169: 323-33.
- Adler P. B. (2013).** Trait-based tests of coexistence mechanisms. *Ecology. Letter*. 16: 1294– 1306.
- Agarwal V. M. & Rastogi N. (2009).** Food resource and temporal partitioning amongst a guild of predatory agroecosystem inhabiting ant species. *Ecological Entomology*, 33:59-65.
- Agosti D. (2000).** Sampling ground dwelling ants: case studies from the World's rain forests. In: Agosti D. (eds), *School of Environmental Biology Bulletin*. Curtin University of Technology, p. 1–75.
- Agosti D. & Alonso L.E. (2000).** The ALL protocol: A Standard Protocol for the Collection of Ground-Dwelling Ants. P 204-214 In: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E., Schultz T. R., (eds.). *Ant: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Agosti D. & Johnson N. F. (2005).** *Antbase*. Publication électronique sur le World Wide Web. Antbase.org, version (05/2005).
- Agosti D., Majer J. D., Alonso L. E. & Schultz T. R. (2000).** *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington and London, 280: 154p.
- Agrawal A. & Ackerly D. (2007).** Filling key gaps in population and community ecology. *Ecology Environment*, 5: 145–152.
- Albrecht M. & Gotelli N. J. (2001).** Spatial and temporal niche partitioning in grassland ants. *Oecologia*, 126: 134–141.

- Algar A. C. (2011).** Quantifying the importance of regional and local filters for community trait structure in tropical and temperate zones. *Ecology*, 92: 903–914.
- Alonso L.E. (2000).** Ants as indicators of diversity. In *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*, Smithsonian Institution Press, Washington DC, p. 80-88.
- Amarasekare P. (2002).** Interference competition and species coexistence. *Biology Sciences*, 269: 2541–2550.
- Andersen A. N. (1986).** Diversity, seasonality and community organization of ants at adjacent heath and woodland sites in southeastern Australia. *Austral Journal Zoology*, 34: 53.
- Andersen A. N. (1992).** Regulation of “momentary” diversity by dominant species in exceptionally rich ant communities of the Australian seasonal tropics. *American Naturalist*, 140: 401-420.
- Andersen A. N. (1995).** A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *Journal of Biogeography*, 22: 15–29.
- Andersen A. N. (2008).** Not enough niches: non-equilibrium processes promoting species coexistence in diverse ant communities. *Austral Ecology*, 33: 211–220.
- Andersen A.N. (2010).** Functional groups in ant community ecology, in Lach L, Parr C.L and Abbott K. (editors). *Ant ecology*. Oxford University Press, p. 142-144.
- Andersen A. N. (1995a).** A Classification of Australian Ant Communities, Based on Functional Groups Which Parallel Plant Life-Forms in Relation to Stress and Disturbance. *Journal of Biogeography*, 22(1): 15-29.
- Andersen A. N. (1995b).** Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation*, 73: 39-43.
- Andersen A. N. (1997a).** Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Ecological Society*, 22: 15-29
- Andersen A. N. (1997b).** Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *Journal of Biogeography*, 24: 433-460.
- Andersen A. N. & Majer J. D. (1991a).** Parallels between ants and plants: implications for community ecology. In: Huxley, C. R. and Cutler, D. F. (eds), *Ant-plant interactions*. Oxford University Press, p. 539–553. Andersen, A. N. 1991b. Sampling communities of ground-foraging ants: Pitfall catches compared with quadrat counts in an Australian tropical savanna. *Austral Ecology*, 16: 273– 279.

- Andersen A. N. & Majer J. D. (1991a).** The structure and biogeography of rainforest ant communities in the *Kimberly region of northwestern Australia*. In McKenzie, N. L., Johnston, R. B. & Kendrick, P. J. (eds). *Kimberley Rainforests of Australia*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, NSW, 16: 273-279
- Andersen A.N., Ludwig J.A., Lowe L.M. & Rentz D.C.F. (2001).** Grasshopper Biodiversity and Bioindicators in Australian Tropical Savannas: Responses to Disturbance in Kakadu National Park. *Austral Ecology*, 26: 213-222.
- Andersen A.N. Fisher A., Hoffmann B.D., Read J.L. & Richards R. (2004).** Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology*, 29: 87–92.
- Andersen A.N., Hoffmann B.D., Müller W.J. & Griffiths A.D. (2002).** Using Ants as Bioindicators in Land Management: Simplifying Assessment of Ant Community Responses. *Journal of Applied Ecology*, 39: 8-17.
- Andersen A.N., Hoffmann B.D. & Somes J. (2003).** Ants as indicators of mine site restoration: community recovery at one of eight rehabilitation sites in central queens land. *Ecological Management & Restoration*, 4: 12-9.
- Andersen A.N & Majer J.D. (2004).** Ants show the way down under: Invertebrates as Bioindicators in Land Management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2: 291-298.
- Andersen A. N., Morrison S. & Belbin L. (1996).** *The Role of Ants in minesite restoration in the Kakadu Region of Australia's Northern Territory, with Particular Reference to Their Use as Bio-indicators. Final Report to the Environmental Research Institute of the Supervising Scientist, Australia*, 101 p.
- Andersen A.N., Morrison S., Belbin L., Ashwath N. & Brennan K. (1998).** *The role of ants in minesite restoration in the Kakadu region of Australia's Northern Territory, with particular reference to their use as bioindicators. Supervising Scientific Report*, 130 p.
- Andersen A. & Patel A. (1994).** Ants as dominant members of Australian ant communities: an experimental test of their influence on the foraging success and forager abundance of other species. *Oecologia*, 15–24.
- Armbrecht I., Jimenez E., Alvarez G., Ulloa-Chacon P., Armbrecht H. (2001).** An Ant mosaic in the Colombian rain forest of Chocco (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, 37: 491-509.

- Armbrecht I. & Ulloa-Chacón P. (2003).** The Little Fire Ant *Wasmannia Auropunctata* (Roger) (Hymenoptera: Formicidae) as A Diversity Indicator of Ants in Tropical Dry Forest Fragments of Colombia. *Environmental Entomology*, 32(3): 542-547.
- Arnan X. (2011).** Dominance and species co-occurrence in highly diverse ant communities: a test of the interstitial hypothesis and discovery of a three-tiered competition cascade. *Oecologia*, 166: 783–794.
- Arnan X. (2013).** Response of ant functional composition to fire. *Ecography*, (Cop.), 36: 1182–1192.
- Arnan X. (2014).** Ant functional responses along environmental gradients. *Journal. Animal Ecology*, 83: 1398–1408.
- Assis D. S., Dos Santos F. N., Ramos K. B.-R., Elena J. D., Majer E. F. & Vilela. (2018).** Agricultural matrices affect ground ant assemblage composition inside forest fragments. *Plos One*, 13: e0197697. <https://doi.org/0197610.0191371/journal.pone.0197697>.
- Baccaro F. B. (2012).** Limited effects of dominant ants on assemblage species richness in three Amazon forests. *Ecology Entomology*, 37 : 1–12.
- Bachelier G. (1956).** Etude pédologique des sols de Yaoundé. Contribution à l'étude de la pédogénèse des sols ferrallitiques. *Agronomie tropicale*, vol. XIV, n° 3, p. 279-305.
- Balvanera P. (2006).** Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letter*, 9: 1146–1156.
- Baraloto C. (2010).** Integrating functional diversity into tropical forest plantation designs to study ecosystem processes. *Ecology Letters*, 67: 303–303.
- Barbault R. (1992).** *Ecologie des peuplements. Structure, dynamique et évolution*, Paris.
- Barbault (2000).** *Ecologie générale, Brochet*, 20 août 2000.
- Barton P. S. (2011).** Morphological traits as predictors of diet and microhabitat use in a diverse beetle assemblage. - *Biology Journal Linne Social*, 102: 301–310. 139
- Baselga A. (2013).** Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods Ecology Evolution*, 4: 552–557.
- Beckers R., Deneubourg J.L. & Goss S. (1993).** Modulation of trail laying in the ant *Lasius niger* (Hymenopter: Formicidae) and its role in the collective selection of a food source. *Journal of Insect Behaviour*, 6:751-759.
- Bengtsson J. (2003).** Reserves, resilience and dynamic landscapes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32: 389-396.

- Benjamini Y. & Hochberg Y. (1995).** Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal. R. Statistic Social*, 57: 289–300.
- Berman M. (2012).** *Impacts of Anthropogenic Fires and Invasive Ants on Native Ant Diversity in New Caledonia: From Genes to Communities*. Phd Thesis, Université De Montpellier 2 & Charles Darwin University. 232 p.
- Berman M., Andersen A. N. & Ibanez T. (2013a).** Invasive Ants as Back-Seat Drivers of Native Ant Diversity Decline in New Caledonia. *Biological Invasions*, 15: 2311-2331.
- Berman M., Andersen A. N., Hély C. & Gaucherel C. (2013b).** Overview of The Distribution, Habitat Association and Impact of Exotic Ants on Native Ant Communities in New Caledonia. *Plos One*, 8(6): E67245.
- Bertelsmeier C. (2014).** Worldwide ant invasions under climate change. *Biodiversity Conservation*, 24: 117–128.
- Bestelmeyer B.T., Agosti D., Alonso L.E., Roberto F., Brandaeo C., Brown Jr., Delabie J.H.C. & Sivestre R. (2000).** Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*, Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 16: 122-144.
- Bestelmeyer B. T. & Wiens J. A. (2003).** Scavenging ant foraging behavior and variation in the scale of nutrient redistribution among semi-arid grasslands. *Ecology Applications*, 6(4): 1225-1240, 1996.
- Bihn J. H. (2010).** Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. *Ecology Letters*, 91 : 782–792.
- Bilong P., Eno Belinga S. & Volkoff B. (1997).** Séquence d'évolution des paysages cuirasses et des sols ferrallitiques en zone forestières tropicales d'Afrique central. Place des sols à des horizons d'argile tachetée. *C.R. Académie des Sciences. Paris*, t. 314. Série II, p. 109-115.
- Bisevac L. & Majer J.D. (1999).** Comparative study of ant communities of rehabilitated mineral sand mines and heatland, Western Australia. *Restoration Ecology* 7: 117-126.
- Bitom Oyono D. (1988).** *Organisation et évolution d'une couverture ferrallitique en zone tropicale humide (Cameroun). Genèse et transformation d'ensembles ferrugineux indurés profonds*, Thèse, université de Potiers, p.164.
- Blüthgen N. & Stork N.E. (2007).** Ant mosaics in a tropical rainforest in Australia and elsewhere: a critical review. *Australien Ecology*, 32: 93-104.

- Bolton B. (1987).** A review of the solenopsis genus-group and revision of Afrotropical *Monomorium* Mayr (Hymenoptera: Formicidae) Bulletin of the British Museum (Natural history) *Entomology*, 54: 263-452.
- Bolton B. (1994).** *Identification guide to the ant genera of the world*. Cambridge: Harvard University, p. 222.
- Bolton B., Alpert G., Ward P.S. & Naskrecki P. (2006).** *Bolton's catalogue of ants of the World*. 1758-2005. Harvard University press, Cambridge, p: 177-247.
- Boulay R., Fedriani J.M., Manzaneda A. & Cerdà X. (2005).** Indirect effect of alternative food resources in an ant-plant interaction. *Oecologia*, 125: 258-270.
- Brandão C. R. F., Silva R. R. & Feitosa R. M. (2011).** Cerrado ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. *Zoologia*, 28(3): 379-387.
- Bruce A., Menge & Sutherland John P. (1987).** Community regulation: *Variation in Disturbance Competition, and Predation in relation to Environmental stress and Recruitment*. Department of Zoology, Oregon State University, Corvallis, Oregon 97331; Duke University, Marine Laboratory, North Carolina 28516.
- Bullock J. M., Aronson J., Newton A. C., Pywell R. F & Rey-Benayas J. M. (2011).** Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(10): 541-549.
- Burbridge A. H., Leicester K., Mcdavitt S. & Majer J. D. (1992).** Ants as indicators of disturbance at Yanchep National Park, Western Australia. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 75: 89-95.
- Cagniant (1989).** *Contribution à la connaissance des fourmis marocaines*, p. 16-27.
- Carroll C. R. & Janzen D. H. (1973).** Ecology of Foraging by Ants. *Annual Review Ecology Systematic*, 4: 231–257.
- Catrain M. (2023).** Vulnerability of the savannahs of central Africa facing the last millennium climate: Insight from Lake Petpenoun (Cameroon) pollen, charcoal and carbon isotope record. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 313. DOI 10.1016.
- Chao et Chiu (2016).** Richesse des espèces. *Estimation et comparaison*, p.28.
- Chazdon et al. (2011).** *Impact of spatial variability of tropical forest structure on radar estimation of aboveground biomass*, 77 : 214-238.
- Clarke K.R. & Green R.H. (1988).** Statistical design and analysis for a “biological effects” study. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 213–226.

- Clarke K.R. (1993).** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117–143.
- Colwell R.K. (2001).** Statistical estimate of species richness and shared species from Samples. Version 6.0b1. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Connell J.H. (1978).** *Diversity in tropical rainforests and coral reefs. Science*, 199: 1302-1310.
- Cranston P. S. & Trueman J. W. H. (1997).** "Indicator" taxa in invertebrate biodiversity assessment. *Memoirs of the Museum of Victoria*, 56(2): 267-274.
- Cristesc R. H., Frère C. & Banks P. B. (2012).** A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: Current state and future directions. *Biological Conservation*: 149: 60-72.
- Davidson D. W. (1998).** Resource discovery versus resource domination in ants: a functional mechanism for breaking the trade-off. *Ecological Entomology* 23: 484-490.
- Dejean A., Djíéto-Lordon C. & Orivel J. (2008).** The plant ant *Tetraponera aethiops* (Pseudomyrmecinae) protects its host myrmecophyte *Barteria fistulosa* (Passifloraceae) through aggressiveness and predation. *Biological Journal of the Linnean Society*, 93: 63-69.
- Delabie J. H. C., Casimiro A. B., Do Nascimento I. C., Do Souza A. L. B., Furst M., Da Encarnação A. M. V., Smith M. R. B. & Cazorla I. M. (1994).** Stratification de la communauté de fourmis (Hymenoptera : Formicidae) dans une cacaoyère brésilienne et conséquences pour le contrôle naturel des ravageurs du cacaoyer. *Proceedings of the 11th International Cocoa Research Conference*, 823-831.
- Delabie J. H. C., Céréghino R., Groc S., Dejean A., Gibernau M., Corbara B. & Dejean A. (2009).** Ants as Biological Indicators of Wayana Amerindian Land Use in French Guiana. *Comptes Rendus Biologies*, 332: 673-684.
- Diadema (2013).** Dissecting Amazonian Diversity by Enhancing a Multiple taxonomic groups Approach. - ANR-10-LABX-25-CEBA.
- Diney R.H.L. (1986).** Assessments using invertebrates: posing the problem. In: *Wildlife Conservation evaluation* (ed M.B. Usher). Chapman and Hall, London, England, p. 271-293.
- Duffy J. E. (2003).** Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letter*, 6: 680–687.
- Dray S. & Dufour A. B. (2007).** The ADE4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22 (4): 1-20.

- Ellison A. M. (2012).** Out of Oz: Opportunities and challenges for using ants (Hymenoptera: Formicidae) as biological indicators in north-temperate cold biomes. *Myrmecological News*, 17: 105-119.
- Eyre M. D., Luff M. L. & Woodward J. C. (2002).** Coleoptera (beetle) species and site quality of coastal land post-industrial sites in north-east England. *Transactions of the Natural History Society of Northumbria*, 64: 153-160.
- FAO (2020).** Situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. *Knowledge Repository*
- Fagan K. C., Pywell R. F., Bullock J. M. & Marrs R. H. (2010).** Are Ants Useful Indicators of Restoration Success in Temperate Grasslands. *Restoration Ecology*, 18(3): 373-379.
- Farber P. L. (2000).** Collecting, classifying and interpreting nature. *Linnaeus and Buffon*, 16(4): 1735-1788.
- Fargione J. & Tilman D. (2002).** Competition and coexistence in terrestrial plants. *Competition Coexistence*, 161: 165–206.
- Fayle, T. M. (2015).** Experimentally testing and assessing the predictive power of species assembly rules for tropical canopy ants. *Ecology Letter*, 18: 254–262.
- Fellers J. H. (1989).** Daily and seasonal activity in woodland ants. *Oecologia* 78: 69–76.
- Fisher B.L. (1998).** Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Réserve Spéciale d'Anjanaharibe-Sud and on the Western Masoala Peninsula, Madagascar. *Fieldiana Zoology*, 90: 39-67.
- Fisher B. L. (1996).** Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Réserve Naturelle Intégrale d'Andringitra, Madagascar. *Fieldiana Zoology*, 85: 93-108.
- Fisher B. L. (1999a).** Improving Inventory Efficiency: A Case Study of Leaf-Litter Ant Diversity in Madagascar. *Ecological Applications*, 9(2): 714-731.
- Fisher B. L. (1999b).** Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Réserve Naturelle Intégrale d'Andohahela, Madagascar. *Fieldiana Zoology*, 94: 129-147.
- Fisher & Bolton. (2016).** *Ant of the word. Ants of Africa and Madagascar. A guide to the genera.* Berkeley. *University of California Press*, 503 pp.
- Floren A., Biun A. & Lisenmair K.E. (2002).** Arboreal ants as key predators in tropical lowland rainforest trees. *Oecologia*, 131:137-144.
- Flynn D. F. B. (2009).** Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letter*, 12: 22–33.

- Folgarait P. J. (1998).** Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1221-1244.
- Fotso A. K., Hanna R., Tindo M., Doumtsop A. & Nagel P. (2015).** How plants and honeydew-producing hemipterans affect ant species richness and structure in a tropical forest zone. *Insectes sociaux*, 62: 443-453.
- Fowler H. G. & Delabie J. H. C. (1995).** Resource partitioning among epigaeic and hypogaeic ants (Hymenoptera: Formicidae) of a Brazilian cocoa plantation. *Ecologia Austral*, 5: 117-124.
- Fowler H. G. (1995).** Biodiversity estimates: Ant communities and the rare ant species (Hymenoptera: Formicidae) in a fauna of a subtropical island. *Revis de Matemática e Estatística, São Paulo*, 13: 29-38.
- Fox B.J. & Fox M.D. (1982).** Evidence for interspecific competition influencing ant species diversity in a regenerating heathland. In (R.C. Buckley, ed.): *Ant-plant interactions in Australia*, Dr W. Junk Press, The Hague, The Netherlands, p. 99-110.
- Fox J. W. & Vasseur D. A. (2008).** Character convergence under competition for nutritionally essential resources. *American Nature*, 172: 667–680.
- Frederickson M. E. (2005).** “Devil”s gardens’ bedevilled by ants. An ant species uses herbicidal weaponry to secure its own niche in the Amazonian rainforest. *Nature*, 437: 495–496.
- Gamfeldt L. (2008).** Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology ESA Journals*, 89 (5): 122-133.
- Garnier E. & Navas M. L. (2012).** A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. *A review Agronomie Sustain Development*, 32: 365–399.
- Gerlac J., Samways M. & Pryke J. (2013).** Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 7: 831-850.
- Goldstein P. Z. (1999).** Functional ecosystems and biodiversity buzzwords. *Conservation Biology*, 13: 247-255.
- Gomes E. C. F., Ribeiro G. T., Souza T. M. S. & Sousa-Souto L. (2014).** Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in three different stages of forest regeneration in a fragment of Atlantic Forest in Sergipe, Brazil. *Sociobiology*, 61(3): 250-257.
- Gómez C. & Abril S. (2011).** Selective logging in public pine forests of the central Iberian Peninsula: Effects of the recovery process on ant assemblages. *Forest Ecology and Management*, 262: 1061-1066.

- Graham J. H., Hughie H. H., Jones S., Wrinn K., Krzysik A. J., Duda J. J., Freeman D. C., Emlen J. M., Zak J. C., Kovacic D. A., Chamberlin-Graham C. & Balbach H. (2004).** Habitat disturbance and the diversity and abundance of ants (Formicidae) in the Southeastern Fall-Line Sandhills. *Journal of Insect Science*, 4(30): 1-15.
- Graham J. H., Hughie H. H., Jones S., Wrinn K., Krzysik A. J., Duda J. J., Freeman D. C., Emlen J. M., Zak J. C., Kovacic D. A., Chamberlin-Graham C. & Balbach H. (2004).** Habitat Disturbance and The Diversity and Abundance of Ants (Formicidae) in the Southeastern Fall-Line Sandhills. *Journal of Insect Science*, 4(30): 1-15.
- Graham J. H., Krzysik A. J., Kovacic D. A., Duda J. J., Freeman D. C., Emlen J. M., Zak J. C., Long W. R., Wallace M. P., Hamberlin-Graham C., Nutter J. P. & Balbach H. E. (2009).** Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. *Ecological Indicators*, 9 : 866-877.
- Grailles M. & Ravary F. (2012).** *Synthèse des connaissances actuelles sur Wasmannia auropunctata en forêt dense humide et dans le maquis en Nouvelle-Calédonie. Rapport rédigé pour le Parc Provincial de la Rivière Bleue, fiche action MT-C5*, 131p.
- Grigg R.W., Dollar S.J., (1990).** Natural and anthropogenic disturbance on coral reefs. In Dubinskyz. (Ed.), *Ecosystems of the world 25*, Coral Reefs, Elsevier.
- Groc S. (2011).** *Communautés natives des fourmis de la litière en forêts naturelles de Guyane française et impact de la conversion forestière en plantations monospécifiques*. PhD thesis. Université des Antilles et de la Guyane. 275 p.
- Hardin G. (1960).** The competitive exclusion principle. *Science*, 131: 1292–1297.
- Hoffmann B. D. (2010).** Using ants for rangeland monitoring: Global patterns in the responses of ant communities to grazing. *Ecological Indicators*, 10: 105-111.
- Hölldobler B. & Peters C. (1994).** Colony life cycle and sex ratio of the ant *Paltothyreus tarsatus* in Ivory Coast. In, *Les Insectes Sociaux*, 12th Congress of the International Union for the Study of Social Insects, Paris: 330 p.
- Hölldobler B. & Wilson E. O. (1990).** *The ants*. The Belknap Press of Harvard University: Cambridge, Massachusetts. 732p.
- Holway D.A., Lach L., Suarez A.V., Tsutsui N.D. & Case T.J. (2002).** The causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 181-233.
- Dufrêne, M., & Legendre, P., (1997).** Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.

- Jackson D. A. (1984).** Ant distribution patterns in a Cameroonian cocoa plantation: investigation of the Ant mosaic hypothesis. *Oecologia*, 62(3): 318-324.
- Jenkins M. (2003).** Prospects for biodiversity. *Science*, 302 (5648): 1175-1177.
- Jones C.G., Lawnton J.H. & Schachak M. (1994).** Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373 – 386.
- Jouquet P., Dauber J., Lagerlof J., Lavelle P. & Lepage M. (2006).** Soil invertebrates as ecosystem engineers: intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology*, 32: 53–64
- Jourdan H., Sadlier R.& Bauer A. (2000).** Premieres observations sur les conséquences de l'invasion de *Wasmannia auropunctata* 1863 (Roger) sur les prédateurs supérieurs dans les écosystèmes Néo-Calédoniens. *Actes et Colloques Insectes Sociaux*, 13 :121-126.
- Kaspari M. & Majer J.D. (2000).** Using ants to monitor environmental change. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p 89-98.
- Kaspari M. (2000).** *A primer on ant ecology*. In: *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (eds D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso and T. R. Schultz) pp. 924.Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Kenne M., Djieto-Lordon C., Orivel J., Mony R., Fabre A. & Dejean A. (2003).** Influence of Insecticide Treatments on Ant-Hemiptera Associations in Tropical Plantations. *Journal of Economic Entomology*, 96 (2): 251-258.
- King J. R., Andersen A. N. & Cutter A. D. (1998).** Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1637-1638.
- Kremen C., Colwell R. K., Erwin T. L., Murphy D. D., Noss R. F., Sanjayan M. A. (1993).** Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning. *Conservation Biology*, 7(4): 796-808.
- Lach L., Parr C. L., & Abbott K. L. (2010).** *Ant ecology*. Oxford University Press, New York, 6: 12-26.
- Lamanna C. A. (2014).** Functional trait space and the latitudinal diversity gradient. *Academic Science U. S. A.*, 111: 13745–13750.
- Lawler J. J., White D., Sifneos J. C. & Master L. L. (2003).** Rare Species and the Use of Indicator Groups for Conservation Planning. *Conservation Biology*, 17(3): 875-882.

- Lawton J. H., Bignell D. E., Bolton B., Bloemers G. F., Eggleton P., Hammond P. M., Hodda M., Holt R. D., Larsen T. B., Mawdsley N. A., Stork N. E., Srivastava D. S. & Watt A. D. (1998).** Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391: 72-76.
- Le Breton J. (2003).** *Interactions Entre la Fourmi Peste Wasmannia Auropunctata et le reste de la Myrmécophage. Comparaison de la situation dans une zone envahie : La Nouvelle-Calédonie et dans sa zone d'origine : La Guyane.* Thèse de Doctorat. Université Paul Sabatier, Toulouse, 233p.
- Lê et al. (2008).** FactoMineR : un package pour analyse multivariée. *Journal des logiciels statistiques.*
- Leal I. R., Filgueiras B. K. C., Gomas J. P., Iannuzzi L. & Andersen A. N. (2012).** Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 21: 1687-1701.
- Lesica P. (1993).** Using plant community diversity in reserve design for pothole prairie on the Blackfeet indian reservation, Montana, USA. *Biological Conservation*, 65: 69-75.
- Letouzey R. (1985).** *Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1 : 500 000.* Institut de Recherche Agronomique Yaoundé- Cameroun : Institut de la Carte Internationale de la Végétation Toulouse-France. V.1-5. 241p.
- Levings S. C. (1983).** Seasonal, Annual, and Among-site Variation in the Ground Ant Community of a Deciduous Tropical Forest: Some Causes of Patchy Species Distributions. *Ecological Monographs*, 53(4): 435-455.
- Lobry De Bruyn L. A. (1999).** Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 425-441.
- Lockwood J.L., Hoopes M.F. & Marchetti M.P. (2007).** *Invasion Ecology.* Blackwell Publishing. 224p.
- Lowe S., Browne M. & Boudjelas S. (2000).** 100 of the world's worst invasive alien species. *Aliens*, 12: S1-S12.
- Macedo L. P. M., Filho E. B. & Delabie J. H. C. (2011).** Epigeal ant communities in Atlantic Forest remnants of São Paulo: a comparative study using the guild concept. *Revista Brasileira de Entomologia*, 55(1): 75-78.
- Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M., And Bazzaz F.A. (2000).** Biotic invasions: cause, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10: 689-710.

- Magurran A. E. & McGill B.J. (2004).** *Biological diversity, frontiers in measurement and assessment.* Oxford University Press, New York. 359p.
- Magurran A. E. (2004).** *Measuring biological biodiversity.* Blackwell Science, Victoria, Australia. 256p.
- Majer J.D. (1983).** Ants: bio-indicators of mine site rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environmental Management*, 7(4): 375-383.
- Majer J.D. (1985).** Recolonization by ants of rehabilitated mineral sand mines on North Stradbroke Island, Queensland, with particular reference to seed removal. *Australia Journal of Ecology*, 10: 31-48.
- Majer J.D. (1989a).** *Long term recolonization of fauna in reclaimed land.* Pp 143-174 In: Majer J.D. (ed) *Animals in primary succession, the role of fauna in reclaimed land.* Cambridge University press, Cambridge. 196p.
- Majer J.D. (1989b).** Recolonization by ants of rehabilitated mineral sand mines on North Stradbroke Island, Queensland, with particular Reference to seed removal. *Australian Journal of Ecology*, 10:31-48.
- Majer J. D. (1993).** Comparison of the arboreal ant mosaic in Ghana, Brazil, Papua New Guinea and Australia - its structure and influence of arthropod diversity. P 115-141 In I. L. a. Gauld, (editor). *Hymenoptera and Biodiversity.* CAB International, Wallingford.
- Majer J.D. (1996).** Recolonization by ants of rehabilitated mineral sand mines on north stradbroke island, queens land, with particular reference to seed removal. *Australian Journal of ecology*, 10: 31-48.
- Majer J.D. & De Kock A.E. (1992).** Ant recolonization of sand mines near Richards Bay, South Africa: an evaluation of progress with rehabilitation. *South African Journal of Science*, 88: 31-36.
- Majer J. D., Day J. E., Kabay E. D. & Perriman W. S. (1984).** Recolonization by ants in bauxite mines rehabilitated by a number of different methods. *Journal of Applied Ecology*, 21: 355-375.
- Majer J.D. & Nichols O.G. (1998).** Long-tem recolonization patterns of ants in Western Australian rehabilitation bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success. *Journal of Applied Ecology*, 35: 161-182.

- Majer J. D., Heterick B., Gohr T., Hughes E., Mounsher L. & Grigg, A. (2013).** Is thirty-seven years sufficient for full return of the ant biota following restoration? *Ecological Processes*, 2: 1-12.
- Majer J. D., Orabi G. & Bisevac L. (2007a).** Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass the bioindicator scorecard. *Myrmecological News*, 10: 69-76.
- Majer J. D., Brennan K. E. C. & Moir M. L. (2007b).** Invertebrates and the Restoration of a Forest Ecosystem: 30 Years of Research following Bauxite Mining in Western Australia. *Restoration Ecology*, 15(4): 104-115.
- Marcon (2015).** Methods in Ecology and Evolution. *Wiley online library*. 145p.
- Mcgeoch M. A. (1998).** The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73: 181-201.
- Mcgeoch M.A. (2011).** Conservation and monitoring of invertebrates in terrestrial protected areas. *Koedoe*, 53 (2), 13p.
- Mcmahon J.A., Mull J.F. & Crist T.O. (2000).** Harvester ants: their community and ecosystem influences. *Annual Review of Ecological Systematics*, 31: 265–291.
- Messop-youbi E. B., Tadu Z., Yede, Aléné D. C., Ngassam P., & Djieto-Lordon C. (2018).** Effects of ecotone on ant diversity and assemblage pattern in cocoa agroforestry system in the Centre Region of Cameroon. *Journal of entomology and zoology studies*, 6: 201-210.
- Morris R. J. (2010).** Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, 365: 3709-3718.
- Morrisson, A. (2000)** Entrepreneuriat: quels sont les déclencheurs? *Revue Internationale de comportement et de recherche entrepreneuriale*, 6: 59-71.
- Mueller U.G. Schultz T.R. Currie C. Adams R. & Malloch D. (2001).** The origin of the attine ant fungus symbiosis. *Quarterly review of biology*, 76: 169-197.
- Niemelä J., Kotze J., Ashworth A., Brandmayr P., Desender K., New T., Penev L., Samways M. & Spence J. (2000).** The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *Journal of Insect Conservation*, 4: 3-9.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R, O’Hara R.B, Simpson G.L, Solymos P., Stevens M.H.H. a Wagner H. (2011)** .*Vegan: community ecology package.R package version 2.13.0.* <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

- Oliver I. & Beattie A. J. (1996a).** Invertebrate Morphospecies as Surrogates for Species: A Case Study. *Conservation Biology*, 10(1): 99-109.
- Oliver I. & Beattie A. J. (1996b).** Designing a Cost-Effective Invertebrate Survey: A Test of Methods for Rapid Assessment of Biodiversity. *Ecological Applications*, 6(2): 594-607.
- Oliver I., Beattie A. J. & York A. (1998).** Spatial Fidelity of Plant, Vertebrate, and Invertebrate Assemblages in Multiple-Use Forest in Eastern Australia. *Conservation Biology*, 12(4): 822-835.
- Olivry (1996).** *Hydrographie du Lac Tchad*. Paris. *Orstom, collections de Monographies hydrologiques* n° 12. p.266.
- Olson D. M. (1991).** A Comparison of the Efficacy of Litter Sifting and Pitfall Traps for Sampling Leaf Litter Ants (Hymenoptera, Formicidae) in a Tropical Wet Forest, Costa Rica. *Biotropica*, 23(2): 166-172.
- Orr & al. (1995).** The population genetics of speciation: the evolution of hybrid incompatibilities. *Genetics*, 139: 1805-1813.
- Orr & Seike (1997).** Haldane's rule has multiple genetic causes. *Nature*. 361-533.
- Orsolon-Souza G., Esbérard C. E. L., Mayhé-Nunes A. J., Vargas A. B., Veiga-Ferreira S. & Follyramos E. (2011).** Comparison between Winkler's extractor and pitfall traps to estimate leaf litter ants richness (Formicidae) at a rainforest site in southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71(4): 873-880.
- Ortega & Person (2005).** *Weak.Vs Strong invaders of natural plant communities: Assessing invasibility and impact*, 6: 126-196.
- Pacheto R. & Vasconcelos H. L. (2007).** Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning*, 81: 193-199.
- Parmesan C. (1999).** Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399: 579-583.
- Pearson Y. & Derr T. (1986).** Social organization of colony movement in the tropical ponerine ant, *Diacamma rugosum* (Le Guillou). *Journal of Ethology*, 1:101-108.
- Peck S. L., Mcquaid B. & Campbell C. L. (1998).** Using Ant Species (Hymenoptera: Formicidae) as a Biological Indicator of Agroecosystem Condition. *Environmental Entomology*, 27(3): 1102-1110.
- Pena-Claros M. (2003).** Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica*, 35(4): 450-461.

- Pfeiffer M., Chimedregzen L. & Ulykpan K. (2003).** Community organization and species richness of ants (Hymenoptera/Formicidae) in Mongolia along an ecological gradient from steppe to Gobi Desert. *Journal of Biogeography*, 30: 1921-1935.
- Pickett S.T.A. & White (1985).** *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamic*. Academic Press, Orlando, p. 385-455.
- Pichon & Gayral (1979).** Etudes écologiques sur la faune culicidienne d'une relique forestière en zone de savane africaine. *Manuscrit Service des Publications de l'ORSTOM*. P. 551-586.
- Pimm S.L. & Raven P. (2000).** Extinction by numbers. *Nature*, 403: 843–845.
- Piper S. D., Catterall C. P., Kanowski J. J. & Proctor H. C. (2009).** Biodiversity recovery during rainforest reforestation as indicated by rapid assessment of epigeic ants in tropical and subtropical Australia. *Austral Ecology*, 34: 422-434.
- Primack R. B. & Ros J. (2002).** *Introducción a la biología de la conservación*. Ariel Ciencias. Barcelona, Spain. 375 p.
- Ravary F. (2015).** Délimitation des Populations de la Fourmi Envahissante *Wasmannia Auropunctata* Présentes Sur Deux Zones de Stockage du Site Industriel de Vale-Nc. *Rapport d'expertise réalisé pour Vale-Nc par le Cabinet Biomédical*, 17(15): 1308-12.
- Read J. L. (1996).** Use of ants to monitor environmental impacts of salt spray from a mine in arid Australia. *Biodiversity and Conservation*, 5: 1533-1543.
- Régnier C., Achaz G., Lambert A., Cowie R. H., Bouchet P. & Fontaine B. (2015).** Mass extinction in poorly known taxa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112: 7761-7766.
- Ribas C. R., Campos R. B. F., Schmidt F. A. & Solar R. R. C. (2012).** Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. *Psyche*, 2012: 123.
- Ribas C. R., Sobrinho T. G., Schoederer J. H., Sperber C. F., Lopes-Andrade C. & Soares S. M. (2005).** How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. *Acta Oecologica*, 27: 31-41.
- Rice R. A. & Greenberg R. (2000).** Cocoa cultivation and the conservation of biological diversity. *Ambio*, 29:167-173.
- Rickelfs R.E. (2005).** Taxon cycles. Insights from invasive species. In: Sax, D.F., Stachowicz, J.J. & Gaines S.D., (eds.). *Species invasions: insights into ecology, evolution, and biogeography*. Sinauer Associates, Inc. Publishers, 165-169.

- Roberts (2016).** *The study examines the impacts of grief and bereavement among undergraduate students enrolled at Abilene. Christian University*, 4: 16-22.
- Rosenberg D.M., Danks H.V., & Lehmkuhl D.M. (1986).** Importance of Insects, In *Environmental Impact Assessment. Environmental Management*, 10 : 773-783.
- Rougerie G., Frontier S. & Pichod-Viale D. (1992).** Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Dans *Annales de géographie*, t.101, n° 565, p 343.
- Sala (2000) ; Newbold (2015).** Effet de l'Anthropisation sur la diversité fonctionnelle des fourmis et leur maintien dans les processus écologiques. *Sciences*, 13: 1770-1774.
- Seychelles (2024).** The population density. *Seychelles Demographics (Population, Age, Sex, Trends)*.
- Schulenberg T. S. & Awbrey K. (ed.). (1997).** *The Cordillera del Condor region of Ecuador and Peru: a biological assessment*. RAP Working Papers 7. Washington: Conservation International. 231p.
- Schultz T.R. & Mcglynn T.P. (2000).** *The Interaction of Ants with Other Organisms*. In: Agosti D., Majer J., Alonso E. & Schultz T., (eds.). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity. Biological Diversity Handbook Series*, 14: 1321-33.
- Silva R. R. & Brandão C. R. F. (2010).** *Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. Ecological Monographs*, 80(1): 107-124.
- Stephens S. S. & Wagner M. R. (2006).** Using Ground Foraging Ant (Hymenoptera: Formicidae) Functional Groups as Bioindicators of Forest Health in Northern Arizona Ponderosa Pine Forests. *Environmental Entomology*, 35(4) : 937-949.
- Suchel J.B. (1988).** *Les climats du Cameroun* (Thèse de Doctorat d'état), Université de Saint Etienne, France, 1188 p + 332 figures.
- Suguituru S. S., Silva R. R., De Souza D. R., Munhae C. & Morini M. S. (2011).** *Ant community richness and composition across a gradient from Eucalyptus plantations to secondary Atlantic Forest. Biota Neotropica*, 11(1): 369-376.
- Sverdrup-Thygeson A. (2001).** Can continuity indicator species predict species richness or red-listed species of saproxylic beetles? *Biodiversity and conservation*, 10: 815-832.
- Tadu Z., Djieto-lordon C., Fomena A., Babin R., Mahiane G. and Yede. (2009).** Diversity and mosaic structure of ant (Hymenoptera: Formicidae) community in traditional cocoa agroforestry systems in southern Cameroon. *African Entomology*, 22(2): 388–404.

- Tadu Z., Djiéto-lordon C., Yede, Messop Youbi E.B., Fomena A. & Babin R. (2014b).** Ant diversity in different cocoa agroforest habitats in the Centre region of Cameroon. *African entomology*, 22: 38-404.
- Tadu, Z., Djiéto-Lordon, C., Yede, Messop Youbi E.B., Fomena, A. & Babin R. (2014a).** Ant diversity in different cocoa agroforest habitats in the Centre Region of Cameroon. *African Entomology*, 22: 388–404.
- Tadu Z., Edoa S., Messop-Youbi E.B., Guibaï J.P., Fomekong lontchi J., Aléné D.S. & Djiéto-lordon C. (2021).** A comparative assessment on ant communities in three vegetation types located at Mfou. Suburban locality of yaoundé (Cameroon). *Journal of insect biodiversity*, 026 (1): 015-030.
- Tadu Z., J.-P. Guibaï Messop-youbi E.B., Edoa S., Fomekong lontchi J., Aléné D. C., & Djiéto-Lordon C. (2022).** Relation between ground- dwelling and arboreal ant diversity in three vegetation types in the humid forest zone of southern Cameroon. *African journal of ecology*, 60(4): 1057-1070.
- Taylor B. (2010).** The ants of Sub-Saharan African (*Hymenoptera: Formicidae*) “<http://www.antbase.org/ant/africa>”.
- Tchoudjin G. L., Tadu Z., Fomekong-Lontchi J., Kakam S., Aymélé-Choungmo S.R., Kenfack Fongang P., Massussi J.A., Niba A.S. & Djiéto-lordon C. (2020a).** Leaf litter-dwelling ant (Formicidae) diversity in a tropical rainforest and agro-forestry system, south region of Cameroon: implications for conservation management. *International journal of zoology studies*, 5: 1-9.
- Tchoudjin G.L., Tadu Z., Fomekong-Lontchi J., Kakam S., Aymélé-Choungmo S.R., Kenfack-Fongang P., Massussi J. A., Niba A. S. & Djiéto-Lordon C. (2020b).** Influence of season on leaf litter ant (Hymenoptera: Formicidae) diversity in the locality of Minko’o (Southern,
- Tobin J.E. (1994).** Ants as Primary Consumers: Diet and Abundance in the Formicidae. In: Hunt J.H. & Nalepa C.A. (eds) *Nourishment and Evolution in Insect Societies*. Westview Press, Oxford; p 279-307.
- Underwood E. C. & Fisher, B. L., (2006).** The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. *Biological conservation*, 132: 166-182.
- Uwizeyimana Laurien (2009).** ‘‘Après le café, le maraichage ? Mutations des pratiques agricoles dans les Hautes Terres de l’Ouest Cameroun’’, *Les Cahiers d’Outre-Mer*, 247, p. 331-344.

- Van der Maarel E. & Martin S.T. (1993).** Renouveau des espèces végétales à petite échelle dans une prairie calcaire : le modèle du carrousel et quelques commentaires sur le concept de niche. *Journal des Sciences de la végétation*, 4548 : 179-188.
- Vermeij G.J. (2005).** Invasion as expectation. A historical fact of life. In: Sax, D.F., Stachowicz, J.J. & Gaines S.D., (eds.). *Species invasions: insights into ecology, evolution, and biogeography*. Sinauer Associates, Inc. Publishers, 6: 165-169.
- Wang C., Strazanac J. & Butler L. (2001).** A Comparison of Pitfall Traps with Bait Traps for Studying Leaf Litter Ant Communities. *Journal of Economic Entomology*, 94(3): 761-765.
- Ward P. (1985).** Taxonomic congruence and disparity in an insular ant fauna: Rhytidoponera in New Caledonia. *Systematic Biology*, 34: 140-151.
- Warwick (1993).** Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology*, vol. 18. p. 63-80
- Wasseige C., de Marcken P., Bayol N., Hiol Hiol F., Mayaux Ph., Desclée B., Nasi R., Billand A., Defourny P. & Eba'a Atyi R. (2010).** *Les Forêts du Bassin du Congo – état des Forêts*. Union Européenne. Luxembourg. 276 p.
- Watt A. D., Stork N. E. & Bolton B. (2002).** The diversity and abundance of ants in relation to forest disturbance and plantation establishment in southern Cameroon. *Journal of applied ecology*, 39: 1830.
- Weber N. A. (1952).** Biological Notes on Dacetini (Hymenoptera, Formicidae). *American Museum Novitates*, 1554: 1-7.
- Wetterer & O'Hara (2002).** Ants (Hymenoptera: Formicidae) of the Dry season Tortugas, the outermost Florida Keys. *Florida Entomologist*, 85: 303-307.
- White L. & Vande werghe J.P. (2008)** Patrimoine mondial naturel d'Afrique. Bien existants bien potentiels. Rapport de l'atelier de Brazzaville du 12-14 mars 2008. UNESCO – CAWHFI
- Whittaker R. J. & Fernández-Palacios J. M. (2009).** *Island Biogeography. Ecology, evolution, and conservation*. Second Edition. Oxford University Press, Oxford. 401p.
- Wilson E.O. 1990.** Causes of ecological success: the case of the ants. *Journal of Animal Ecology*, 56: 1-9.
- Wolfram G., Höss S., Orendt C., Schmitt C., Adámek Z., Bandow N., Großchartner M., Kukkonen J. V. K., Leloup, V., López Duval J. C., Muñoz I., Traunspurger W., Tuikka A., Van Liefferinge C., Von Der Ohe P. C. & De Deckere E. (2012).** Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European

rivers using a weight-of-evidence approach. *Science of the Total Environment*, 438: 498-509.

Yang L. (2023). Draw Venn Diagram by 'ggplot2'. R Package Version 0.1.10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

York A. (2000). Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forests of southeastern Australia. *Austral Ecology*, 25: 83-98.

ARTICLE ISSU DE LA THESE



Ant diversity in humid savannah at Koutaba (West Region, Cameroon)

Françoise Irma Obioyo Beleme¹, Zéphirin Tadu¹, Gertrude Tchoudjin Loveline¹, Patrick Kenfack Fogang², Champlain Djieto-Lordon^{1*}

¹ Department of Animal Biology and Physiology, Faculty of Science, Laboratory of Zoology, University of Yaoundé, Yaoundé, Cameroon

² Institute for Agricultural Research Development (IRAD), Nkolbisson Regional Research Centre, Yaoundé, Cameroon

Abstract

Human activities caused a several threat to the biodiversity in the forest zone in Cameroon. Nevertheless, the situation in some ecoregion like dry and humid savannah remains less study. Our study was conducted at Koutaba in the West Region of Cameroon. Four land use system were selected in order to study their influence on ant diversity, composition and distribution. Ant were sample in a linear transect using pitfalls, baits and handling capture. Data was analyses using species richness, Shannon and Pielou indexes for diversity and Sorensen index for species composition. Venn diagram was used for species richness distribution between land use system. Clam test and Individual value were used to found relationship between ant species and land use system. A total of 90 ant species belonged to 30 genera and six subfamilies were collected. Myrmicinae was the richest subfamily with 10 genera and 44 species collected. Palm grove with 63 species was rich and diverse ($S=63$; $H'=2.69$; $J=0.65$) than other land use system. Ant composition was similar between palm grove and savannah while orchard differ to all other land use system. Ant community was numerically dominated by *Myrmecaria opaciventris* (53.31 %) and *Camponotus acvapimensis* (11.08 %). Ant diversity and distribution was influence by land use structure and human disturbance like mechanization of agriculture in coffee farm and orchard and pasture activity in savannah.

Keywords: Biodiversity, Myrmecofauna, Environment, Diversity, Koutaba, Cameroon

Introduction

The last decades of the 20th century was characterized by a significant loss of biological diversity. This decline is more worrying in tropical ecosystems where more than 90 % of the world's species live. This habitat is threatened by human activities such as logging, agriculture and urbanization (Suspense *et al.*, 2017) [1]. Many research program aim to assess the state of biodiversity and its role in the functioning of tropical ecosystems; however, most of them focuses on the visible part of biodiversity above the soil surface to the detriment to that located below (David, 2002) [2]. Several study in tropical ecosystem highlight the fundamental role of soil fauna in the functioning of tropical ecosystems (Lavelle, 1996 [3]; Konaté *et al.*, 2003 [4]).

Ants are the most important components of the macrofauna of soil in tropical region, where their ecological roles make them a true engineers of the ecosystem. These organisms are able to control food and space resources available for other organisms (Lavelle, 1996 [3]; Konaté *et al.*, 1999 [5]). The ecological importance of ants can be observed at two levels: they are ecologically dominant in most terrestrial ecosystem (Hölldobler and Wilson, 1990) [6] and they act as predators and therefore may protect plant against pest (Dejean *et al.*, 2008) [7], soils aeration by excavation activities, disseminators of the seeds of some plants (Kaspari, 1993) [8]. The importance of ants is also linked to their high sensitivity to the environmental change, making them potential biological indicators for sustainable biodiversity management (Andersen *et al.*, 2002) [9]. The functional guilds in ant community is amongst the reasons making them so successful in ecosystems. Several functional groups were identify in Australian ant community by Andersen (1995) [10] base on their ecology, alimentary diet, behavioral

habits and nesting behavior: dominant Dolichoderinae, subordinate Camponotus, climate specialists, cryptic species, opportunists, generalized Myrmicinae and specialist predators. Nevertheless, the composition of the functional guild may change through time with different habitat management practices (Assis *et al.*, 2018) [11].

During the last decade, ant community in Cameroon was investigate principally in the Centre and South Regions in regard with natural environmental change, land use system and human activities. All these studies provide information to documented progressively ant diversity in Cameroon. Nevertheless, ant fauna remain unstudied in some ecoregion like humid savannah in the western region. It is in this context that the present study was carried out with the objective to study ant diversity and distribution in regard of land use system and human disturbance in a humid savannah.

Material and Methods

Study site

The study was conducted at Koutaba (5°42'0" N, 10°49'0" E) a rural agglomeration in the Fouban Subdivision, near the Foubot city in the West Region of Cameroon (Figure 1). The climate is tropical climate of mountain (Olivry, 1986) [12] with a bimodal rainfall regime with three month of dry season and nine month of rainy season. The precipitations are abundant and vary between 2000 mm/year to 10000 mm/year. The mean annual temperature is 26 °C in a lower altitude and 21 °C for a high altitude (Sighomnou, 2004) [13]. Vegetation is dominated by a mosaic of food crop farms, orchards, coffee farms, palm groves, and savannah sprinkle with shrub.

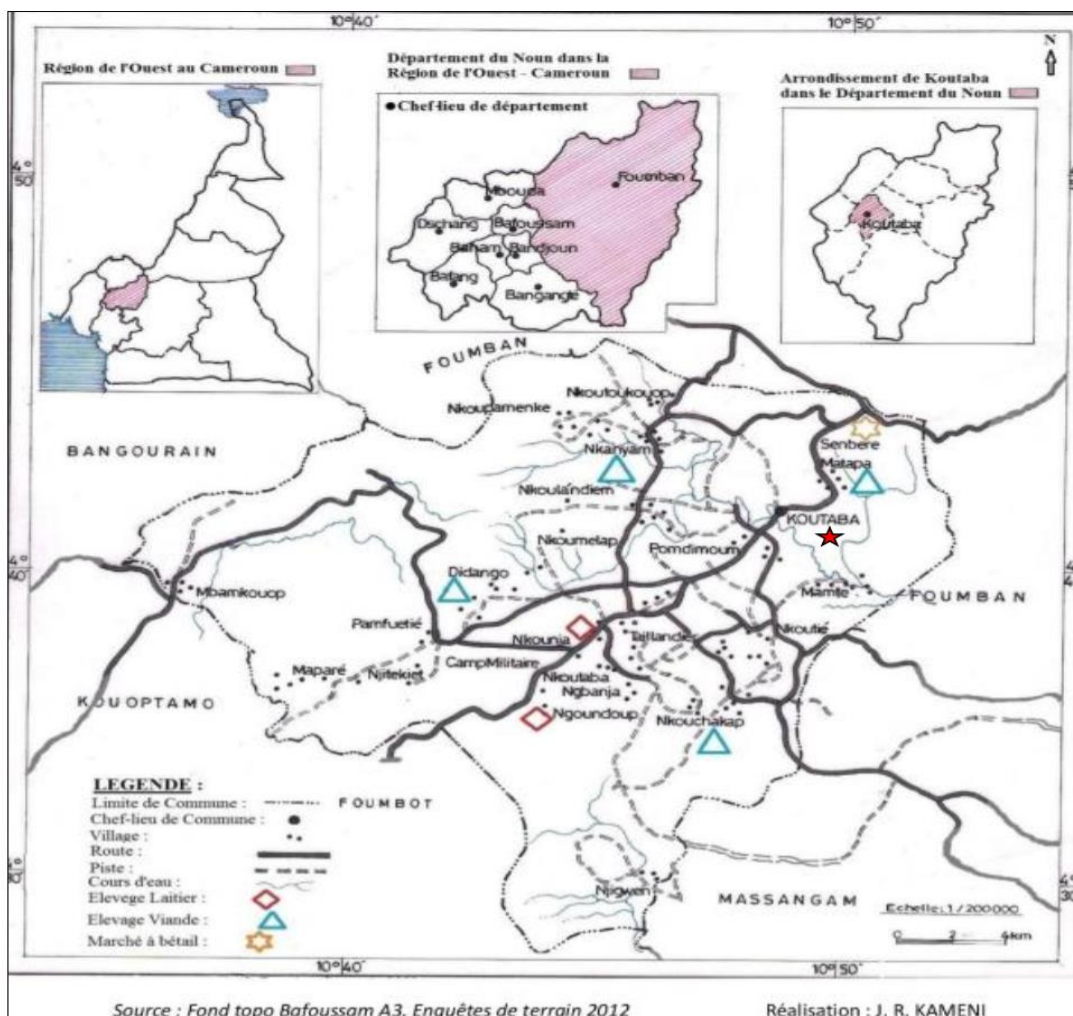


Fig 1: Map of the Fouban Subdivision

Description of the sampling land use system

Study was conducted in coffee farm, orchard, palm grove and savannah. Coffee plantations have more than 60 years old and are bordered by eucalyptus trees and food crops plantations. Coffee plantation is regularly cleared by the monks for maintenance using tractor and no chemical treatment was use since at least 30 years. Palm grove was regularly weeding using a tractor, soils are covered with dead leaves and food crop plantations is dominant around. Orchards are surrounded by gallery forest and savannah.

Ant sampling

Ants were sampling once every two months on January 2017 to March 2018 using pitfall traps, handling capture and baits. We combine the tree method to optimize the success of capture (Delabie *et al.*, 2021) [14]. Eight plots were selected in which two for each land use system including coffee farms, orchards, palm groves and savannahs. In each land use system, a plot of 100 m x 5 m (500m²) were delimited in a center of each land use system to reduce edge effect. In each section, tree lines of transect of 100 m in

length was materialize. In the first transect, 11 pitfall traps (9 cm Ø and 12 cm of depth cups) were put in the ground at 10 m interval beginning at the origin. Each pitfall cup was filled at 1/3 volume with a solution of detergent and salt. Pitfalls were removed after three consecutive days. A mixture of sardine and honey baits were deposited directly on a death leaves in the second transect and controlled five minutes later and ant were capture using mouth aspirator and forceps; so, 11 baits distant to 10 m were deposited. In the third transect, a litter was collected in 10 section of 1x1 m distant to 10 m and ants were sorted during 30 minutes. The distance between two consecutive transect line was 2.5 m. All the sample were preserved in hemolysis tube filed with 70 % alcohol and carried to the laboratory of Zoology at the University of Yaoundé I for identification. Ants were identified using keys of Fisher & Bolton (2016) [15] at genera levels, and Taylor (2010) [16] at species level when possible. Voucher specimens were deposited in the reference collection at the laboratory of Zoology of the University of Yaoundé I.

Data analysis

Ant diversity

To provide some basics information on diversification of ant, genera and species richness per subfamily were analyze base on their presence or absence in each land use system (Tadu *et al.*, 2021) [17]. We characterize diversity of each community based on species richness (S), Shannon diversity index (H') and the Pielou index (J) using the Vegan package (Oksanen *et al.*, 2011) [18]. Variation of species richness, Shannon diversity and equitability between land use system were tested with Kruskal Wallis test associated with the Wilcoxon pairwise test when necessary. For pairwise comparison, p-value was adjusted with a sequential Bonferroni procedure and the results were appreciated at 5 % confidence level.

Ant composition and relation between ant and land use system

We evaluated ant community composition between different land use system using Sorensen index and Venn diagram to showed the number of proper and common species. Relationship between ant species and land use system was study using Clamtest (Chazdon *et al.*, 2011) [19] and Indval (Dufrene and Legendre, 1997) [20]. We used both approach as complementary to found whether ant species are generalist or specialist in two distinct habitats with Clamtest and whose species are potentially bioindicator for each land use system with Indval.

Clam test analysis use a multinomial model based on estimated species relative abundance in two habitats (A, B). It minimizes bias due to differences in sampling intensities between two habitat types as well as bias due to insufficient sampling within habitat. The method provides a robust statistical classification of habitat specialists and generalists, without excluding rare species a priori (Chazdon *et al.*, 2011) [19]. According to CLAM, a species is considered as specialist when at least two-thirds of its abundance are concentrated in a single habitat. Based on a user-defined specialization threshold, the model classifies species in four groups: (1) generalists; (2) habitat A specialist; (3) habitat B specialists; and (4) too rare to classify with confidence. We used indicator value of Dufrene and Legendre (1997) [20] to find indicator species. The indicator value "d_{i,c}" of species is a product of the relative frequency and relative average abundance in cluster. It is given by the following formula:

$$d_{i,c} = f_{i,c} \times a_{i,c};$$

Where $f_{i,c} = \frac{\sum_{j \in c} p_{ij}}{n_c}$ and $a_{i,c} = \frac{\sum_{j \in c} p_{ij}/n_c}{\sum_{k=1}^k (\sum_{j \in k} x_{ij})/n_k}$; p_{ij} is the

presence/absence (1/0) of species i in sample j; $x_{i,j}$: abundance of species i in sample j; n_c : number of sample in a cluster c; for cluster c in set k. The analysis was done with labdsv package (Roberts, 2016) for R software (version 3.2.2) and the result was appreciated at 5 % confidence interval.

Variation of species abundance between land use system

We evaluated the abundance of different ant species in each land-use system and the continuation of the analysis concerned only the species with a cumulative abundance per sample in the whole land use system superior or equal to 5 %. We tested the main effect of land use system on the variation of the abundance of numerical dominant ant species with ANOVA (GLM proc) associated with Tukey pairwise test when necessary. For pairwise, the p-value was adjusted with a sequential Bonferroni procedure and the results were appreciated at 5 % confidence level.

Ant community structure between land use system

We used the rank-frequency diagram to study ant communities structure through an assessment of the relationship between species richness and their abundance. The observed distribution models were fitted with theoretical models using the Vegan package (Oksanen *et al.*, 2011) [18]. The proposed theoretical adjustment models are: Log normal model or Preston model, Zipf-Mandelbrot model and Preemption model. The Bayesian Information (BCI) and the Akaike's (AIC) Criteria were used to determine the best theoretical adjustment model, which is the one with the lowest BIC and AIC values. The adjustment in the BIC estimate is given as $k = \log(S)$, where S represents species richness, while in the AIC estimate, the value $k = 2$.

Result

Genera and species richness per subfamilies between land use system

At Koutaba, a total of 90 ant species belonged to 30 genera and five subfamilies were collected in savannah, coffee farm, orchard and palm grove. Looking the distribution between subfamily Myrmicinae with 10 genera and 44 species was the richest subfamily follow by Formicinae with six genera and 22 species. Pseudomyrmicinae was the less rich subfamily. Myrmicinae appear most diverse in palm grove with eight (32.0 %) genera and 32 (57.14 %) species follow by coffee farm with eight (34.78 %) genera and 27 (52.94 %) species. The Formicinae subfamily was rich in savannah with three (15.79 %) genera and 12 (21.43) species and in orchard with 5 (31.25 %) genera and six (22.22 %) species (Table 1).

Table 1: Variation of ant genera and species richness per subfamily in different land-use system at Koutaba

Subfamily	Land use system								Total	
	Coffee farm		Savannah		Palm grove		Orchard			
	Genera	Species	Genera	Species	Genera	Species	Genera	Species	Genera	Species
Dolichoderinae	3(13.0)	6(11.76)	2(10.53)	4(7.14)	3(12.0)	6(10.71)	0(0.00)	0(0.0)	3(10.0)	6(6.67)
Dorylinae	2(8.70)	3(5.88)	1(5.26)	2(3.57)	2(8.0)	2(3.57)	1(6.25)	2(7.41)	2(6.67)	3(333)
Formicinae	4(17.39)	7(13.73)	3(15.79)	12(21.43)	4(16.0)	6(10.71)	5(31.25)	6(22.22)	6(20.0)	22(24.44)
Myrmicinae	8(34.78)	27(52.94)	6(31.58)	27(48.21)	8(32.0)	32(57.14)	8(50.0)	16(59.26)	10(33.33)	44(48.89)
Ponerinae	5(21.74)	7(13.73)	6(31.58)	10(17.86)	7(28.0)	9(16.07)	2(12.50)	3(11.11)	8(26.67)	14(15.56)
Pseudomyrmicinae	1(4.35)	1(1.96)	1(5.26)	1(1.79)	1(4.0)	1(1.79)	0(0.0)	0(0.0)	1(3.33)	1(1.11)
Total	23	51	19	56	25	56	16	27	30	90

Relative proportion of genera and species richness per land use system was given in a bracket

Ant diversity and variation between land use system

Among the 90 ant species collected, 63 species were collected in palm grove and 27 in orchard. The mean of species richness in orchard is low with 1±2 ant species compared to palm grove where the mean species richness found was 4±6 ant species per sampling unit. Shannon diversity index showed that palm grove (H' = 2.69; J = 0.65)

and savannah (H' = 2.65; J = 0.66) were most diverse than coffee farm (H' = 0.77; J = 0.20), and orchard (H' = 0.48; J = 0.15). The mean species richness ($\chi^2 = 92.39$; df = 3; $p < 0.0001$), Shannon ($\chi^2 = 100.07$; df = 3; $p < 0.0001$) and Pielou ($\chi^2 = 115.66$; df = 3; $p < 0.0001$) indexes varies significantly between land use system (Table 2).

Table 2: Variation of ant diversity in different land-use system at Koutaba

Parameter	Land use system				Kruskall-Wallis (χ^2)
	Coffee farm	Palm grove	Savannah	Orchard	
Specific richness (S)	51(2 ± 4) ^a	63(4 ± 6) ^{ab}	56(4 ± 4) ^{bcd}	27(1 ± 2) ^{abe}	$\chi^2 = 92.39$ ***
Shannon index (H')	0.77(0.14 ± 0.30) ^a	2.69(0.59 ± 0.81) ^{bc}	2.65(0.87 ± 0.71) ^{bde}	0.48(0.09 ± 0.23) ^{adf}	$\chi^2 = 100.07$ ***
Maximal diversity (Hmax)	3.93(1.26 ± 0.90) ^a	4.14(1.94 ± 0.89) ^{bc}	4.03(1.51 ± 0.71) ^{ade}	3.30(0.81 ± 0.59) ^{adf}	$\chi^2 = 46.240$ ***
Pielou index (J)	0.20(0.11 ± 0.22) ^a	0.65(0.28 ± 0.36) ^{bc}	0.66(0.55 ± 1) ^{bde}	0.19(0.08 ± 0.17) ^{adf}	$\chi^2 = 115.66$ ***

df = 3; ***, $p < 0.0001$ for significant p-value at 5 % level, df = 3; different letters translate the significant difference between the group, the mean of each parameter are into the bracket. We use standard deviation for frame of the mean

Variation of ant composition between land use system

Sorensen index showed a high percentage of similarity between different land use system. Coffee farm and palm

grove, and savannah and palm grove appear more similar (67.0 %) than other land-use system. The less similar system was orchard and savannah (41.0 %) (Table 3).

Table 3: Matrice of similarity showing the level of similarity between land use systems at Koutaba

	Coffe farm	Palm grove	Savannah	Orchard
Coffe farm	1			
Palm grove	0.67	1		
Savannah	0.64	0.67	1	
Orchard	0.49	0.42	0.41	1

Venn diagram showed that, the four land use system share in common 13 species (14.14 %). The number of proper species found in each land use system is relatively low. Palm grove with 12 (13.13 %) proper species was the richest

while the Orchard appears the less rich with 4 (4.44%) species. Coffee farm, palm grove and savannah share 16 (17.78 %) species while palm grove, savannah and orchard share just 1 (1.11 %) species (Figure 3).

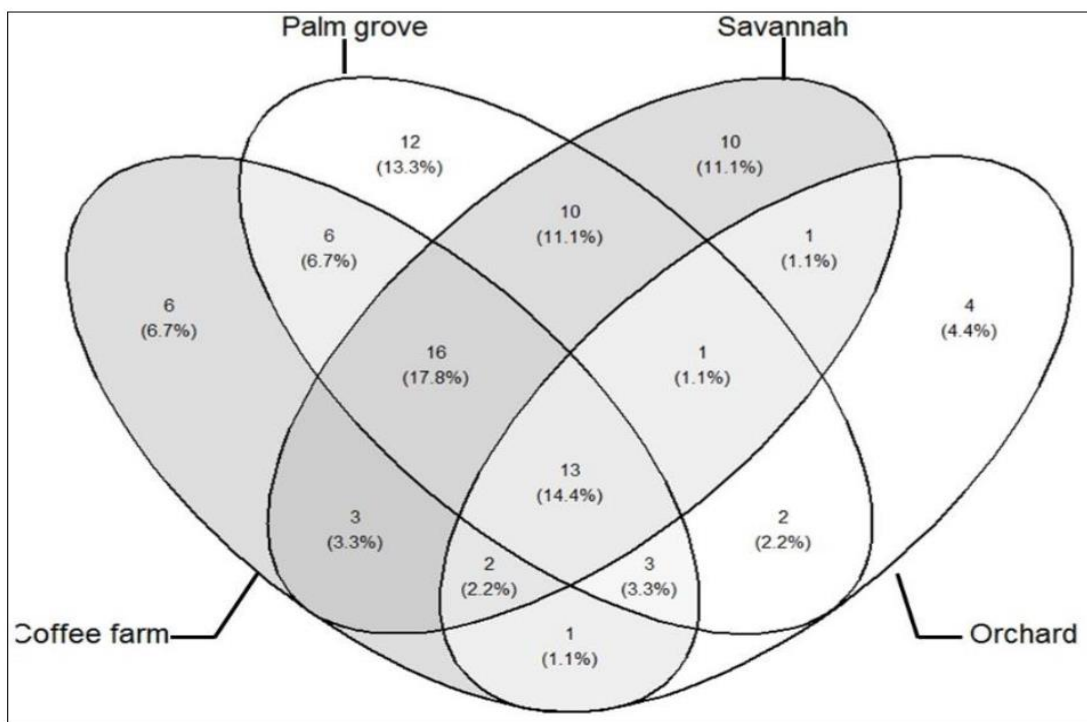


Fig 3: Venn diagram showing the number and percentage of shared and exclusive species between land use systems at Koutaba

Relationship between ant species and land use system

Clamtest showed that coffee farm and savannah, and Palm grove and savannah were the richest combine land use system with 72 species for each pair. Percentage of too rare species to be classified is high compared to generalist and specialist species. The high number of generalist ant species was found between palm grove and orchard (28.20%) and palm grove and savannah (26.40 %) species. The number of specialist species in coffee farm (27.0 %) was inferior to that found in the palm grove (32.0 %). The same trend was observed between coffee and savannah, and coffee and

orchard. Comparison between palm grove and orchard showed that 20 (28.20 %) ant species collected was specialize in palm grove while 4 (4.20 %) was specialize in orchard (Table 3). Individual value showed that at Koutaba, *Od. troglodytes* ($d_{i,c}= 0.05$; $p= 0.05$), *Ph. rohani* ($d_{i,c}= 0.08$; $p= 0.04$) and *Rhoptromyrmex opacus* ($d_{i,c}= 0.08$; $p= 0.04$) were the indicator species of coffee farm. In the savannah, the indicator species were *C. acvapimensis* ($d_{i,c}= 0.21$; $p= 0.03$) and *Od. troglodytes* ($d_{i,c}= 0.10$; $p= 0.03$). No indicator species was found in the palm grove and orchard.

Table 3: Distribution of species richness in relation with habitat statute of ant species between land use system

Habitat statut	Land use system					
	Coffee-Palm	Coffee-Savannah	Coffee-Orchard	Palm-Savannah	Palm-Orchard	Savannah-Orchard
Generalist	9(12.0)	9(12.5)	9(15.5)	19(26.4)	20(28.2)	3(4.5)
Specialist A	2(27.0)	4(5.60)	8(13.8)	14(19.4)	20(28.2)	25(37.9)
Specialist B	24(32.0)	20(27.8)	1(17.0)	12(16.7)	3(4.20)	4(6.1)
Too-rare	40(53.3)	39(54.2)	40(69.0)	27(37.5)	28(39.4)	34(51.5)
Species richness (S)	75	72	58	72	71	66

S: species richness found in land use system A and B, relative proportion of species in each habitat statute are given into a bracket. Specialist to habitat A and B represent in the same order like in the table first and second land use system.

Variation of ant species abundance between land use system at Koutaba

We have identified 90 species from a set of 31483 individual collected. Eight species were numerically dominant. Among them, *M. opaciventris* (53.31 %) was the most dominant species following by *C. avacpimensis* (11.08 %). In regard of their distribution among land use system, *M. opaciventris* was numerically dominant in orchard and coffee farm with respectively 89.66 % and 85 % of workers

collected. *Camponotus avacpimensis* was dominant in palm grove (36.17%) while *Crematogaster (Crematogaster) sp.1* (28.23%) was dominant in the savannah. Land use system affect significantly the distribution of *M. opaciventris* ($F= 65.36$; $df=3$; $p< 0.0001$), *C. avacpimensis* ($F= 50.88$; $df=3$; $p< 0.0001$), *Pa. tarsatus* ($F=45.4$; $df=3$; $p< 0.0001$) and *Crematogaster (Crematogaster) sp.1* ($F= 26.01$; $df=3$; $p< 0.0001$). Pairwise comparisons were consigned in a table 4.

Table 4: Variation on species abundance between land use system

Ant species	Land use system					Test F (GML Proc)
	Coffee farm	Palm grove	Savannah	Orchard	Total	
<i>Botroponerasp.1</i>	103(1.05%)	120(1.96%)	190(2.69%)	0(0.00%)	413(1.31%)	F= 2.53 ns
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) avacpimensis</i> (Mayr, 1862)	49(0.50%) ^a	2209(36.17%) ^{bc}	1211(17.17%) ^{bde}	18(0.21%) ^{adf}	3487(11.08%)	F= 50.88***
<i>Crematogaster (Crematogaster) sp.1</i>	48(0.49%) ^a	217(3.55%) ^{ab}	1991(28.23%) ^{bcd}	22(0.26%) ^{bce}	2278(7.24%)	F= 26.01***
<i>Dolyrus (Anoma) nigricans</i> (Emery,1895)	470(4.18%)	17(0.28%)	99(1.40%)	593(6.93%)	1179(3.74%)	F= 1.12ns
<i>Hypoponera cognate</i> (Santschi, 1912)	8(0.08%) ^a	181(2.96%) ^{ab}	262(3.71%) ^{bbc}	0(0.00%) ^{abd}	451(1.43%)	F= 6.28 ***
<i>Myrmecaria opaciventris</i> (Emery, 1893)	8391(85%) ^a	423(6.93%) ^{bc}	301(4.27%) ^{bcd}	7668(89.66%) ^{ade}	16783(53.31%)	F= 65.36 ***
<i>Oecophylla longinoda</i> (Latreille, 1802)	44(0.45%) ^a	327(5.35%) ^{bc}	0(0.00%) ^{acd}	59(0.69%) ^{acd}	430(1.37%)	F= 12.07 ***
<i>Paltothyreus tarsatus</i> (Fabricus, 1798)	17(0.17%) ^a	346(5.67%) ^{bc}	532(7.54%) ^{bde}	9(0.11%) ^{adf}	904(2.87%)	F= 45.4***
<i>Tetramorium aculeatum</i> (Mayr, 1866)	111(1.14%) ^a	258(4.22%) ^{ab}	487(6.90%) ^{abc}	12(0.14%) ^{abd}	868(2.76%)	F= 3.4 **
<i>Tetramorium guineense</i> (Bernard, 1877)	94(0.96%) ^a	273(4.47%) ^{bc}	128(1.81%) ^{ace}	38(0.44%) ^{adf}	533(1.69%)	F= 4.23***
Other ant species	435(4.45%)	1736(28.43%)	1853(26.27%)	133(1.56%)	4157(13.20%)	
Total	9770	6107	7054	8552	31483	

df= 3; *: $p= 0.05$, **: $p< 0.001$ and ***: $p< 0.0001$ for significant p-value at 5 % level, ns for non-significant p-value, different letters translate the significant difference between the group, relative abundance are into the bracket.

Ant distribution models between land use system

Ant community in coffee farm, palm grove and orchard was numerically dominate by one ant species while two ant species were dominant in savannah with an abundance superior to 1000 workers. This species were *M. opaciventris* in coffee farm and orchard, *C. avacpimensis* in palm grove,

Crematogaster (Crematogaster) sp.1 and *C. avacpimensis* in savannah. Approximately 10 species were represented by less than 500 workers and more than 100 workers in palm grove and savannah. More than 50 ant species was represented by less than 100 workers (Figure 4).

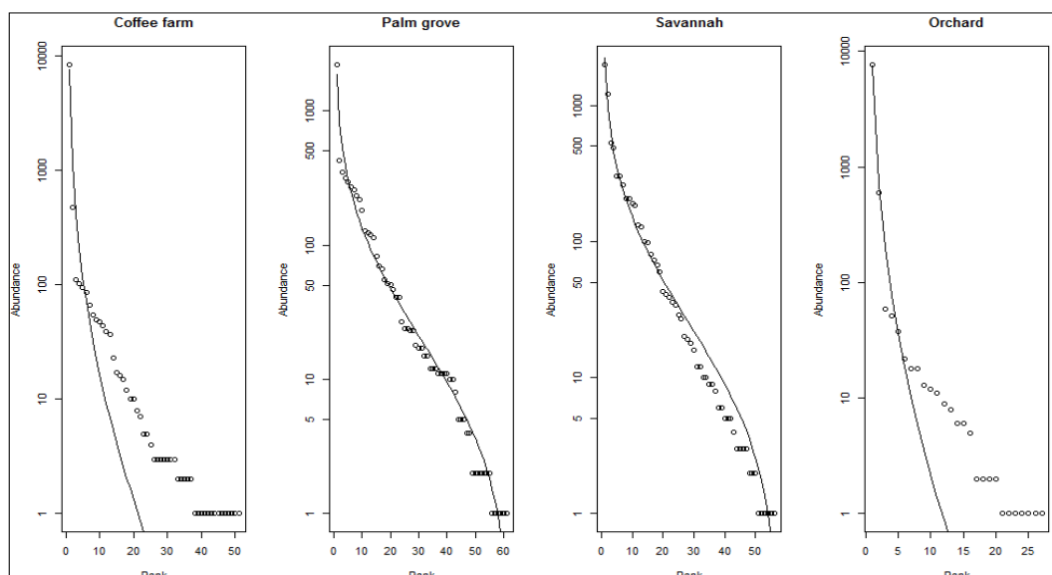


Fig 4: Rank-frequency diagrams showed the relation between species richness and ant abundance in different land use system at Koutaba.

The adjusted distribution of rank-frequency diagram with theoretical models showed that distribution of ant community follow Zipf model in the coffee farms (AIC=1630.9; BIC=1634.8) and orchard (AIC=415.20;

BIC=417.79), log-normal distribution model was found in palm grove (AIC= 790.86; BIC=795.14) and savannah (AIC= 473.24; BIC= 795.14) (Table 5).

Table 5: Adjustment with theoretical model of rank-frequency diagram of ant community in four land-use system at Koutaba

Theoretical model	Land use system											
	Coffee farms			Palm grove			Savannah			Orchard		
	Deviance	AIC	BIC	Deviance	AIC	BIC	Deviance	AIC	BIC	Deviance	AIC	BIC
Null	34152.0	34348.0	34348.0	5466.15	5764.43	5764.43	5429.17	5703.92	5703.92	25785.11	25891.94	25891.94
Preemption	10081.7	10279.7	10281.6	2358.41	2658.69	2660.84	1334.55	1611.30	1613.32	3279.98	3388.81	3390.11
Lognormal	1755.5	1955.4	1959.3	488.57	790.85	795.14	194.49	473.24	477.29	514.27	625.11	627.70
Zipf	1431.0	1630.9	1634.8	951.83	1254.11	1258.40	808.92	1087.76	1091.72	304.36	415.20	417.79
Mandelbrot	1431.0	1632.9	1638.7	951.83	1256.11	1262.54	338.97	619.71	625.79	304.36	417.20	421.08

Bold values represent the best theoretical Adjustment model. AIC and BIC respectively represent the Akaike Criteria and the Bayesian Information Criteria.

Discussion

Variation of genera and species richness per subfamilies between land use system

The Myrmicinae was the most diverse subfamily follow by Ponerinae and Formicinae. The diversification of Formicinae is related to the environmental condition due the low shade coverage who favor the expansion of their colonies (Tadu *et al.*, 2014) [21]. In fact, landscape of Koutaba is dominated by savannah which offer ideal condition for the proliferation of ant species like *C. acvapimensis* (Levieux, 1972) [22]. Nevertheless, the nectar offered by the flower of coffee and other fruits trees in the orchard, and dead arthropod result from human activities may contributed to the diversification of these groups.

Ant diversity and variation between land use system

A total of 90 ant species belonged to 30 genera and five subfamilies were collected in savannah, coffee farm, orchard and palm grove. The palm grove and savannah were richest and diverse than coffee farm and orchard. This variation may be explaining by the habitat heterogeneity and human disturbance who induce change in ant diversity and

composition as suggest by Tadu *et al.* (2021) [17] and Assis *et al.* (2018) [11]. Despite the pruning and the weeding using tractor, palm groove remains rich than coffee farm intensely manage without chemical product. The high species richness in palm grove was influence by the edge effect due to his proximity with savannah who favor his rapid recolonization after disturbance. A similar result was also found in cocoa farm after insecticide treatment (Tadu *et al.* 2013 [23]). Some biotic factor like interspecific competition and ecological traits of dominant ant species may explain the low species richness and diversity in some ecological situation. So, by their aggressiveness and large size of their colony, a species like *D. nigricans* invade periodically cocoa farm and reduce species richness and diversity (Majer, 1972 [24], Bizumungu and Majer, 2019 [25]). In regard of climate, seasonal variation caused the shift in species diversity and composition as demonstrate in Bornean tropical peat swamp forest (Stijn, 2013) [26]; nevertheless, a different result was obtained in Cameroon where season was not affected significantly ant species richness and diversity in different type of habitat around Dja forest reserve (Tchoudjin *et al.*, 2020a) [27].

Ant composition between land use system

The composition of ant species between the different land use system was similar between palm grove and coffee farm, palm grove and savannah and coffee farm and savannah. Orchard was different in species composition compared to other land use system. This variation may explain by heterogeneity result in each habitat by human management and influence of surrounding environment as demonstrate between different type of habitat around Dja forest reserve by Tchoudjin *et al.* (2020a) [27]. The number of common and exclusive species between land use system was very low. It can explain by mechanized agriculture by the monks of Koutaba, agriculture practices by local population and pasture by a shepherd Peulh a local ethnic population in Cameroon. Economic interest of human influence the intensity of disturbance in some type of habitat (Tadu *et al.*, 2021) [28] and may explain why coffee farm was intensively manage by the monk, who produce syrup, jams and even ground coffee for selling.

Relation between ant and land use system

The number of specialist species was low in the coffee farm compared to palm grove and savannah. The high number of specialize ant species in savannah, suggest that savannah by their composition influence ant species richness and composition in palm grove, coffee farm and orchard at Koutaba. Nevertheless, the specificity of each land use system was at the base of the contrast between the ant community. By their structural characteristic and edge effect due to the proximity with savannah and crop plantation, palm grove and orchard provide similar ecological condition and may explain the high number of generalist ant species when comparing to the savannah. The variation of indicator species found in different land use system was related to the influence of environmental changes due to the various disturbances levels of the habitats by anthropic activities. However, the presence of these species allows us to observe changes in the population dynamics of other species with which they share a natural habitat and with which they maintain a complex biological interaction, such as predation and symbioses.

Variation of species abundance and distribution between land use system

Ant community was numerically dominated by *M. opaciventris* and *C. acvapimensis*. Both species were ground-dwelling ant species with arboreal habit, generally found in and open and disturbed habitat for *M. opaciventris* (Tchoudjin *et al.*, 2020 b) [29] and savannah for *C. acvapimensis* (Levieux, 1965) [30]. In agroforestry systems such as orchard (Kenne *et al.*, 2003) [31] and cocoa farm (Leston, 1971) [32], *M. opaciventris* and *C. acvapimensis* were generally associated to hemipteran and cause damage to the plants. Their numerical dominance in Koutaba may also related to the natural landscape dominated by savannah and low shade covered in wooded habitat. Ant community in palm grove and savannah was in competition for food and nesting site while in coffee farm and orchard ant community was still in reconstruction due to disturbance generate by human activities. A similar result was obtained in different land use system around Dja reserve forest by Tchoudjin *et al.* (2020 a) [29].

Conclusion

We have collected 90 ant species belonged to 30 genera and six subfamilies in coffee farm, palm grove, orchard and savannah at Koutaba. The subfamily Myrmicinae with 10 genera and 44 species was the richest subfamily. Palm grove was the richest land use system with 63 ant species while orchard was the less rich with 27 ant species. Ant community was dominated by *M. opaciventris*. Due to the disturbance and natural heterogeneity, ant community was permanently in recolonization process in the coffee farms and orchard and interspecific competition characterize ant community in the palm grove and savannah. Ant diversity and distribution at Koutaba change with land use system and the human activities related to agricultural practices and pasture.

References

1. Suspense IA, Binsangou S, Nzingoula S, Lisa L. Cartographie des Sites Forestiers de la Ville de Brazzaville dans la Période de 1946 à 2016 et Etude des Causes de la Déforestation. Revue Ivoirienne de Géographie des Savanes, 2017;3:1-72.
2. David AW. Communities and Ecosystems. Linking the above ground and below ground components in Monograph in population Biology. 34. Princetown University Press, New Jersey, USA, 2002, 392.
3. Lavelle P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. Biology International, 1996;33:3-16.
4. Konaté S, LE Roux X, Verdier B, Lepage M. Effect of underground fungus-growing termites on carbon dioxide emission at the point-and landscape-scales in an African savanna. Functional Ecology, 2003;17:305-314.
5. Konaté S, Le Roux X, Lepage M. Influence of the large termitaria on soil characteristics, soil water regime, and tree leaf shedding pattern in a West Africa. Plant and Soil, 1999;206:47-60.
6. Hölldobler B, Wilson EO. *the Ants. Massachusetts The Belknap Press of Harvard University Press Cambridge, 1990, 732.*
7. Dejean A, Djiéto-Lordon C, Orivel J. The plant ant Tetraponeraaethiops (Pseudomyrmecinae) protects its host myrmecophyte Barteria fistulosa (Passifloraceae) through aggressiveness and predation. Biological Journal of the Linnean Society, 2008;93:63-69.
8. Kaspari M. Body size and microclimate use in Neotropical granivorous ants. *Oecologia*, 1993;96:500-507. doi.org/10.1007/BF00320507
9. Andersen NA, Hoffman BD, Muller WJ, Griffiths AD. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. Journal of Apply Ecology, 2002;39:8-17.
10. Andersen AN. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. Journal of Biogeography, 1995;22:15-29.
11. Assis DS, Dos Santos IA, Ramos FN, Elena KBR, Majer JD, Vilela EF. Agricultural matrices affect ground ant assemblage composition inside forest fragments. PLoS ONE, 2018;13:e0197697. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197697.
12. Olivry JC. Fleuves et rivières du Cameroun. Office de la recherche scientifique et technique outre-mer. Paris, France, 1986, 745.

13. Sighomnou D. Analyse et redéfinition des régimes climatiques et hydrologiques du cameroun: perspectives d'évolution des ressources en eau. Thèse de Doctorat, Université de Yaoundé I, Cameroun, 2004, 291.
14. Delabie JHC, Koch E, Dodonov P, Caitano B, DaRocha W, Jahyny B, *et al.* Sampling and analysis methods for ant diversity assessment, 2021, 13–54 in J. C. Santos and G. W. Fernandes, editors. Measuring Arthropod Biodiversity - A Handbook of Sampling Methods. Springer, Cham.
15. Fisher BL, Bolton B. Ants of Africa and Madagascar. A guide of genera. University of California Press, 2016, 512.
16. Taylor B. *The ants of (Sub- Saharan African) Hymenoptera: Formicidae.* in W. Grazingfield, Nottingham, 11, NG11 7FN, U.K. Visiting Academic in the Department of Life Science, University of Nottingham., editor, 2010.
17. Tadu Z, Edoa S, Messop-Youbi EB, Guibaï JP, Fomekong Lontchi J, Aléné DS, *et al.* A comparative assessment on ant communities in three vegetation types located at Mfou suburban locality of Yaoundé (Cameroon). *Journal of insect biodiversity*,2021:026:015-030.
18. Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, *et al.* *vegan: Community Ecology Package.* R package version 2.0-2, 2011. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
19. Chazdon RL, Chao A, Colwell RK, Lin SY, Norden N, Letcher SG, *et al.* A novel statistical method for classifying habitat generalists and specialists. *Ecology*,2011:92(6):1332-1343.
20. Dufrêne M, Legendre P. Specie assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*,1997:67:345-366.
21. Tadu Z, Djiéto-Lordon C, Yede, Messop-Youbi EB, Fomena A, Babin R. Ant diversity in different cocoa agroforest habitats in the Centre Region of Cameroon. *African Entomology*,2014:22:388–404.
22. Levieux J. Le rôle des fourmis dans les réseaux trophiques d'une savane préforestière de Côte-d'Ivoire. *Annales Université d'Abidjan Serie E (Ecologie)*, T. V, fasc,1972:1:146-239.
23. Tadu Z, Djiéto-Lordon C, Babin R, Yede, Messop-Youbi EB, Fomena A. Influence of insecticide treatment on ant diversity in tropical agroforestry system: some aspect of the recolonization process. *International Journal of Biodiversity and Conservation*,2013:5(12):832-844.
24. Majer JD. The ant mosaic in Ghana cocoa farm. *Bulletin of Entomological Research*,1972:62:151-160.
25. Bizumungu G, Majer JD. The distribution of ants in a Rwandan coffee plantation and their potential to control pests. *African Entomology*,2019 27:159-166.
26. Stijn S. Ant community composition in relation to forest disturbance in a Bornean tropical peat swamp forest. MSc Thesis, Wageningen University, 2013, 34.
27. Tchoudjin GL, Tadu Z, Fomekong-Lontchi J, Kakam S, Aymélé-Choungmo SR, Kenfack-Fongang P, Massussi JA, Niba AS, Djiéto-Lordon C. Leaf litter-dwelling ant (formicidae) diversity in a tropical rainforest and agroforestry system, south region of Cameroon: implications for conservation management. *International journal of zoology studies*,2020 a:5:1-9.
28. Tadu Z, Edoa S, Messop-Youbi EB, Guibaï JP, Fomekong Lontchi J, Aléné DS, *et al.* A comparative assessment on ant communities in three vegetation types located at Mfou Suburban locality of Yaoundé (Cameroon). *Journal of Insect Biodiversity*,2021:026:015-030.
29. Tchoudjin GL, Tadu Z, Fomekong-Lontchi J, Kakam S, Aymélé-Choungmo SR, Kenfack-Fongang P, *et al.* Influence of season on leaf litter ant (Hymenoptera: Formicidae) diversity in the locality of Minko'o (Southern, Cameroon). *African journal of ecology*,2020b:58(4):796-814.
30. Levieux J. Description de quelques nids de fourmis de Côte d'Ivoire. *Bulletin de la Société Entomologique de France*,1965:70:259-265.
31. Kenne M, Djiéto-Lordon C, Orivel J, Mony R, Fabre A, Dejean A. Influence of Insecticide Treatments on Ant-Hemiptera Associations in Tropical Plantations. *Journal of Economic Entomology*,2003:96(2):251-258.
32. Leston D. Ants, capsids and swollen shoot in Ghana: Interactions and the implication for pest control. *Proceeding of the 3rd International Cocoa Research Conference Ghana, 1971, 205-221.*