

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE 8 MAI 1945-GUELMA

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et des Sciences de la
Terre et l'Univers

Laboratoire de Conservation des Zones Humides
Département d'Ecologie et Génie de l'Environnement



THESE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de
Doctorat 3^{ème} cycle en Sciences Biologiques

Option : Ecologie et conservation

Impact de *Gambusia holbrooki* dans les mares temporaires

Présentée par :
HAIACHEM Dalal

Devant le jury :

Présidente :	L. Souiki	Pr	Univ-Guelma
Directeur de thèse :	B. Samraoui	Pr	Univ-Annaba
Examinatrice :	K. Chakri	Pr	Univ-Annaba
Examinatrice :	N. Grara	MCA	Univ-Guelma
Examineur :	R. Nedjah	MCA	Univ-Guelma

Année Universitaire : 2017/2018

REMERCIEMENTS

Je remercie avant tout dieu le tout puissant, qui m'a aidé à réaliser ce travail

Mes vifs remerciements à Madame Souiki Lynda Professeur à l'université de Guelma, malgré de multiples occupations, me fait l'honneur de présider ce jury. Je suis très sensible au fait qu'elle ait consacré une partie de son temps à examiner mon travail à la lumière de son expérience, à rédiger un rapport et à faire partie de mon jury.

Mes vifs remerciements et mes sentiments de sympathie vont également à Madame Chakri Khemissa Professeur à l'université d'Annaba. Dr Grara Nedjoud, Maître de conférences à l'université de Guelma. Dr Nedjah Riad, Maître de conférences à l'université de Guelma, pour avoir accepté d'être rapporteurs de cette thèse, pour avoir jugé ce travail et pour leurs conseils importants.

Mes chaleureux remerciements vont en particulier à mes deux directeurs de thèse Mr Samraoui Boudjema , Professeur à l'université d'Annaba et Mm Chenafi Farrah, Professeur à l'université de Guelma et directrice du laboratoire de recherche et de Conservation des Zones Humides de Guelma, qui m'ont guidé et orienté en prodiguant leurs conseils précieux et leurs encouragements. Je les remercie pour la confiance qu'ils m'ont accordée en me proposant ce travail.

Enfin, je tiens à exprimer toute ma gratitude à tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation pratique de ce manuscrit comme : Mon père, Mr Hayahoum Abdel malek, Dr Touati, Mme Benslimane, Dr Drissi, Mme Mekki. Je leurs dis, ici, combien j'ai apprécié leurs aide et leurs amabilité.

Dédicaces

Au terme de ce travail, mes profondes dédicaces vont :

A mes chers parents.

A mes chers sœurs: Alima, Imen, Chahrazed, Wided,

Asma

A mes frères : Samir, Zizou.

A mon mari Abdel malek, à mon petit prince mon fils

Adib

A mes amies : Samia, Touha, Nouara et Zineb Sara,

Besma

A tous qui liront et apprécieront ce travail.

Dalal

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Données thermométriques moyennes en (°C) de la région d'El Tarf calculées sur la période 1983 -2013 (Bouriachi, 2016).....	17
Tableau 2. Moyennes mensuelles de la vitesse du vent (km/h) pour la période allant de 1983 à 2013 (Bouriache, 2016).....	17
Tableau 3. Listes des sites avec les coordonnées de (GPS) et l'information typologique.....	22
<hr/>	
Tableau 4. Matrice des corrélations entre les paramètres biotiques et abiotiques mesurés.....	50
Tableau 5. Corrélations entre les variables et les facteurs après rotation (Varimax).....	54
<hr/>	
Tableau 6. Check-list des d'espèces d'Hémiptères dans les 24 mares de prélèvements.....	72
Tableau 7. Check-list des d'espèces de Coléoptères dans les 24 mares de prélèvements.....	73
<hr/>	
Tableau 8. Estimation de paramètres pour l'analyse de l'effet de différentes densités de <i>Gambusia</i> sur le total du zooplancton, Cladocera et Anostraca.....	76
Tableau 9. Estimation de paramètres pour l'analyse de l'effet de différentes densités de <i>Gambusia</i> sur Copepoda, Calanoida, Cyclopoida et Ostracoda.....	81
Tableau 10. Corrélations entre les variables et les facteurs après rotation (Varimax).....	90
<hr/>	
Tableau 11. Les différentes proies identifiées dans les contenus stomacaux du <i>G. holbrooki</i> dans les mares temporaires El Feid (2012).....	93
Tableau 12. Variation mensuelle des différentes catégories composant le régime alimentaire de <i>G. holbrooki</i> dans les mares temporaires El Feid (2012).....	106

LISTE DES FIGURES

Fig.1 ► Anatomie externe de <i>Gambusia holbrooki</i>	7
Fig.2 ► Cycle de vie de la Gambusie.....	10
<hr/>	
Fig.3 ► Carte de localisation des mares temporaires d'El-Feid.....	16
Fig.4 ► Situation des stations météorologiques de référence pour le climat de la Numidie orientale dans le Climagramme d'Emberger.....	19
Fig.5 ► Précipitations moyennes mensuelles (PP) et nombre de jours de pluies total mensuel (JP) de la région durant la période allant de 1983 à 2013 (Bouriache, 2016).....	20
Fig.6 ► Humidité relative moyenne de la région au cours de la période 1983-2013 (Bouriache, 2016).....	20
Fig.7 ► Représentation photographique de quelques mares temporaires El Feid. Photos prises par D. Haiahem (15.12.2011).....	24
Fig.8 ► Représentation photographique de quelques mares temporaires El Feid. Photos prises par D. Haiahem (15.12.2011).....	25
<hr/>	
Fig.9 ► Le site d'échantillonnage de l'année 2012.....	29
<hr/>	
Fig.10 ► (a) Valeurs moyennes et (b) « boîtes à moustaches » pour le paramètre température d'eau sur les mares d'El Feid.....	39
Fig.11 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types de la température d'eau et (b) la profondeur sur les mares d'El Feid.....	40
Fig.12 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour le paramètre profondeur d'eau dans les mares de d'El Feid.....	42
Fig.13 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour la conductivité sur les mares temporaires d'El Feid.....	44
Fig.14 ► Valeurs moyennes et écarts-types de la conductivité (a) et la transparence (b) sur les mares temporaires d'El Feid.....	45

Fig.15 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour la transparence dans les mares temporaires d’El Feid.....	46
Fig.16 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour le recouvrement végétal hydrophytes sur les mares d’El Feid.....	51
Fig.17 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types du recouvrement végétal hydrophytes et hélrophytes (b) sur les mares d’El Feid	52
Fig.18 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour le recouvrement végétal hélrophytes sur les mares d’El Feid.....	53
Fig. 19 ► Projection dans le premier plan principal après une rotation du type « Varimax » des 6 variables mesurées sur l’ensemble des mares d’El Feid.....	55
Fig.20 ► Représentation des sites avec et sans <i>Gambusia holbrooki</i> en fonction des deux composantes principales définies par la figure 19.....	55



Fig.21 ► (a), (b), (c), (d) Répartition quantitative des taxa faunistiques des mares temporaires d’El Feid (janvier – mai 2012).....	57
Fig.22 ► (a) Richesse spécifique, (b) Abondance de la macro faune aquatique dans les mares d’El Feid.....	58
Fig.23 ► (a) Indice de Shannon, (b) indice d’équitabilité de la macro faune aquatique dans les mares d’El Feid.....	60
Fig.24 ► L’indice de Margalaf de la macro faune aquatique dans les mares d’El Feid	61
Fig.25 ► Abondance des amphibiens dans les mares temporaires d’El Feid.....	61
Fig.26 ► (a) Variation mensuelle de <i>Discoglossus pictus</i> , (b) <i>Hyla méridionalis</i> sur les mares temporaires d’El Feid.....	63
Fig.27 ► Variation mensuelle de <i>Pleurodeles poireti</i> dans les mares temporaires d’El Feid.....	64
Fig.28 ► Abondance des insectes sur les mares temporaires d’El Feid.....	64
Fig.29 ► Abondance des Odonates sur les mares temporaires d’El Feid.....	66
Fig.30 ► Variation mensuelle de d’Aeschnidea dans les mares temporaires d’El Feid.....	66
Fig.31 ► (a)Variation mensuelle de Zygoptera (b) Libellulidea dans les mares temporaires d’El Feid.....	67
Fig.32 ► Abondance des Diptères dans les mares temporaires d’El Feid.....	69
Fig.33 ► Variation mensuelle de L. Chironomidae dans les mares temporaires	69

Fig.34► (a) Variation mensuelle de Culicidés, (b) L. Diptères indéterminés dans les mares temporaires d'El Feid.....70

Fig.35► (a) Variation mensuelle des Ephéméroptères, (b) Hémiptères dans les mares temporaires d'El Feid.....74

Fig.36► Variation mensuelle des Coléoptères, dans les mares temporaires d'El Feid.....75

Fig.37► Changement mensuel du zooplancton dans les mares d'El Feid : (a) total de zooplancton, (b) Cladocera, (c) Anostraca.....78

Fig.38► (a) Variation mensuelle et (b) « boîtes à moustaches » des Cladocères sur 24 mares temporaires de prélèvements79

Fig.39► (a) Variation saisonnière, (b) boîtes à moustaches » des Anostracés au mois de mars dans les mares d'El Feid.....80

Fig.40► Changement mensuel du zooplancton dans les mares d'El Feid : (a) Copepoda (a), Calanoida (b), Cyclopoida (c).....84

Fig.41► (a) Variation mensuelle et (b) « boîtes à moustaches » des Copépodes dans les mares d'El Feid.....85

Fig.42► (a) Variation mensuelle et (b) « boîtes à moustaches » des Copépodes calanoides dans les mares temporaires d'El Feid.....86

Fig.43► (a) Variation mensuelle et (b) « boîtes à moustaches » des Copépodes cyclopoides sur 24 mares temporaires de prélèvements.....87

Fig.44► (a) Variation mensuelle des Copépodes harpaticoides dans les mares d'El Feid.....88

Fig.45► Variation mensuelle des *Ostracoda* dans les mares d'El Feid.....88

Fig.46► (a) Variation mensuelle et (b) « boîtes à moustaches » des Ostracodes dans les mares temporaires d'El Feid.....89

Fig.47► Projection dans le premier plan principal des 7 taxons de zooplancton après une rotation du type « Varimax ».....91

Fig.48► Représentation des mares avec et sans *Gambusia holbrooki* en fonction des deux composantes principales définies dans la figure 46.....91

Fig.49► (a), (b), (c) Variation du coefficient de vacuité en fonction des mois chez *G.holbrook*.....96

Fig.50 ▶ (a) Fréquences (b) Abondances relatives des différentes proies de microinvertébrés.....	97
Fig.51 ▶ (a) Fréquences (b) Abondances relatives des différentes proies de macroinvertébrés.....	98
Fig.52 ▶ (a) Fréquences (b), (c) Abondances relatives des différentes proies de micro et macro invertébrés au mois de janvier.....	100
Fig.53 ▶ (a) Fréquences (b), (c) Abondances relatives des différentes proies de micro et macro invertébrés au mois de février.....	101
Fig.54 ▶ (a) Fréquences (b), (c) Abondances relatives des différentes proies de mico et macro invertébrés au mois de mars.....	102
Fig.55 ▶ (a) Fréquences (b), (c) Abondances relatives des différentes proies de micro et macro invertébrés au mois d'avril.....	103
Fig.56 ▶ (a) Fréquences (b), (c) Abondances relatives des différentes proies de micro et macro invertébrés au mois de mai.....	104
Fig.57 ▶ Evolution mensuelle du régime alimentaire de <i>G. holbrooki</i> dans les mares temporaires d'El Feid (2012).	

SOMMAIRE

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

INTRODUCTION

CHAPITRE I: BIOLOGIE DE *GAMBUSIA HOLBROOKI*

I.1. <i>Gambusia holbrooki</i>	5
I.1.1. Taxonomie	5
I.1.2. Morphologie	6
I.1.3. Distribution	6
I.1.4. Ecologie	8
I.1.5. Régime alimentaire	8
I.1.6. Comportement	8
I.1.7. Reproduction	9
I.1.8. Compétition et prédation	9
I.1.9. Impact de <i>Gambusia</i>	11
I.1.9.1. Impacts sur les macroinvertébrés	11
I.1.9.2. Impacts sur le zooplancton	12
I.1.9.3. Impacts sur les amphibiens	12

CHAPITRE II : PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

II. Cadre générale sur la zone d'étude	14
II.1. Description de la zone d'étude	14
II.1.1. La Numidie orientale	14
II.1.2. Les mares temporaires d'El Feid	14
II.2. Climatologie	15
II.2.1. La température	15
II.2.2. La pluviométrie	15
II.2.3. L'humidité	18
II.3. Bioclimat	18

II.3.1. Climagramme d'Emberger	18
II.3.2. Diagramme ombro-thermique de Bagnouls et Gaussen.....	21

CHAPITRE III : MATERIEL ET METHODES

III. Matériel et Méthodes.....	27
III.1. Choix du site d'étude.....	27
III.2. Sur le terrain.....	27
III.2.1. Echantillonnage.....	27
III.2.1.1. Les macrosinvertébrés.....	28
III.2.1.2. Le zooplancton.....	28
III.3. Au laboratoire.....	28
III.3.1. Les macroinvertébrés.....	28
III.3.2. Le zooplancton.....	30
III.3.3. Le Régime alimentaires de <i>Gambusia holbrooki</i>	30
III.3.3.1. Techniques biométriques.....	30
III.3.3.1.1. Mensurations et pesées.....	30
III.3.3.1.2. Dissection	30
III.3.3.1.3. Examen des contenus intestinaux	30
III.4. Analyses statistiques des données	31
III.4.1. L'organisation d'un peuplement	31
III.4.2. Description de la structure d'un peuplement	31
III.4.3. Analyse factorielle des correspondances (AFC).....	33
III.5. Analyses des données du régime alimentaire de <i>Gambusia holbrooki</i>	34
III.5.1. Détermination et analyse des différentes proies ingérées.....	34
III.5.2. Définition des indices et du coefficient employés.....	34
III.5.2.1. Indice de fréquence d'une proie (F).....	35
III.5.2.2. Le pourcentage en nombre (Cn).....	35
III.5.2.3. Coefficient de vacuité (Cv).....	35

CHAPITRE IV : RESULTATS ET DISCUSSION

IV.1. Résultats.....	37
IV.1.1. Etude abiotiques, biotiques des mares temporaires et <i>G. holbrooki</i>	37
IV.1.1.1. La température de l'eau.....	37

IV.1.1.2. La profondeur d'eau	41
IV.1.1.3. La conductivité.....	43
IV.1.1.4. La transparence de l'eau.....	43
IV.1.1.5. Le recouvrement végétal.....	47
IV.1.1.5.1. Les végétations hydrophytes.....	48
IV.1.1.5.2. Les végétations hélophytes.....	48
IV.1.1.6. Corrélations entre les paramètres.....	49
IV.1.2. Impact de <i>Gambusia holbrooki</i> sur la macrofaune aquatique.....	56
IV.1.2.1. Peuplement des vertébrés et invertébrés.....	56
IV.1.2.2. Variation spatiotemporelle de la richesse spécifique.....	56
IV.1.2.3. Variation spatiotemporelle de l'abondance faunistique.....	59
IV.1.2.4. L'indice de diversité.....	59
IV.1.2.4.1. L'indice de Shannon.....	59
IV.1.2.4.2. L'indice d'Equitabilité.....	59
IV.1.2.4.3. L'indice de Margalaf.....	59
IV.1.2.5. Caractéristiques de peuplements vertébrés et invertébrés.....	62
IV.1.2.5.1. Les amphibiens.....	62
IV.1.2.5.2. Les insectes aquatiques.....	62
IV.1.2.5.2.1. Les Odonates.....	65
IV.1.2.5.2.2. Les Diptères.....	68
IV.1.2.5.2.3. Les Ephéméroptères.....	71
IV.1.2.5.2.4. Les Hémiptères.....	71
IV.1.2.5.2.5. Les Coléoptères.....	72
IV.1.3. Impact de <i>Gambusia holbrooki</i> sur le zooplancton.....	76
IV.1.3.1. Composition spécifique du zooplancton des mares temporaires El Feid.....	76
IV.1.3.1.1. Les Cladocères	77
IV.1.3.1.2. Les Anostracés	77
IV.1.3.1.3. Les Copépodes	82
IV.1.3.1.4. Les Ostracodes	83
IV.1.3.3. Traitement des données par l'AFC.....	90

IV.1.4. Régime alimentaire de <i>Gambusia holbrooki</i> dans les mares temporaires.....	92
IV.1.4.1. Analyse qualitatif.....	92
IV.1.4.2. Analyse quantitatif.....	94
IV.1.4.2.1. Coefficient de vacuité en fonction des mois.....	94
IV.1.4.2.2. Analyse globale du régime alimentaire de <i>G. holbrooki</i>	94
IV.1.4.2.2.1. La fréquence d'une proie.....	94
IV.1.4.2.2.2. Abondance relative en nombre.....	95
IV.1.4.2.3. Variation mensuelle des catégories composant le régime alimentaire de <i>G. holbrooki</i>	95
IV.1.4.2.4. Evolution mensuelle des principales catégories alimentaires.....	105
IV.2. Discussion générale.....	109
IV.2.1. Paramètre abiotiques et <i>G. holbrooki</i>	109
IV.2.2. L'impact de <i>G. holbrooki</i> sur la macrofaune aquatique.....	110
IV.2.3. L'impact de <i>Gambusia holbrooki</i> sur le zooplancton.....	113
IV.2.4. Régime alimentaire de <i>Gambusia holbrooki</i> dans les mares temporaires.....	117
CONCLUSION	119
RESUMES	122
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	126
ANNEXE	



INTRODUCTION GENERALE



Introduction

Les zones humides présentent une grande diversité de milieux naturels ou modifiés, de localisation, de forme, de taille, de fonctionnements hydrologiques et d'usages. Cela s'est traduit par une multitude de définitions à travers le monde et une relative difficulté à leur appliquer une définition unique (Annani, 2013). En 1998, Barnaud, a défini ces zones humides comme « des terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année ».

L'Algérie est un vaste pays doté d'une riche palette de zones humides (Samraoui & Samraoui, 2008). Elle présente un climat et une topographie variée. Selon Samraoui et De Bélair (1998), le Nord-est algérien possède un ensemble de zones humides unique au Maghreb par sa dimension et sa diversité : lacs, étangs, oueds,... forment une mosaïque de biotopes remarquables ou l'on peut voir l'existence des espèces endémiques, boréales et tropicales dans un secteur qui rassemble plus de la moitié de la faune et de la flore aquatique du pays.

En Algérie, l'étude des zones humides est relativement ancienne (Gauthier, 1928 ; Braun-Blanquet, 1936 ; Chevassut, 1956 ; Chevassut & Quézel, 1956 ; Géhu *et al.*, 1993 ; 1994 ; Bensettiti & Lacoste, 1999). Depuis une dizaine d'années le laboratoire de Recherche et des Zones Humides (L.R.Z.H) a conduit une étude systématique des écosystèmes aquatiques afin de comprendre l'organisation, la structure, le fonctionnement et la diversité faunistique et floristique de ces milieux (Samraoui *et al.*, 1992 ; De Bélair & Samraoui, 1994 ; Samraoui & de Bélair, 1997, 1998 ; Layachi, 1997 ; Terki, 1997 ; Bounaceur, 1997 ; Mekki, 1998 ; Khelifi, 1998 ; Metallaoui, 1999 ; Boukhadcha, 1999 ; Redaounia, 1999 ; Hammoudi, 1999 ; Hammouda, 2000 ; Sebti, 2001 ; Benslimane, 2001 ; Necibi, 2001 ; Chaib, 2002 ; Samraoui & Dumont, 2002 ; Samraoui, 2002 ; Zouaidia, 2003 ; Menai, 2005 ; Chakri, 2007 ; Touati, 2008 ; Boucenna *et al.*, 2009 ; Bouhala *et al.*, 2009 ; Redaounia, 2009).

L'une des catégories de ces zones humides est les mares temporaires qui sont des étendues d'eau dormante, de faible superficie et de faible profondeur pouvant atteindre 2 mètres (Chaib, 1997). D'après Samraoui (in Grillas, 2004), ces mares temporaires sont les hydro systèmes les plus communs et les plus caractéristiques. Elles représentent sans doute un des milieux les plus remarquables mais aussi les plus menacés du monde méditerranéen (Grillas *et al.*, 2004).

En 2006, un plan de recherche de longue durée sur les mares temporaires de la Numidie, dans le Nord-est algérien a été mis en place. Cette étude a été initiée par le laboratoire de recherche des zones humides (Université d'Annaba) et poursuivie par le LCZH (Université de Guelma) pour objectif d'améliorer nos connaissances de la structure et du fonctionnement des mares temporaires méditerranéennes (Samraoui, 2008). Les stratégies adaptatives mises en œuvre par nombre d'espèces des mares temporaires pour assurer leur survie sont souvent remarquables et complexes. De ce point de vue, ces milieux représentent un matériel idéal pour analyser l'impact de poisson exotique *Gambusia* sur les progrès adaptatifs survenant sur ses populations. Selon Lockwood (2007) les espèces exotiques dans ces milieux peuvent parfois conduire à l'élimination des espèces natives par des processus de prédation et de compétition ou par détérioration de leurs habitats, par transmission de maladies ou encore par hybridation avec ces dernières. Leur impact sur les populations natives se répercute également à des échelles plus larges, puisqu'elles peuvent modifier la structure des communautés et le fonctionnement des écosystèmes. En effet, Samraoui (2008) a signalé que la facilité avec laquelle les mares se prêtent à la bio manipulation les rend intéressantes pour la recherche. L'approche descriptive initiale adoptée en Numidie a été complétée par une approche expérimentale. Un complexe de 15 mares naturelles a servi d'arène pour tester l'influence de l'introduction de poissons exotiques comme la Carpe commune *Cyprinus carpio* et la Gambusie comme *Gambusia affinis* sur les populations fauniques des mares temporaires (Samraoui, 2008).

Au cours de cette étude, nous nous intéresserons au potentiel d'invasion de *Gambusia holbrooki*. Ce poisson prédominant est représenté à lui par trente espèces dont la plupart sont rares et limitées dans leur distribution (Rosen & Bailey, 1963) dont *Gambusia holbrooki* est l'une des espèces de poissons allochtones la plus abondante en Algérie, Elle a été utilisée comme agent de lutte contre les moustiques (Ghrab & Bouattour, 1999).

En effet, ce poisson ovovivipare a fait l'objet de plusieurs études sur le plan écologique et toxicologique (Boyd & Ferguson, 1964 ; Keklak *et al.* , 1994 ; Bortone & Cody, 1999 ; Dreze *et al.*, 2000 ; Orlando *et al.*, 2002 ; Sivagnaname & Kalyanasundaram, 2004 ; Zaidi & Soltani, 2010), biologique (Gary, 1990 ; Beldi, 1993 ; Pyke, 2005), et endocrinologique (Drysdale & Bortone, 1989 ; Bortone & Davis, 1994 ; Rosa-Moliner *et al.*, 1998 ; Tolar *et al.*, 2001 in Beldi, 2007). Relativement peu d'études, mis à part celles de Hulbert *et al.* (1972), Hulbert & Mulla (1981), se sont penchés sur l'impact de *Gambusia affinis* sur la structure des communautés aquatiques.

En Algérie *Gambusia* a fait l'objet de différentes études sur la physiologie et la reproduction (Beldi, 2007 ; Bounaceur, 1997). Ainsi Ouali (1997) a observé l'influence de quelques facteurs internes et externes sur les principales phases du cycle de reproduction, une étude sur l'écophysiologie de la reproduction a été réalisée par Beldi (1993, 2001) ; Tidjani (1997) a étudié la topographie et la structure des mécanorécepteurs. Des travaux réalisés sur la détermination de l'impact de quelques insecticides sur la reproduction et la croissance ont été réalisés par Aissaoui (1998), Soltani *et al.*, (1999), Bouzioukh (2000).

En effet, les travaux entrepris sur la Gambusie, ont été menés dans trois sites d'études du Parc National d'El-kala : lac Tonga, lac Oubeira et Oued Bouarroug principal affluent du lac Melleh (Bounaceur, 1997 ; Guebailia, 2012). Les divers types examens du régime alimentaire de *Gambusia affinis* ont montrés qu'il a été diversifié selon les saisons. Cette étude a confirmé que la présence de *Gambusia affinis* dans les lieux étudiés représentait une menace réelle sur les écosystèmes aquatiques. D'autres études (Mansfield & Mcardle, 1998 ; Saúl *et al.*, 2004), ont démontrés l'impact de *Gambusia affinis* sur les diverses populations d'invertébrés, zooplancton (Vignes, 1995 ; Layachi, 1997 ; Cabral, 1998 ; Garcia-Berthou, 1999 ; Fiorenza *et al.*, 2001). Un impact important de l'introduction de *Gambusia affinis* affecte également la vulnérabilité des amphibiens et de certains macroinvertébrés (Morgan & Buttemer, 1996 ; Cameron & Jossel, 1997 ; Mekki, 1998 ; Metalloui, 1999 ; Redouania, 1999 ; Hammouda, 2000 ; Hamer *et al.*, 2002 ; Stanback, 2010).

Le but de notre étude est de prédire les risques de colonisation de *G. holbrooki* à l'aide de différents outils de modélisation pour identifier leurs effets sur les mares temporaires d'El Feid. Nous analyserons alors les impacts négatifs potentiels de la gambusie sur les communautés natives de ces mares.

Notre travail comporte quatre parties principales :

La première donne un aperçu général sur le poisson *Gambusia holbrooki* avec un rappel historique des travaux déjà effectués au monde. La seconde porte sur la description générale des biotopes échantillonnés alors que la troisième est consacrée au matériel et aux méthodes d'échantillonnage.

Pour finir, la dernière qui rassemble les résultats marquants de cette étude et le bilan du travail réalisé. Quelques propositions de recherches souhaitées pour conforter et poursuivre ces travaux y sont également exposées.



CHAPITRE I

La biologie de *Gambusia holbrooki*



I.1. *Gambusia holbrooki*

Gambusia a été clairement décrit comme la « mauvaise herbe des animaux » de notre environnement aquatique, en raison de sa capacité à se reproduire rapidement, se disperser et occuper divers habitats, au détriment des espèces indigènes. Ce petit poisson introduit est également très agressive et prédatrice (Denby, 2003).

I.1.1. Taxonomie

Gambusia holbrooki (Girard, 1859) est un Poeciliidae (ordre des Cyprinodontiformes), originaire de l'Amérique du Nord (Spillmann, 1961 ; Ghrab & Bouattour, 1999). Cette famille présente 30 genre et 293 espèces (Nelson, 1994 ; Beaudoin, 2007) Il y a environ 30 espèces du genre *Gambusia* dont la plupart sont rares et limitées dans leur distribution (Rivas 1963 ; Rosen & Bailey 1963).

Le nom générique *Gambusia* est dérivé d'un mot cubain Gambusino, ce qui ne signifie « rien, de peu d'importance ». En outre, en latin le mot signifie aussi « rien » (Clunie *et al.* 2002 in Pyke, 2005).

G. holbrooki appartenant à la famille des Poeciliidae, dont la position systématique est la suivante :

Règne	Animal
Embranchement	Chordata
Sous-embranchement	vertébrés
Super-Classe	Osteichthyes
Classe	Actinoptérygiens
Ordre	Cyprinodontiformes
Famille	Poeciliidae
Genre	<i>Gambusia</i>
Espèce	<i>holbrooki</i>
Nom scientifique	<i>Gambusia holbrooki</i>

I.1.2. Morphologie

Gambusia holbrooki est l'une des nombreuses espèces de poissons ayant une taille qui ne dépasse pas 63 mm chez la femelle, tandis que chez le mâle, elle est en général inférieure à 37 mm (McDowall 1996 ; Oscoz *et al*, 2008 ; Cabral & Marques, 1999). La Gambusie est spécifique par leur corps robuste, grandes écailles cycloïdes, et possède une tête plate, une bouche s'ouvrant vers le haut (Karolak, 2006). Ils possèdent de fortes dents coniques et un œsophage raccourci et l'intestin, qui sont des traits typiques de poissons prédateurs (Pyke, 2005). Ils ont généralement un dos brun-olive, côtés gris-bleu et sont blanc-argent sur leur face inférieure (Lintermans, 2007). La nageoire caudale est forte, convexe, presque en demi-cercle. Les nageoires dorsales et caudales sont pointillées finement en noir. Chez le mâle, la grande nageoire anale est remplacée par un petit tube d'insémination appelé gonopode, qui a 3 mm de long, ce dernier est utilisé lors du transfert du sperme dans l'organe génital femelle, durant la copulation (McDowall 1996 ; Peden, 1972). Cette différence n'existe pas chez les alevins de moins de 3 mois dont le sexe est encore indéterminé.

I.1.3. Distribution

Gambusia holbrooki est originaire de la région côtière du sud-est des Etats-Unis d'Amérique (sous 40° de latitude Nord ; Krumholz, 1948 in Denby, 2003).

Aujourd'hui, la Gambusie est un des poissons d'eau douce qui a la répartition géographique la plus étendue. Cette espèce est le résultat des programmes de contrôle des populations de moustiques menés dans de nombreuses régions tropicales ou tempérées au cours du XXème siècle (Beaudoin, 2007).

En Algérie elle a été introduite pour la première fois en 1928, en provenance de l'Amérique latine, dans le cadre de la lutte biologique contre les larves d'Anophèles responsables du paludisme. L'opération de repeuplement a été initiée pour la première fois dans le bassin de Khemissa près de Souk-Ahras (Beldi, 1993). En 1969, un programme de l'O.M.S. opère un empoisonnement des zones humides de l'ex-Wilaya d'Annaba (Arab, 1981). Une dernière campagne d'empoisonnement est effectuée en 1987 (in Beldi, 1993 ; in Bounnaceur, 1997). Elle est présente dans plus de 80% des mares et étangs du Nord Est Algérien (Samraoui & De Belair, 1997) ; on la trouve même au Sahara. On note sa présence dans les fougara d'Addrar et de Timimou (Boukhamza *et al*, 2008).

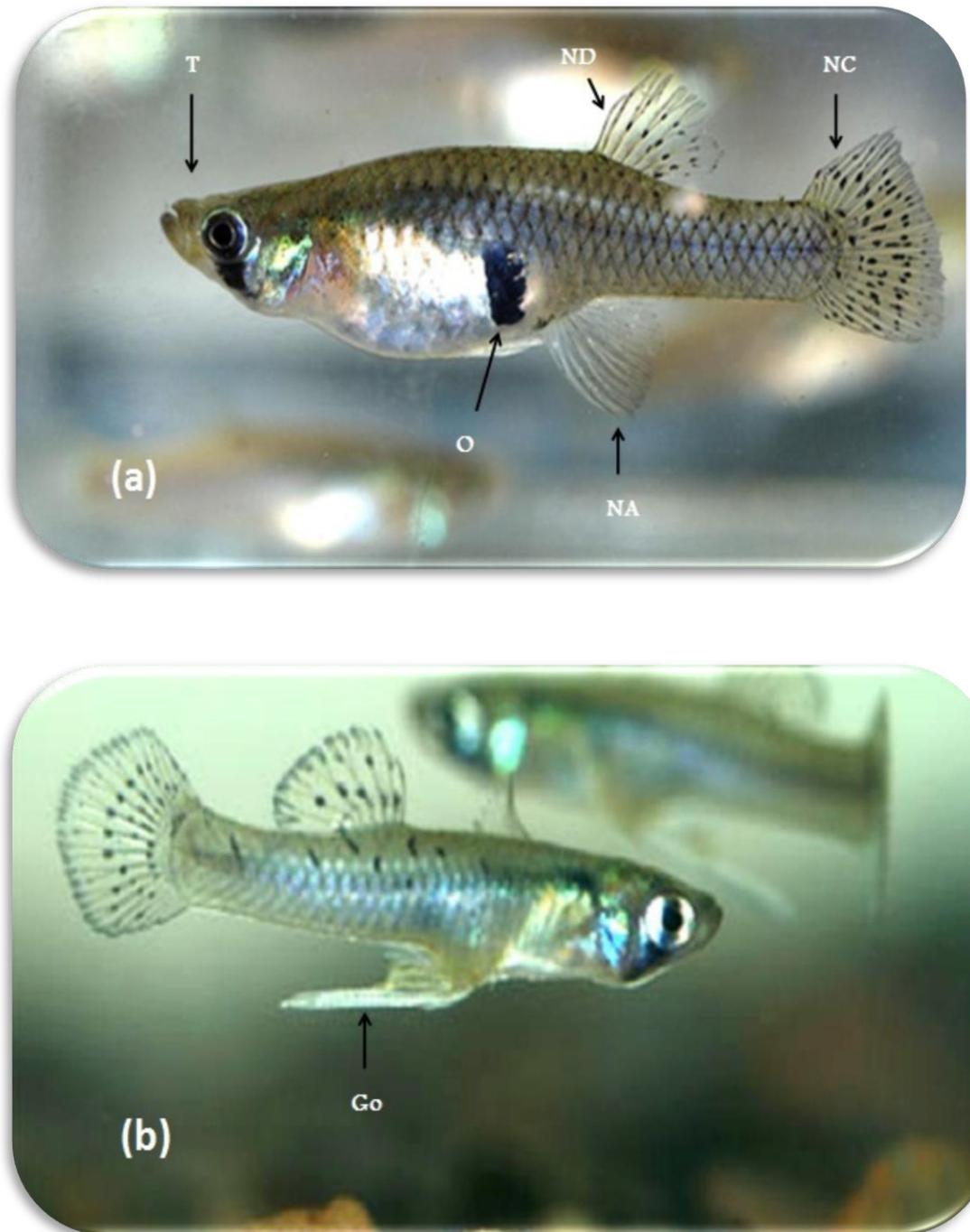


Fig.1 ► Anatomie externe de *Gambusia holbrooki* [1]

(a) femelle.

(b) mâle

ND : nageoire dorsale, NA : nageoire

NC : nageoire caudale

O : ovaire, T : tête, Go : gonopode

I.1.4. Ecologie

Gambusia holbrooki est une espèce robuste vivant dans toutes sortes de petits étangs, fossés et marais, elle fréquente les eaux peu profondes dormantes ou faiblement courantes (ruisseaux, rivières), occupe à eaux claires ou troubles, douces ou saumâtres, pas trop froides souvent éphémères, chaudes et riches en végétation. Elle occupe les biotopes les plus divers (petits étangs, fossés, mares, oueds, etc.). Elle a été introduite dans les puits, les mares, les bassins (Bruton, 1988 in Touchi *et al.*, 2013).

Ce sont des poissons très résistants, qui s'adaptent à tous les facteurs abiotiques, aux conditions climatiques et hydrologiques défavorables et même à des modifications considérables du contenu climatique et biologique de l'eau (Bounaceur, 1997).

I.1.5. Régime alimentaire

La Gambusie est un omnivore opportuniste qui a une préférence pour la nourriture animale (Pyke, 2005 ; Lockwood *et al.*, 2007), donc un prédateur généraliste qui adapte son régime alimentaire en fonction de la disponibilité des proies (Arthington, 1989). *Gambusia* se nourrit d'une gamme variée d'insectes terrestres tels que les fourmis et les mouches qui tombent sur la surface de l'eau, ainsi que des invertébrés aquatiques, y compris des insectes, les Coléoptères, les larves et aussi Zooplancton (Arthington, 1989; McDowall, 1996; El Bouhali *et al.*, 2008). Ainsi, basée sur l'étude des contenus stomacaux, une très large gamme de proies a été décrite : Insectes, Araignées, Vers, Mollusques, Diatomées, des juvéniles d'autres espèces de poissons et de gambusies, larves et œufs d'amphibiens (Arthington, 1989 ; Hamer *et al.*, 2002).

Les gambusies s'alimentent pendant la journée et se fondent sur la vue pour détecter, dépister et attaquer leurs proies (Swanson & Cech, 1996). D'après Arthington et Marshall (1999), plus de 50% de sa nourriture est trouvée à la surface de l'eau (Beaudoin, 2007).

I.1.6. Comportement

Gambusia est une espèce diurne qui fait appel à ses capacités visuelles pour son alimentation, sa sélection sexuelle et son évitement des prédateurs (Bruslé, 2001).

Son cycle biologique (Fig.2) et ses diverses activités sont sous contrôle thermique. Elle ne supporte pas les basses températures. La température optimale se situe à 25C° (Vignes, 1995).

I.1.7. Reproduction

Chez *G. holbrooki*, comme chez tous les Poeciliidae ovovivipares, l'ovaire est impair et possède en son centre une cavité dite chambre ovarienne. Au moment de l'insémination, les spermatozoïdes sont emmagasinés dans le repli de l'épithélium qui tapisse la cavité ovarienne.

Leur survie est très longue puisqu'une femelle peut être l'objet de 4 à 5 gestations successives sans nouvelle insémination (Chambolle, 1973).

Leur période de fécondation s'étale du mois de mars à septembre et leur fécondité tend à augmenter avec la taille mais diminue avec l'âge (Swanso *et al*, 1966 in Bouzeraa, 2010). La relation entre le nombre d'œufs et la taille des poissons varie au cours de la période de ponte. Au mois de juin la fécondité est optimale (55.1 œufs /individu) pour des géniteurs de grandes tailles, puis la longueur du corps et la fécondité vont ensuite décroître régulièrement. En fin de saison, les femelles de tailles comprises entre 27 et 39 mm ne donneront qu'un faible nombre d'alevins. Estimée en régression linéaire pour un individu de 35 mm, la baisse de fécondité est nettement visible au cours de la période de reproduction : 29 à 31 œufs en mai-juin et seulement 10 en septembre (Vignes, 1995).

A la naissance, les alevins ont tous le même état de développement. Au moment de la parturition ils quittent leur mère et gagnent le milieu externe. La femelle prend part activement à l'expulsion des embryons car au moment de leur sortie, elle est animée de contractions abdominales (Chambolle, 1973).

I.1.8. Compétition et prédation

L'introduction de la gambusie en Corse, à la fin du XIX siècle, à des fins de lutte antipaludique, n'a pas eu d'importance écologique sur le Cyprinodonte de Corse *Aphanius fasciatus* (Roche & Matei, 1997 in Bruslé, 2001).

Dans les marais de Camargue, des oiseaux piscivores (*Ardea cinerea*, *Egretta garzetta*...) sont des prédateurs de gambusies et consomment préférentiellement des femelles qui, mûrs et gravides, représentent des proies profitables (gain énergétique x 5 à 25 par Comparaiso avec une forte majorité des mâles, dans les zones fréquentées par les oiseaux (Britton & Moser, 1982).

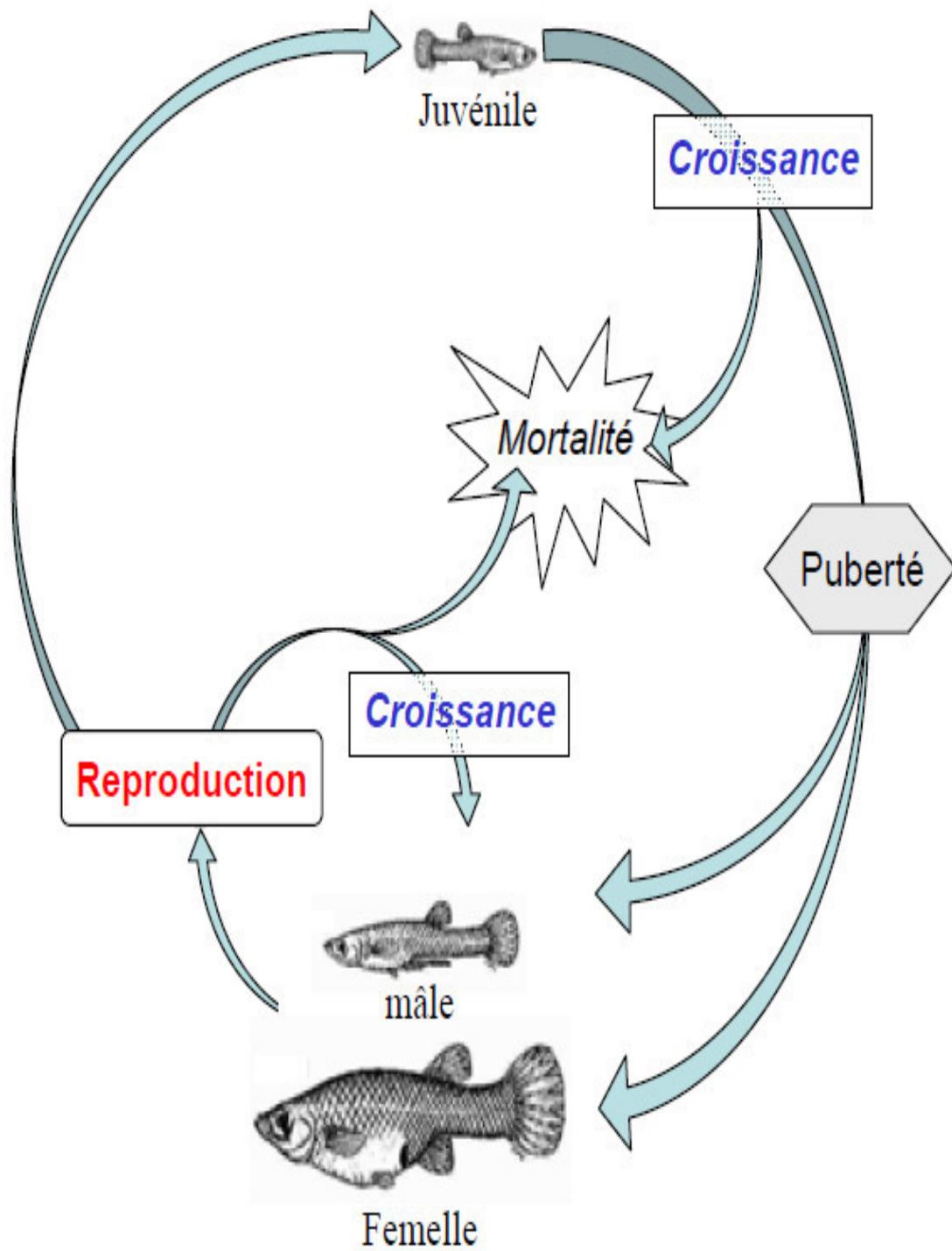


Fig.2 ► Cycle de vie de la Gambusie.

I.1.9. Impact de *Gambusia*

L'utilisation réussie de *G. holbrooki* comme un organisme d'essai dans des études écotoxicologiques peut être prouvée par le nombre de publications dans la littérature. Cette espèce a été utilisée dans des études visant à évaluer les impacts toxiques sur les bio marqueurs de l'enzymes acetylcholinesterase, lactate dehydrogenase and catalase (Nunes *et al.*, 2004, 2005) dans des essais comportementaux (Nunes *et al.*, 2008) Dans les études génétiques et démographiques (Tatara *et al.*.,2002), et le niveau de reproduction (Cabral & Marques, 1999; Edwards *et al.*, 2006).

I.1.9.1. Impacts sur les macroinvertébrés

Peu d'études ont été menées sur l'impact de *Gambusia* sur les invertébrés et l'impact sur les invertébrés algériens menacés peu actuellement connu. Il existe certaines preuves que *Gambusia* peut entraîner des réductions dans les populations d'invertébrés tels que les Rotifères, Cladocères, Ostracodes, Copépodes, les Ephémères, les Coléoptères, Libellules et Mollusques (Hurlbert *et al.*, 1972 ; Vignes, 1995 ; Ghrab & Bouattour, 1999).

Les baisses de certains invertébrés peuvent provoquer une augmentation des populations de phytoplancton (Lloyd, 1990a). Hurlbert *et al.*, (1972) a observé après l'introduction de *Gambusia* dans un petit lac où les poissons avait déjà été absent ; l'élimination du zooplancton par *Gambusia* provoqué une multiplication par dix des populations de phytoplancton (Saul *et al.*, 2004). Lund (1999b) a fait valoir que ces poissons pourraient réduire la qualité de l'eau et pourraient également augmenter la quantité d'algues dans l'eau par l'excrétion de nutriments. Il a suggéré que dans des environnements plus naturels *Gambusia* peut éliminer les taxons rares.

Les caractéristiques écologiques des macroinvertébrés rendraient vulnérables aux impacts du niveau de la population de *Gambusia* peuvent comprendre leur mode de reproduction, de dispersion et les habitudes migratoires.

Les insectes aquatiques qui ont un stade terrestre peuvent être vulnérables à la prédation par *Gambusia* en subissant le stade de l'émergence de leur cycle de vie (par exemple, les nymphes de chironomes (Arthington & Marshall, 1999).

Les insectes qui pondent leurs œufs sur la surface de l'eau peuvent être vulnérables à la prédation par *Gambusia* si cela se produit pendant les périodes de l'année où *Gambusia* sont à l'abondance de pointe (Denby, 2003).

I.1.9.2. Impacts sur le zooplancton

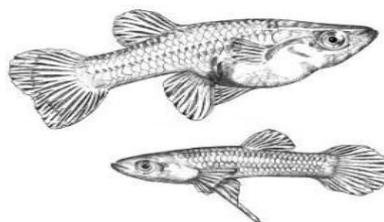
Agent vecteur du paludisme, elle est capable de coloniser les mares temporaires, les lacs peu profonds, les puits, etc. Plusieurs taxons (*Daphnia spp*, tous les Calanoïdes à l'exception de *Copidodiaptomus numidicus*, etc) disparaissent ou sont maintenus à une très faible densité en présence de *Gambusia*. Cet impact peut être illustré par des changements dans la faune dans les zones humides (Samraoui, 2002). Hulbert et Mulla (1981) ont montré que *Gambusia* peut causer des diminutions de l'abondance de ses proies, en particulier le zooplancton constituant l'élément essentiel de la chaîne trophique des milieux aquatiques.

La Gambusie réduit non seulement quantitativement le zooplancton mais elle est capable de changer la morphologie et le comportement de ce dernier. Exp : En présence de substances chimiques libérées par le prédateur vertébré *Gambusia*, *Daphnia magna* réagit à ce stress par des modifications morphologiques et aussi par des variations de paramètres de son histoire de vie (Chakri *et al*, 2010).

I.1.9.3. Impacts sur les amphibiens

Cette espèce est également considérée comme partiellement responsable du déclin de plusieurs espèces d'amphibiens (Cameron & Jossl, 1997 ; Hamer *et al.*, 2002 ; Hammouda, 2007; Stanback, 2010) et de poissons autochtones.

De plus (Sarah *et al*, 2008) a formulé une hypothèse selon laquelle l'introduction de *Gambusia holbrooki* pourrait réduire indirectement l'abondance des prédateurs naturels de moustiques (par ex., les salamandres) par compétition pour les proies invertébrés.





CHAPITRE II

Présentation de la zone d'étude



II. Cadre générale sur la zone d'étude

II.1. Description de la zone d'étude

II.1.1. La Numidie orientale

La Numidie, située dans le Nord-est algérien, est réputée pour ses zones humides qui sont réparties en deux grands complexes séparés par l'oued Seybouse : la Numidie orientale composée de complexes d'Annaba et d'El Kala et la Numidie occidentale représentée par le complexe de Guerbes Senhadja et le lac Fetzara (Samraoui & De Belair, 1997).

L'ensemble des zones humides de la région d'Annaba et celle d'El-Kala, qui définissent le complexe humide de la Numidie Orientale et qui englobe une grande superficie de zones humides, limitées au nord par la Méditerranée, au Sud par les collines de l'Atlas tellien, coïncidant à l'Est avec la frontière algéro-tunisienne. La limite occidentale de cet ensemble est marquée par l'oued Seybouse (Chaib, 2002).

II.1.2. Les mares temporaires d'El Feid

L'une des catégories de ces zones humides est les mares temporaires, elles occupent une petite part de la superficie totale de la Numidie Orientale.

Les mares temporaires sont des pièces d'eau dormante qui n'atteignent que quelques dizaines de centimètres de profondeur et qui ne sont remplies que pendant quelques semaines ou au plus quelques mois par an ; le reste du temps, on les reconnaît à leur surface vaseuses asséchées et craquelées. Ces eaux périodiques peuvent avoir des origines très différentes (Engelhardt, 1998).

En Algérie, l'étude des mares est relativement ancienne (Gauthier, 1928 ; Gauthier-Lièvre, 1932). De nombreuses études ont confirmé la présence d'espèces rares ou caractéristiques des mares : *Marsilea*, *Isoetes*, *Lestes*, Bronchiopodes (Champeau, 1970 ; Wiggins *et al.*, 1980; Barbero *et al.*, 1982; Jain & Moyle, 1984; Metge, 1986 in Hammouda, 2000; Williams, 1987).

Nous avons sélectionné les mares temporaires d'El Feid qui se situent à quelques mètres au Sud du Marais de la Mekhada ce dernier se situe à 20 Km à l'Est de la ville d'Annaba et à 45 Km à l'Ouest de la ville d'El Kala. Au Nord, le marais est bordé par des dunes littorales le

séparant de la mer Méditerranée, et au Sud, par les massifs argileux et forestiers de la Cheffia (Fig.3).

Sur le plan administratif, elles font partie de la commune de Sidi Kassi, de la Daïra de Ben M'Hidi et de la wilaya d'El Tarf.

II.2. Climatologie

Le climat est certainement un facteur du milieu très important. Il a une influence directe sur la faune et la flore. Un climat méditerranéen règne sur la région caractérisé par une pluviométrie abondante pendant la saison humide et les mois froids et par une sécheresse pendant l'été (Ozenda, 1982 ; Emberger, 1971 ; Samraoui & De Bélair, 1998). Il est caractérisé par :

II.2.1. La température

De manière générale, (Seltzer, 1946) souligne que « dans toute l'Algérie (Sahara non compris), la température moyenne est, de novembre à avril, inférieure à la moyenne annuelle; elle lui est supérieure de mai à octobre, et que la moyenne mensuelle atteint sa plus forte valeur aux mois de juillet et août ce qui est généralement lié à la fréquence du sirocco. On peut donc diviser l'année en un semestre froid et un semestre chaud » dans cette zone littorale les températures descendent rarement à 0°C, les mois les plus froids sont janvier et février, alors que juillet et août sont les plus chauds (28 °C et 39 °C). Durant cette période, les températures élevées sont généralement dues au sirocco (De Bélair, 1990).

II.2.2. La pluviométrie

La pluviométrie constitue un facteur écologique d'importance fondamentale non seulement pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres, mais aussi pour certains écosystèmes limniques tels les mares et les lacs temporaires, et les lagunes saumâtres soumises à des périodes d'assèchement (Ramade, 1984).

Les précipitations sont régulées par trois autres facteurs : l'altitude, la longitude (elles augmentent de l'ouest vers l'est et la distance à la mer (Seltzer, 1946). Le mois de décembre est le mois le plus arrosé pour El Kala et Annaba.

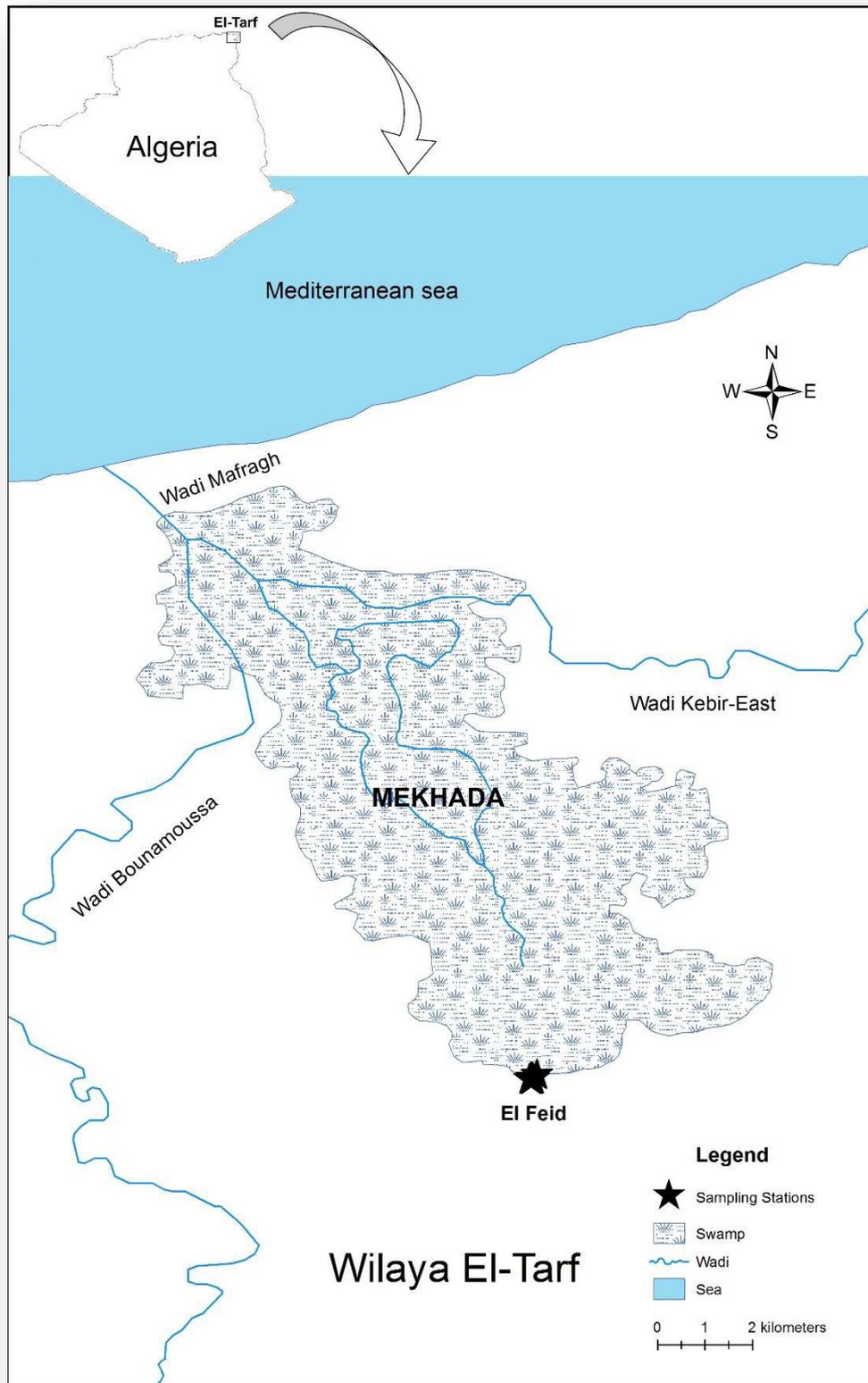


Fig. 3 ► Carte de localisation des mares temporaires d'El-Feid.

Tableau 1. Données thermométriques moyennes en (°C) de la région d'El Tarf calculées sur la période 1983 -2013.

(**M** : Moyenne mensuelle des températures maximales absolues quotidiennes ; **m** : Moyenne mensuelle des températures minimales absolues quotidiennes; **(m +M)/2** : Moyenne mensuelle) (Bouriach, 2016).

Mois	m	M	(m + M)/2
Janvier	6,72	16,51	11,62
Février	6,55	16,71	11,63
Mars	8,1	18,76	13,43
Avril	9,86	21,01	15,44
Mai	13	24,14	18,57
Juin	16,43	27,71	22,07
Juillet	19,2	30,78	24,99
Aout	20,24	31,7	25,97
Septembre	18,67	28,89	23,78
Octobre	15,07	26,25	20,66
Novembre	10,98	21,26	16,12
Décembre	8,06	17,87	12,96

Tableau 2. Moyennes mensuelles de la vitesse du vent (km/h) pour la période allant de 1983 à 2013 (Bouriach, 2016).

Mois	V _{moy} (km/h)	V _{max} (km/h)
Janvier	11,05 ± 5,28	25,52 ± 4,78
Février	13,24 ± 2,06	27,47 ± 2,52
Mars	13,73 ± 2,01	28,91 ± 3,43
Avril	13,47 ± 1,12	29,24 ± 3,09
Mai	13,00 ± 1,28	29,22 ± 3,54
Juin	13,89 ± 1,31	31,10 ± 3,22
Juillet	14,04 ± 1,92	32,20 ± 4,37
Aout	14,02 ± 1,22	32,73 ± 3,01
Septembre	13,44 ± 1,22	31,53 ± 3,30
Octobre	11,88 ± 1,74	27,01 ± 4,07
Novembre	12,70 ± 2,13	26,68 ± 3,08
Décembre	12,73 ± 3,30	26,21 ± 3,57

II.2.3. L'humidité

L'humidité est un facteur qui conditionne l'évaporation, il influe sur les conditions de développement de la végétation et par conséquent sur la nature d'écoulement de surface (Chaib, 2011). La forte humidité de la région est causée par la forte évaporation de nombreuses zones humides et la proximité de la mer. Elle est invariable au cours de l'année. Les valeurs minimales sont observées respectivement les mois de juillet pour la région d'El Kala et d'Annaba. Les valeurs maximales sont observées au mois de janvier pour la région d'Annaba et le mois de décembre pour celle d'El Kala (Touati, 2008).

II.2.4. Les vents

Les vents de la région sont de régime Nord-Ouest durant la saison hivernale et une partie de la saison estivale. Ils accompagnent durant cette période, les dépressions atlantiques qui amènent les pluies d'automne, d'hiver et de printemps. A partir du mois de mai, les vents changent de régime. Ils s'orientent le plus souvent du Sud-ouest au Sud-est ; surtout durant l'été. Ils accompagnent alors des dépressions sahariennes et deviennent particulièrement chauds. Ces derniers ont des conséquences néfastes sur la végétation dans la mesure où ils provoquent un réchauffement de l'atmosphère et facilitent les départs d'incendies de forêts (Benyacoub, 1993).

II.3. Bioclimat

II.3.1. Climagramme d'Emberger

En 1955, Emberger a classé le climat méditerranéen en faisant intervenir deux facteurs essentiels : les précipitations et la température.

$$Q = \frac{P \ 1000}{[M+m] \ 1/2 \times [M-m]}$$

Q = quotient pluviométrique

P = précipitations moyennes annuelles

M= température des maxima du mois le plus chaud (°K)

m = température des minima du mois le plus froid (°K)

Le quotient pluviométrique de la région d'El Kala Q= 103.71.

La Numidie est localisée dans l'étage bioclimatique sub-humide à hiver chaud (Fig.4).

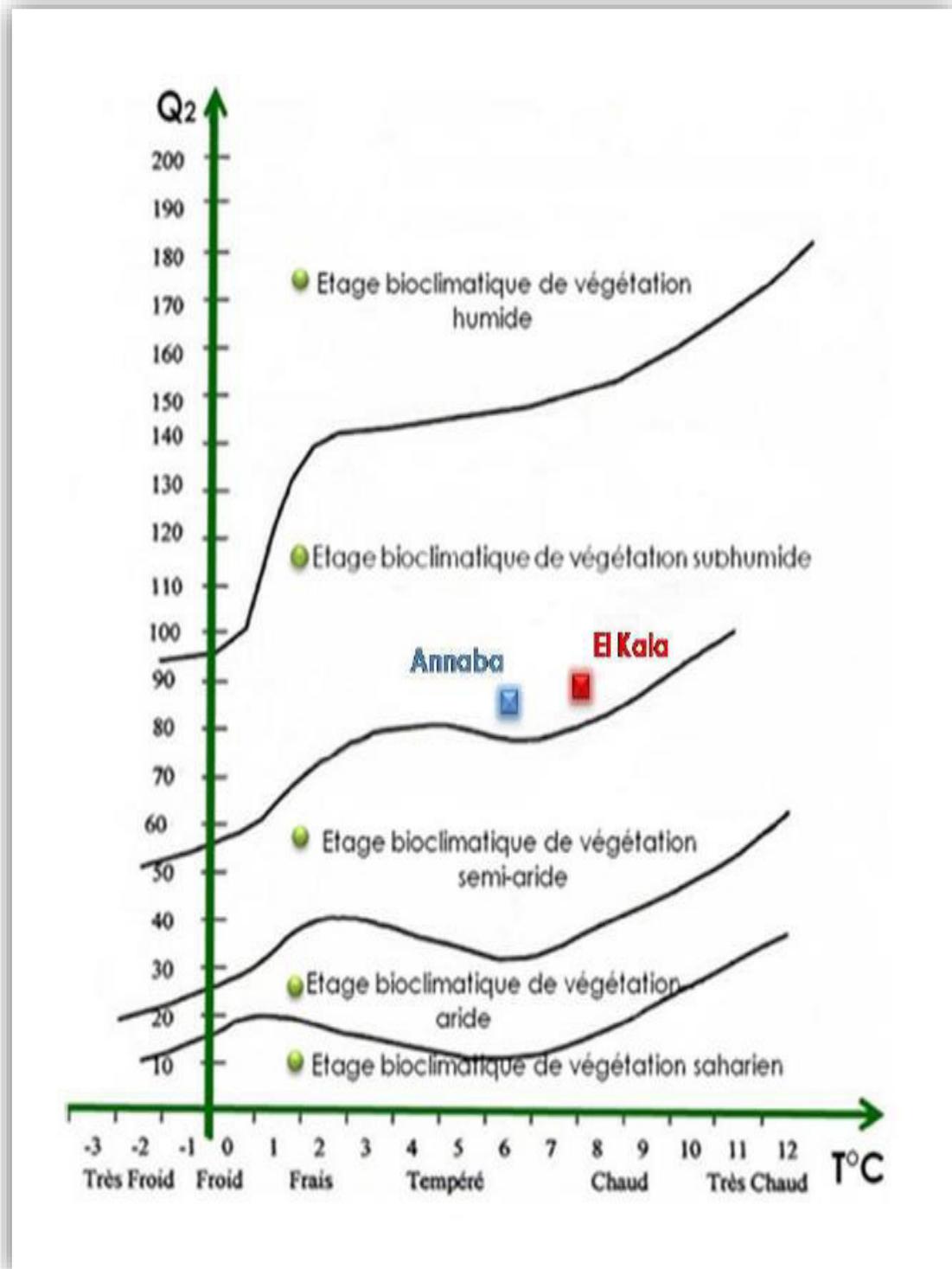


Fig. 4 ► Situation des stations météorologiques de référence pour le climat de la Numidie orientale dans le Climagramme d'Emberger.

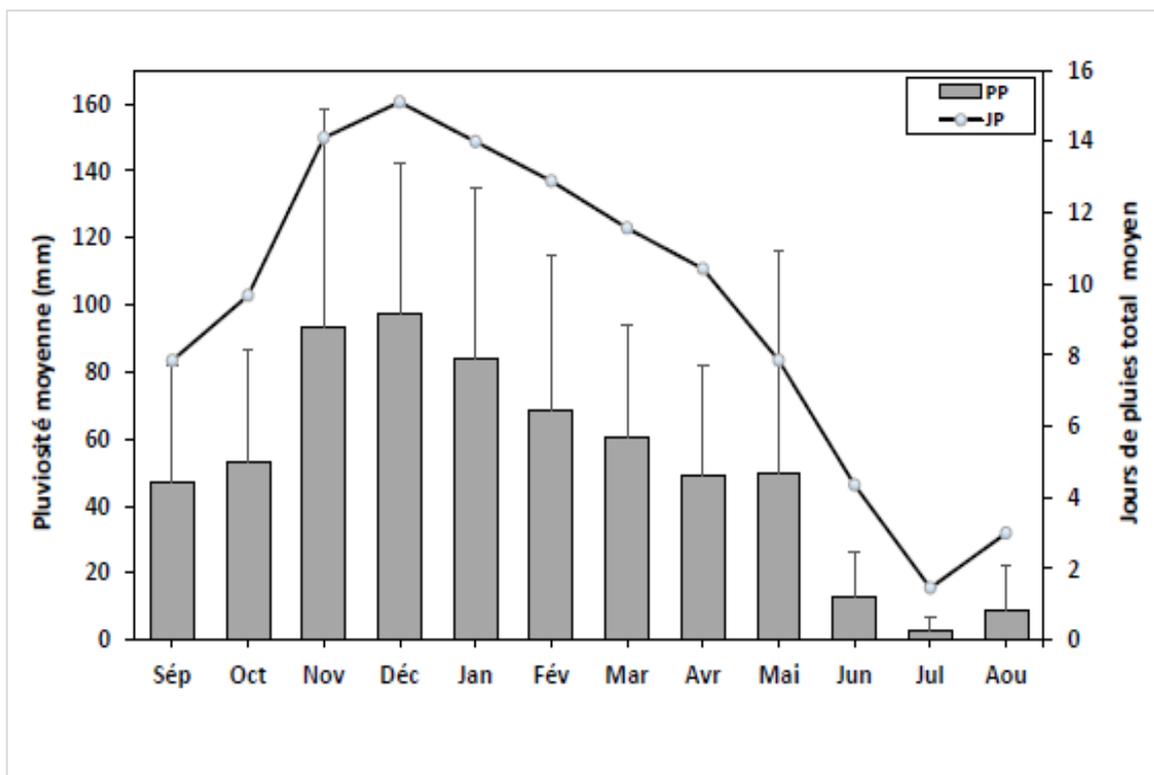


Fig. 5 ► Précipitations moyennes mensuelles (PP) et nombre de jours de pluies total mensuel (JP) de la région durant la période allant de 1983 à 2013 (Bouriach, 2016).

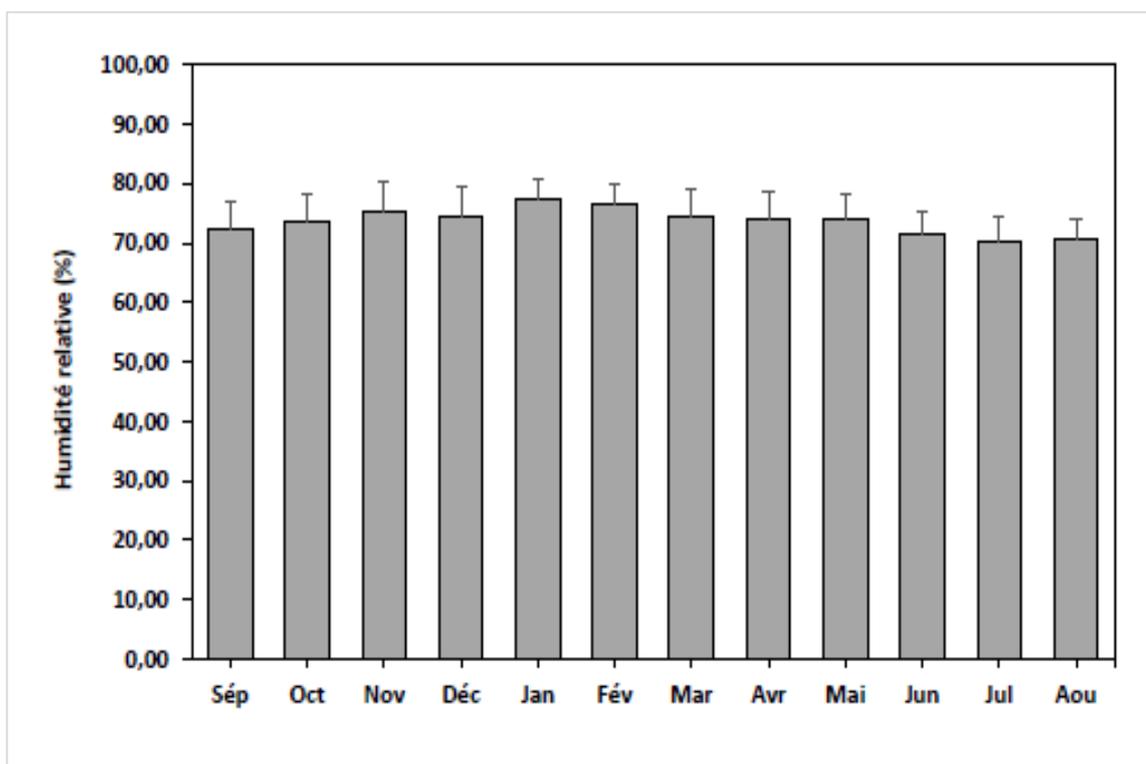


Fig. 6 ► Humidité relative moyenne de la région au cours de la période 1983-2013 (Bouriach, 2016).

II.3.2. Diagramme ombro-thermique de Bagnouls et Gausсен

Pour l'élaboration du diagramme ombro-thermique de Bagnouls et Gausсен (1957), nous avons tenu compte des données climatiques bien précises qui sont les précipitations annuelles et les températures moyennes étalées sur plusieurs années des deux stations. Le but est de déterminer la période sèche et la période humide.

Les courbes ombro-thermiques (Fig.5, 6) ainsi établies, nous ont permis de visualiser deux saisons distinctes :

- une saison sèche de mai à septembre.
- une saison humide d'octobre à avril.

Les vingt-quatre mares d'El Fied (Fig.7) et (Fig.8) représentés dans le Tableau.3 renferment les principales caractéristiques pour chaque mare et qui sont comme suit : les coordonnées G.P.S (latitude- longitude), diamètre, profondeur maximale, conductivité moyenne.

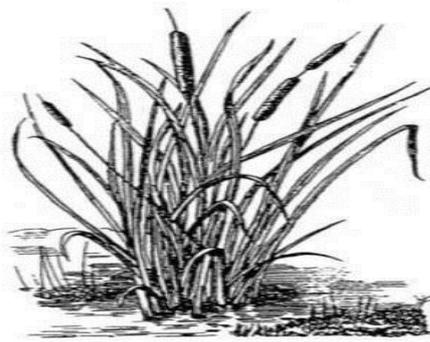


Tableau 3. Liste des sites étudiés avec les coordonnées de (GPS) et l'information typologique.

Code	Lat. (n)	Long. (E)	Gambusia	Diamètre (m)	Profond. Max (cm)	Cond.	Transparence (cm)	Hélophytes (%)
F1	36°43.961'	08°01.780'	0	8.3	107	0.9	38.8	48.0
F2	36°43.959'	08°01.772'	8	4.3	141	0.7	36.6	43.4
F3	36°43.958'	08°01.766'	80	4.0	80	0.8	35.3	43.0
F4	6°43.966'	08°01.770'	0	4.4	90	0.7	53.0	43.8
F5	36°43.954'	08°01.772'	16	4.1	157	0.8	31.6	94.0
F6	36°43.957'	08°01.775'	8	2.5	20	0.9	12.0	77.5
F7	36°43.964'	08°01.766'	16	4.0	140	0.7	53.0	52.0
F8	36°43.965'	08°01.774'	0	3.0	80	1.1	33.3	45.5
F9	36°43.967'	08°01.762'	8	4.5	105	0.8	38.5	46.2
F10	36°43.956'	08°01.769'	80	3.4	80	0.8	42.5	31.8
F11	36°43.953'	08°01.766'	8	2.8	48	0.9	19.3	51.8
F12	36°43.949'	08°01.757'	0	4.5	65	1.2	29.3	36.0
F13	36°43.957'	08°01.756'	80	3.5	130	0.7	49.0	42.4

F14	36°43.954'	08°01.754'	16	3.4	109	0.7	47.6	45.4
F15	36°43.944'	08°01.748'	80	11.7	86	0.7	22.2	51.2
F16	36°43.946'	08°01.735'	16	12.4	90	0.9	31.8	40.0
F17	36°43.955'	08°01.729'	16	7.5	43	0.8	18.5	45.5
F18	36°43.959'	08°01.740'	8	9.0	40	0.8	23.5	48.0
F19	36°43.974'	08°01.742'	16	17.7	100	0.7	43.3	50.0
F20	36°43.973'	08°01.755'	80	3.5	100	0.8	42.5	25.0
F21	36°43.977'	08°01.758'	0	3.0	70	0.8	33.3	31.3
F22	36°43.967'	08°01.764'	8	2.5	93	0.6	41.6	45.0
F23	36°43.999'	08°01.811'	0	12.4	79	0.8	22.0	28.8
F24	36°44.010'	08°01.820'	80	13.4	37	0.9	22.7	55.0



Fig. 7 ► Représentation photographique de quelques mares temporaires El Feid
Photos prises par D. Haiahem (15.12.2011).



Fig. 8 ► Représentation photographique de quelques mares temporaires El Feid
Photos prises par D. Haiahem (15.12.2011).



CHAPITRE III

Matériel et Méthodes



III. Matériel et Méthodes

III.1. Choix du site d'étude

- Les étangs El Feid sont un ensemble de petits bassins temporaires d'âge inconnu situés sur la rive sud du marécage de Mekhada, dans le nord-est de l'Algérie (36 ° 43,970'N, 8 ° 01.739 'E). Les mares choisies sont pratiquement toutes de même taille, réunies dans une surface de 500 m². Elles sont soumises aux mêmes conditions climatiques et elles partagent le même substrat. Elles sont également, accessibles (proches de la route nationale 44) et le fait qu'elles soient temporaires empêche toute propagation involontaire de *Gambusia* vers d'autres zones humides (Hammoudi, 1999).
- (Samraoui, 2008) a signalé que la facilité avec laquelle les mares se prêtent à la bio manipulation les rendent intéressantes pour la recherche.
- L'originalité et la richesse biologique qui caractérisent ces mares malgré leur caractère temporaire (Samraoui & De Bélair, 1998 ; Hammoudi, 1999).
- Un autre atout de ce choix est le fait que les mares aient fait l'objet d'une étude systématique étalée sur plusieurs cycles hydrologiques.

III.2. Sur le terrain

III.2.1. Echantillonnage

Nous avons utilisé une approche expérimentale pour étudier l'influence d'un poisson allochtone *Gambusia holbrooki* sur les peuplements faunistiques de ces 24 mares temporaires.

Les étangs s'écoulent en été-automne (juin-novembre) et sont généralement dépourvus de poissons. Certains étangs périphériques situés à proximité du marécage de Mekhada peuvent abriter des Gambusies qui peuvent envahir des étangs temporaires lorsque les niveaux d'eau dans les marais sont élevés. À partir d'un ensemble de 24 étangs, nous avons sélectionné au hasard 4 ensembles de 6 étangs contenant respectivement 0, 8, 16 et 80 poissons de *Gambusia*, en utilisant la fonction échantillon (R Development Core Team 2015).

Les étangs ont été cartographiés à l'aide de Global Positioning System (GPS). Nous avons recueilli du poisson d'un moule de dunes et les avons conservés dans les aquariums avant leur introduction, puis nous les avons transférés dans les étangs d'étude en décembre 2011.

III.2.1.1. Les macroinvertébrés

L'objectif de l'échantillonnage consiste en la collecte de macroinvertébrés au niveau de chaque mare, la technique de récolte consistait à utiliser une épuisette de 1 mm de vide de maille. Dix coups d'épuisette ont été utilisés, le contenu du filet est récupéré dans des flacons en plastique sur lesquels noms et dates des prélèvements et fixée sur place dans du formol à 5%. Sur les mêmes sites, chaque relevé est précédé par la mesure de la conductivité, la profondeur de la mare, la température de l'eau, la transparence de l'eau ainsi la présence et l'absence et la dominance de la végétation aquatique.

Note : les gambusies capturées au cours d'échantillonnage des macroinvertébrés, ont été remplacées par les gambusies conservées dans des aquariums.

III.2.1.2. Le zooplancton

Nous avons échantillonné mensuellement le zooplancton à l'aide d'un filet de plancton (maillage = 100 µm) de janvier à mai 2012. Notre échantillonnage standardisé en traînant le filet dix fois dans chaque étang et les coups de filet étant effectués au milieu et en bordure des berges dans les parties à forte végétation aquatique ainsi qu'au fond dans les parties boueuses des mares et en recueillant le zooplancton dans un récipient de 50 ml. Le zooplancton recueilli comprenait les Anostraca, Cladocera, Copepoda (Calanoida et Cyclopoida) et Ostracoda.

III.3. Au laboratoire

III.3.1. Les macroinvertébrés

La première partie expérimentale est basée sur le dépouillement et le dénombrement de chaque espèce animale récolté. Ce qui nous a permis de constituer une liste d'espèces de 24 mares temporaires. Ensuite les insectes adultes tel que les Coléoptères, Hémiptères ont été épinglés sur du polystyrène en précisant la date et le lieu de récolte, le tout est conservé dans des boîtes de collection. Les autres spécimens comme les poissons et les larves sont conservés dans le formol à 5 %.

L'identification est réalisée dans le Laboratoire de Recherche et de Conservation des Zones Humides (L.R.C.Z.H), et a été supervisée par Mr Samraoui, nous avons également utilisé des clés de déterminations et des guides (Engelhardt, 1998 ; Tachet, 2000 ; Bouchard, 2004).

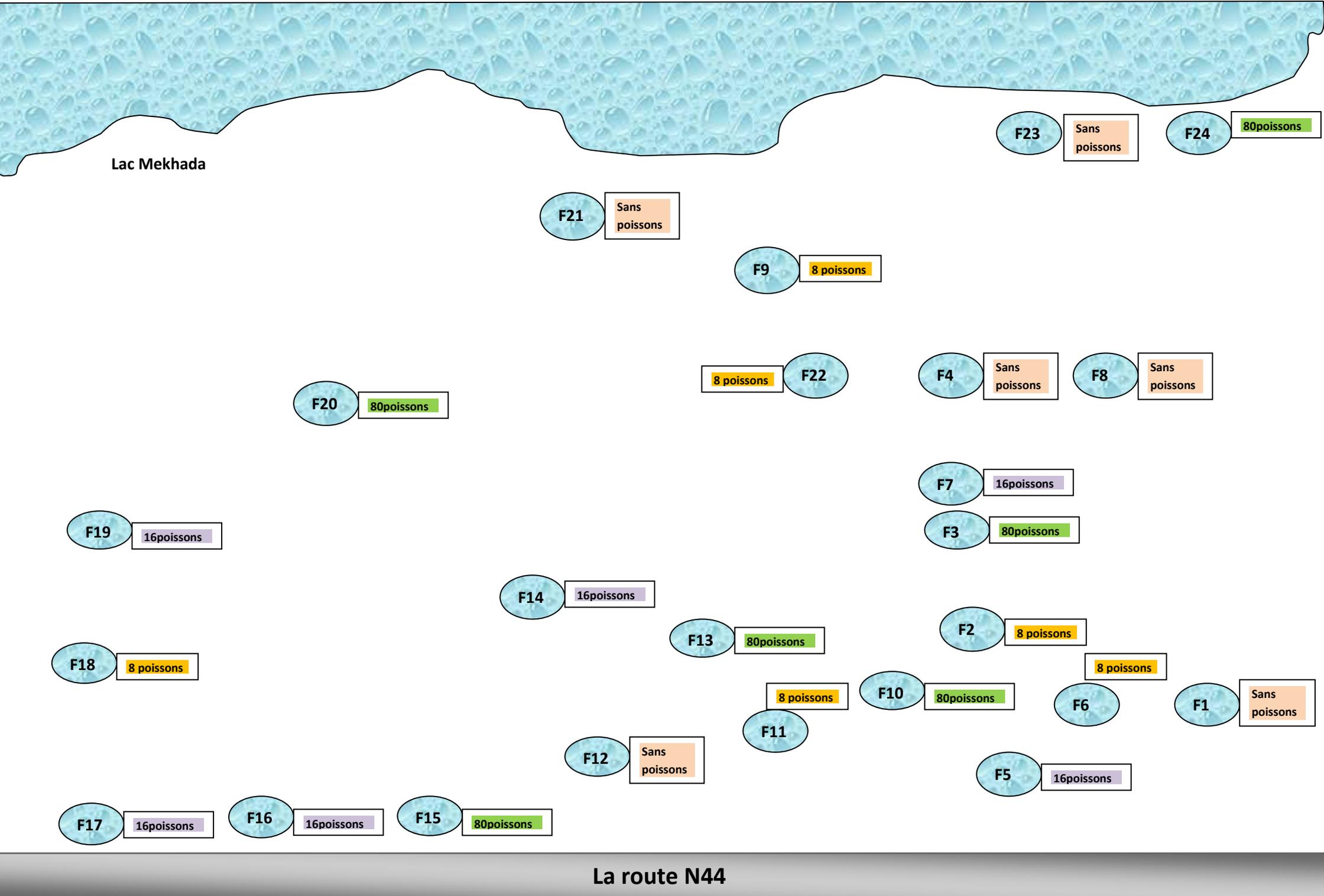


Fig.9► Le site d'échantillonnage de l'année 2012.

III.3.2. Le zooplancton

Concernant le zooplancton, nous avons procédé au dépouillement et au dénombrement des espèces récoltés. Généralement la communauté zooplanctonique est composée des Cladocères, les Copépodes, les Ostracodes.

L'identification toujours dans le Laboratoire de Recherche et de Conservation des Zones Humides (L.R.C.Z.H) qui dispose d'une vaste collection de référence qui a facilité l'identification des taxa zooplanctoniques. On a fait recours lors de l'identification à différents guides (Amoros, 1984 ; Korinek, 1999 ; Benzie, 2005). Une fois l'identification est faite, les lames de référence préparées sont conservées dans des boîtes de collection.

III.3.3. Le Régime alimentaires de *Gambusia holbrooki*

Cette partie expérimentale a été basée sur la biométrie et la dissection des Gambusies échantillonnées appartenant aux deux sexes.

III.3.3.1. Techniques biométriques

III.3.3.1.1. Mensurations et pesées

La longueur totale (LT), est la distance entre l'extrémité de la nageoire caudale et le museau où le poisson doit être bien étalé sur une règle.

Les individus ont été pesés à l'aide d'une balance Pocket S-250 d'une précision de 1/10 de milligramme, après leur séchage sur du papier buvard.

III.3.3.1.2. Dissection

Le poisson est placé sur un petit polystyrène et fixé latéralement par des pinces au niveau de l'orifice buccal et de la nageoire caudale.

Sous binoculaire à l'aide d'un bistouri, nous procédons à l'incision depuis l'orifice urogénital jusqu'aux opercules puis nous écartons le tégument recouvrant la cavité générale, ensuite nous coupons le tube digestif depuis le début de l'œsophage jusqu'à l'orifice anal.

III.3.3.1.3. Examen des contenus intestinaux

Chaque tube digestif est ouvert par incision longitudinale au-dessus d'une boîte de Pétrie. Le contenu intestinal est prélevé, déposé et étalé sur une lame en verre. On y ajoute deux

gouttes de glycérine ; le contenu digestif est recouvert d'une lamelle, le pourtour de celle-ci est entouré de vernis à ongles. Chaque lame est munie d'une étiquette, où l'on note :

- Le code et la date de capture de l'animal.
- Le site de prélèvement et le sexe.

III.4. Analyses statistiques des données

III.4.1. L'organisation d'un peuplement

Les peuplements qui constituent une biocénose peuvent se définir quantitativement par un ensemble de descripteurs qui prennent en considération l'importance des espèces qu'ils comportent, il est possible de décrire la structure de la biocénose toute entière à travers les paramètres tels que la richesse spécifique, l'abondance, la dominance, la diversité spécifique... (Ramade, 1984).

- **L'abondance** : correspond au nombre d'individus échantillonnés (pour chaque espèce).
- **Fréquence** : elle peut s'exprimer par le nombre de relevés contenant l'espèce étudiée. Elle peut être également exprimé par le pourcentage d'où :

$$C = (p*100)/N$$

N : nombre total de relevés effectués.

P : nombre de relevés contenant l'espèce étudiée.

III.4.2. Description de la structure d'un peuplement

Elle exprime le mode de distribution des individus parmi les espèces qui composent le peuplement, c'est-à-dire l'organisation du tableau espèces relevés. L'étude de ce mode de répartition peut être faite :

- L'analyse des distributions d'abondance (modèles de Preston, Motomura, Macarthur).
- au moyen d'indice synthétique de diversité (in Mekki, 1998).
- La diversité d'un peuplement s'exprime aussi par le nombre d'espèces présentes (richesse spécifique). Parmi les indices de diversité permettant la comparaison des peuplements dans l'espace et le temps, nous avons :

➤ **Indice de Shannon**

La diversité d'un peuplement est calculée à partir de l'indice de Shannon-Weaver (Daget, 1976 in Benyacoub, 1993).

$$H = - \sum P_i \log_2 P_i$$

$$P_i = n_i/N$$

P_i : étant l'abondance relative de chaque espèce

n_i : l'abondance de l'espèce

N : le nombre total de relevés

Cet indice s'exprime en bit (unité d'information) et mesure le degré de complexité d'un peuplement. Une valeur élevée de cet indice correspond à un peuplement riche en espèce dont la distribution d'abondance est équilibrée. A l'inverse, une valeur faible de cet indice correspond soit à un peuplement caractérisé par un petit nombre d'espèce pour un grand nombre d'individu (Benyacoub, 1993).

➤ **Indice d'Équitabilité**

L'équitabilité est le rapport de la diversité observée à la diversité maximale. Elle mesure le degré d'équilibre et de complexité d'un peuplement par l'écart de H par rapport à H_{max} (Benyacoub, 1993).

$$E = H/H_{max}$$

$$H_{max} = \log_2 S$$

H : indice de diversité S : richesse spécifique

H_{max} : étant la diversité maximale

➤ **Indice de Margalaf**

$$D_{mg} = (S-1)/\ln N \text{ (Margalef, 1951)}$$

S : richesse spécifique par relevé.

N : nombre total d'individus

III.4.3. Analyse factorielle des correspondances (AFC)

C'est une méthode qui a été appliquée avec succès à l'étude de nombreux groupements végétaux et de certaines associations animales. Elle permet de rechercher les caractéristiques du milieu qui règlent la répartition des organismes (Dajoz, 1985). C'est une méthode descriptive d'ordination où une correspondance est réalisée par des colonnes et les espèces par lignes ou l'inverse.

Chaque intersection relevé- espèce indique la présence ou l'absence de l'espèce. Le nuage des points représenté soit par les relevés, soit par les espèces dans l'espace multidimensionnel original est caractérisé par des directions d'allongements privilégiés. Il s'agit d'axes factoriels qui contiennent une certaine proportion de l'information totale des données, les axes sont donc extraits par l'AFC.

Le premier axe factoriel contenant le maximum d'information, le second un peu moins et ainsi de suite jusqu'au dernier axe. Sur ces axes factoriels pris deux à deux sont réalisés des projections de points relevés ou points espèces. Les valeurs propres et taux d'inertie qui quantifient la part de l'information expliquée par les différentes axes, permettant de décider du nombre d'axe à retenir (Chessel & Bournaud, 1987 ; Chessel & Doledec, 1992). Les espèces rares présentes moins de trois fois dans les sites sont éliminées de l'analyse (Mekki, 1998).

- Nous avons calculé les moyennes et les écarts types pour les différents paramètres étudiés avec le Microsoft Excel 2013.
- Les analyses statistiques suivantes ont été effectuées avec le logiciel *SPSS version 22*

Nous avons utilisées les coefficients de corrélation de Pearson et de Spearman entre les variables suivants :

- Les paramètres abiotiques : température de l'eau, profondeur, transparence, conductivités, recouvrement végétaux.
- Les paramètres biotiques : poissons, zooplancton, macroinvertébrés,...ect

Les valeurs de $p < 0.05$ ont été considérés comme significatives.

- L'analyse de la courbe de croissance (Mirman, 2014) a été utilisée pour analyser l'influence de *Gambusia holbrooki* sur les abondances totales de zooplancton, d'Anostraca, Cladocera, Copepoda et Rotifera pour la durée de 5 mois (janvier- mai).

Les courbes globales ont été modélées avec le deuxième ordre des polynômes orthogonaux et fixées les effets de *Gambusia* (quatre niveaux: 0, 8, 16 et 80 poisson) sur tous les effets de mois. Le 0-*Gambusia* a été traité comme la ligne des bases et les paramètres ont été estimés pour les autres conditions de *Gambusia*. Le modèle a aussi inclus les effets aléatoires d'associations sur tous les termes de mois. Les effets fixes de *Gambusia* ont été ajoutés individuellement et leurs effets sur la crise modèle ont été évalués utilisant des comparaisons modèles. Les améliorations de la crise modèle ont été évaluées utilisant-2 fois le changement (log-vraisemblance) de la probabilité de rondin, qui est distribuée comme χ^2 avec des degrés de liberté égaux au nombre (numéro) de paramètres a ajouté. Parce que le terme s'interceptant pour les polynômes orthogonaux correspond à la moyenne globale, nous avons utilisé des tests de Kruskal-Wallis pour vérifier pour des différences au début de la période d'étude (y-intercept). Toutes les analyses ont été effectuées dans R (R Development Core Team, 2015).

III.5. Analyses des données du régime alimentaire de poisson *Gambusia holbrooki*

III.5.1. Détermination et analyse des différentes proies ingérées

Pour chaque tube digestif, La détermination des proies est effectuée jusqu'au niveau taxonomique le plus précis possible à l'aide des clés de déterminations et des guides (Engelhardt, 1998 ; Tachet, 2000 ; Bouchard, 2004) en s'appuyant sur la forme, l'aspect, les ornements de la cuticule, la couleur, la brillance et la taille des pièces importantes comme les têtes, les antennes, les mandibules, les maxilles, les pattes, les ailes, etc. Les proies ingérées ont été déterminées.

Les méthodes appliquées à l'étude du régime alimentaire :

- **L'analyse qualitative** qui donne une liste aussi complète que possible des différentes proies consommées.
- **L'analyse quantitative** qui complète la précédente, et permet de préciser l'importance relative des différentes proies, d'évaluer la capacité nutritionnelle de l'espèce et de mettre en évidence les variations éventuelles du régime alimentaire en fonction de la taille des poissons et de la saison (Quiniou, 1978 in Bounaceur, 1997).

III.5.2. Définition des indices et du coefficient employés

Les indices employés sont :

III.5.2.1. Indice de fréquence d'une proie (F)

C'est le rapport exprimé en pourcentage, entre le nombre (**n**) de poissons dont l'estomac contient une proie déterminée (**p**) et le nombre total d'estomac pleins examinés (**NI**).

$$F = (n/ NI) \times 100$$

La somme des fréquences des différentes proies est en générales supérieure à 100 car plusieurs types d'organismes peuvent se trouver simultanément dans le même estomac.

III.5.2.2. Le pourcentage en nombre (Cn)

Est le rapport entre le nombre d'individus d'une proie déterminée (**P**) et le nombre total des proies ingérées (**Np**).

$$Cn = (P/ Np) \times 100$$

III.5.2.3. Coefficient de vacuité (Cv)

C'est le rapport exprimé en pourcentage, entre le nombre d'estomacs vides (**Ev**) et le nombre total d'estomacs examinés (**N**).

$$Cv = (Ev/ N) \times 100$$

Hureau (1970) a classé les différents groupes de proies composant le régime alimentaire du poisson en trois catégories d'après leur fréquence **F**. Pour notre part, nous retiendrons cette façon de voir en répartissant nos proies en trois catégories d'après la valeur de l'indice **F**.

F < 10% : proies accidentelles, qui n'ont aucune signification particulière dans le régime alimentaire.

10% < **F** < 50% : proies secondaires, qui représentent une nourriture d'appoint ou de remplacement lorsque la nourriture principale fait défaut.

F > 50% : proies préférentielles, qui peuvent satisfaire seules les besoins énergétiques de leur prédateur.



CHAPITRE IV

Résultats



IV.1. Résultats

IV.1.1. Etude abiotiques, biotiques des mares temporaires et *G. holbrooki*

Au terme de ce travail essentiellement consacré à l'étude de l'impact de *Gambusia holbrooki* dans les vingt-quatre mares temporaires d'El Feid de la Numidie orientale, il nous paraît intéressant de présenter les principaux résultats auxquels nous avons abouti.

Dans les paragraphes qui suivent les points G8, G16, G80 désignent les mares abritant un nombre limité de poisson *Gambusia holbrooki* et le point G0 désigne les mares qui en sont dépourvues de *Gambusia*. Les minima, maxima et valeurs moyennes de chacun des paramètres mesurés sur chacune des mares sont présentés dans l'annexe (1) Des histogrammes représentant les valeurs moyennes et les écarts types pour les mares de faible et de forte densité de poissons dans chaque paramètre et, les boîtes à « moustaches » représentant l'évolution de chacun des paramètres selon la densité de *Gambusia* durant la période d'étude d'ont été représentées.

IV.1.1.1. La température de l'eau

La température de l'eau est une mesure indispensable à effectuer car elle conditionne la plupart des paramètres physico-chimiques (pH, conductivité, etc.). C'est sous son action que peut s'effectuer ou non un certain nombre de réactions chimiques, elle est d'autant plus importante dans un milieu comme la mare, plan d'eau stagnant qui s'échauffe aussi facilement. La température joue un rôle important dans le développement, la croissance et le cycle biologique de la majorité des insectes aquatiques.

La température peut agir également sur la localisation des espèces et la densité des populations (Dajoz, 1985). Elle influence également plusieurs autres paramètres comme la quantité d'oxygène dissous : avec une température de l'eau qui augmente la quantité d'oxygène diminue et la respiration des animaux devient plus difficile. Il semble que la température qui permette le développement d'une vie équilibrée dans les lagunes se situe entre 10 et 20°C et par rapport au *Gambusia* c'est un poisson extrêmement robuste et rustique qui peut survivre dans une grande variété de température (Beldi, 1993).

La pose de thermomètres enregistreurs sur chacune des mares temporaires étudiées en 2012, permet de fournir des données de températures très détaillées. Seuls les résultats relatifs aux enregistrements obtenus pendant les mois de janvier, février, mars et mai ont été présentés

dans ce paragraphe. Les données manquantes au mois d'avril correspondent à de disfonctionnement de thermomètre.

Les graphes représentant l'évolution des températures moyennes mensuelles pendant ces quatre mois ont été rassemblés dans l'annexe (1, Tab.1) pour des raisons de lisibilité. L'examen du tableau de l'annexe (1, Tab.2) permet de constaté que les valeurs entre min et max de la température dans les mares dépourvues de *G. holbrooki* (G0) ont été enregistrées comme suit : de (4.2°C) dans la mare F8 au mois de février à (25°C) au mois de mai dans mare F21. Alors que dans les mares abritant *G. holbrooki* (G8, G16, G80) les valeurs de températures varient entre (4.6°C) dans la mare F11 au mois de janvier à (19.1°C) au mois mai dans la mare F9 dans le groupe des mares de G8 et entre (5.2°C) dans la mare F14 au mois de février à (25°C) dans la même mare au mois de mai dans le groupe des mares de G16 et enfin de (4.7°C) dans la mare F10 au mois de janvier à (25°C) dans la mare F15 au mois de mai.

Les courbes de l'évolution de la température moyenne de l'eau (Fig.10a), montre qu'elles sont moins varient d'une mare à une autre au mois de janvier entre (5.18 °C ± 0.29) de G0 et (5.25 °C ± 0.50) de G8 et (5.80 °C ± 0.33) de G16 à (5.40 °C ± 0.44) de G80. En fait, ces variations restent moins fluctuantes au mois de février. Une haute variation apparait au mois de mai montre que la moyenne de la température au niveau des mares de G0 augment à (20°C ± 4.4) donc elle est moins fluctuante à celles enregistrées sur les mares avec *Gambusia* qui sont de (15.75°C ± 1,9) de G8 et de (19.30°C ± 5) de G16 et enfin (20°C ± 4.4) de G80 (Fig.11a) (Fig.10b).

Les résultats du Test statistique de corrélation Spearman montrent un effet significatif positif entre la densité de *Gambusia* et la température de l'eau au mois de mars ($r = 0.458$, $p = 0.032 < 0.05$) (Annexe.1, Tab.8).

- **L'assèchement**

Du fait de la faible superficie et de la profondeur, les mares ont un volume d'eau relativement réduit et sont donc soumis à des fluctuations. Au mois de mai l'assèchement a été presque complet : le cas des mares F8, F23 de G0 et F6, F11, F18, F22 de G8 et F16, F17, F19 de G16 et enfin F10, F13, F20 de G80. Les assèchements réguliers des mares conduisent à la minéralisation de la nourriture et ainsi à promouvoir la productivité (Gray, 1988).

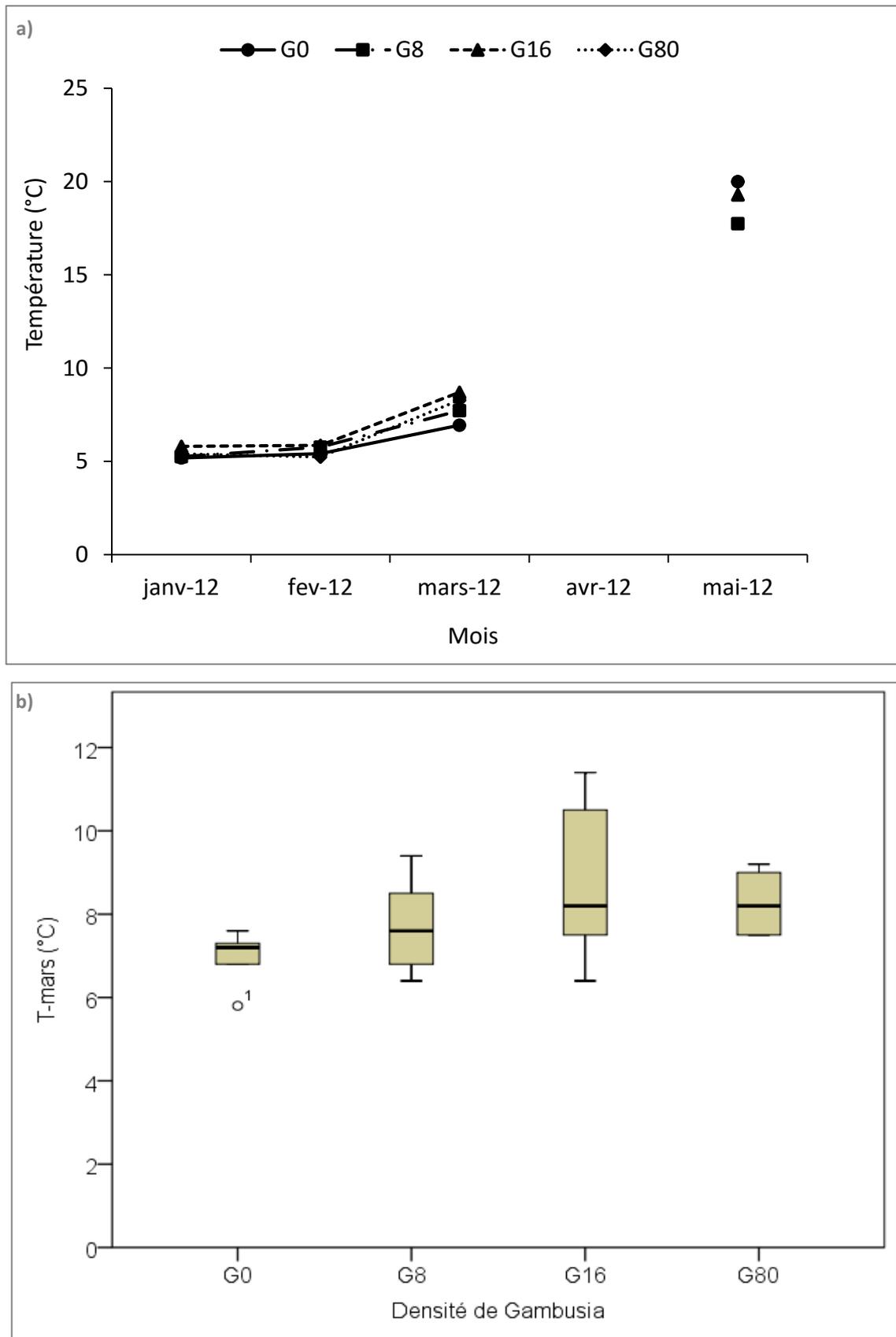


Fig.10 ► (a) Valeurs moyennes et (b) « boîtes à moustaches » pour le paramètre température d'eau sur les mares d'El Feid.

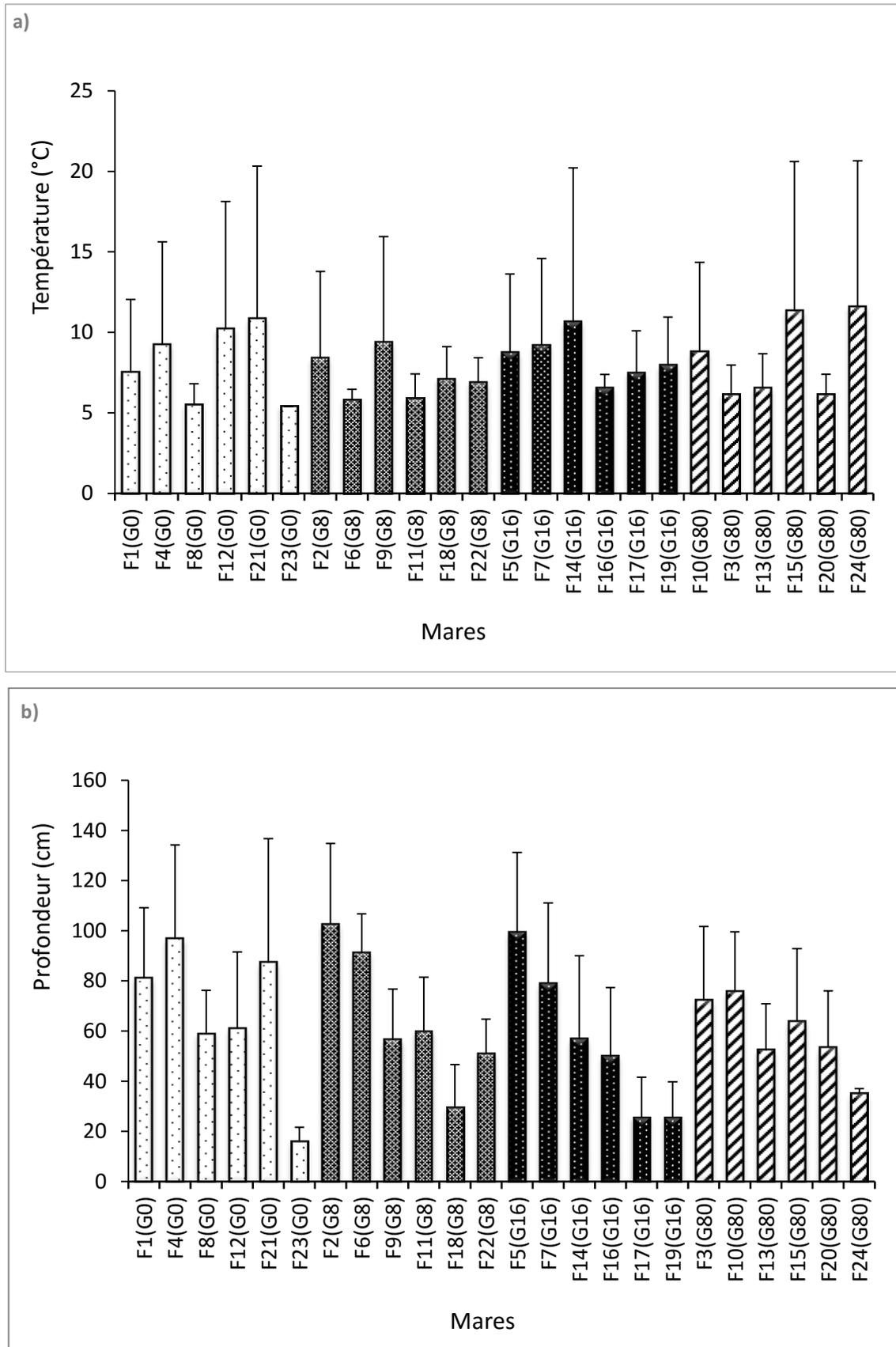


Fig.11 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types de la température d'eau et (b) la profondeur sur les mares d'El Feid.

IV.1.1.2. La profondeur d'eau

La profondeur de l'eau influence le réchauffement des eaux et donc l'installation et la prolifération de la faune et de la flore thermophiles (Chaib, 1997). Il agit sur la teneur en O₂ qui est généralement supérieure à 50 % et souvent plus encore dans les mares.

La surface peu profonde permet à l'air de se diffuser largement et de bien se mélanger, par contre dans les lacs, la profondeur est telle qu'elle conduit à la stratification thermique (Chakri, 2007).

Le niveau de l'eau est mesuré à l'aide d'un profond mètre. Ce dernier doit être posé à des endroits précis pour qu'il puisse permettre d'évaluer le niveau du plan d'eau, ses variations au cours de l'année ainsi que ses variations, dues à des événements météorologiques particuliers (vent, pluie, pression atmosphérique etc...).

Les valeurs de la profondeur de l'eau entre min et max varient entre (12 cm) dans la mare F23 au mois d'avril à (157 cm) dans la mare F21 au mois de février sur les mares G0 (dépourvues de *G. holbrooki*) et de (15 cm) dans la mare F18 aux mois de janvier et avril à (140 cm) dans la mare F2 au mois de mars sur les mares de G8 et de (3 cm) dans la mare F14 au mois de mai à (130 cm) dans la mare F5 au mois de février, sur les mares de G16 et de (25 cm) dans la mare F20 au mois d'avril à (100 cm) dans les mares F3, F10 au mois de février sur les mares de G80.

Les valeurs moyennes entre min et max des profondeurs sont variées entre (28.7 cm ± 12.78) au mois de mai à (104 cm ± 35.08) au mois de février dans les mares de G0 et entre (47 cm ± 9.90) au mois de mai à (84.8 cm ± 33.07) au mois de mars dans les mares de G8 et entre (27.3 cm ± 22.72) au mois de mai à (79.2 cm ± 38.13) au mois de février dans les mares de G16 et enfin entre (29.7 cm ± 3.51) au mois de mai à (86 cm ± 11.07) au mois de mars dans les mares de G80. Cependant, au mois de mai de l'année 2012, particulièrement chaud et sec dans les mares suivantes : F8, F23 de G0 et F9, F11, F18, F22 de G8 et F16, F17, F19 de G16 et F10, F13, F20 de G80 ont été asséchés ce qui a entraîné la disparition de toutes ces faunes aquatiques. Concernant les mares F23, F24 elles ont été disparues aux mois de février et mars à cause de l'inondation Fig.11b et Fig.12a, b. (Annexe.1, Tab.3).

Selon les analyses statistiques de Pearson ne montrent pas une corrélation significative entre la profondeur de l'eau et la densité de *G. holbrooki* ($r = -0.092$, $p = 0.668 > 0.05$).

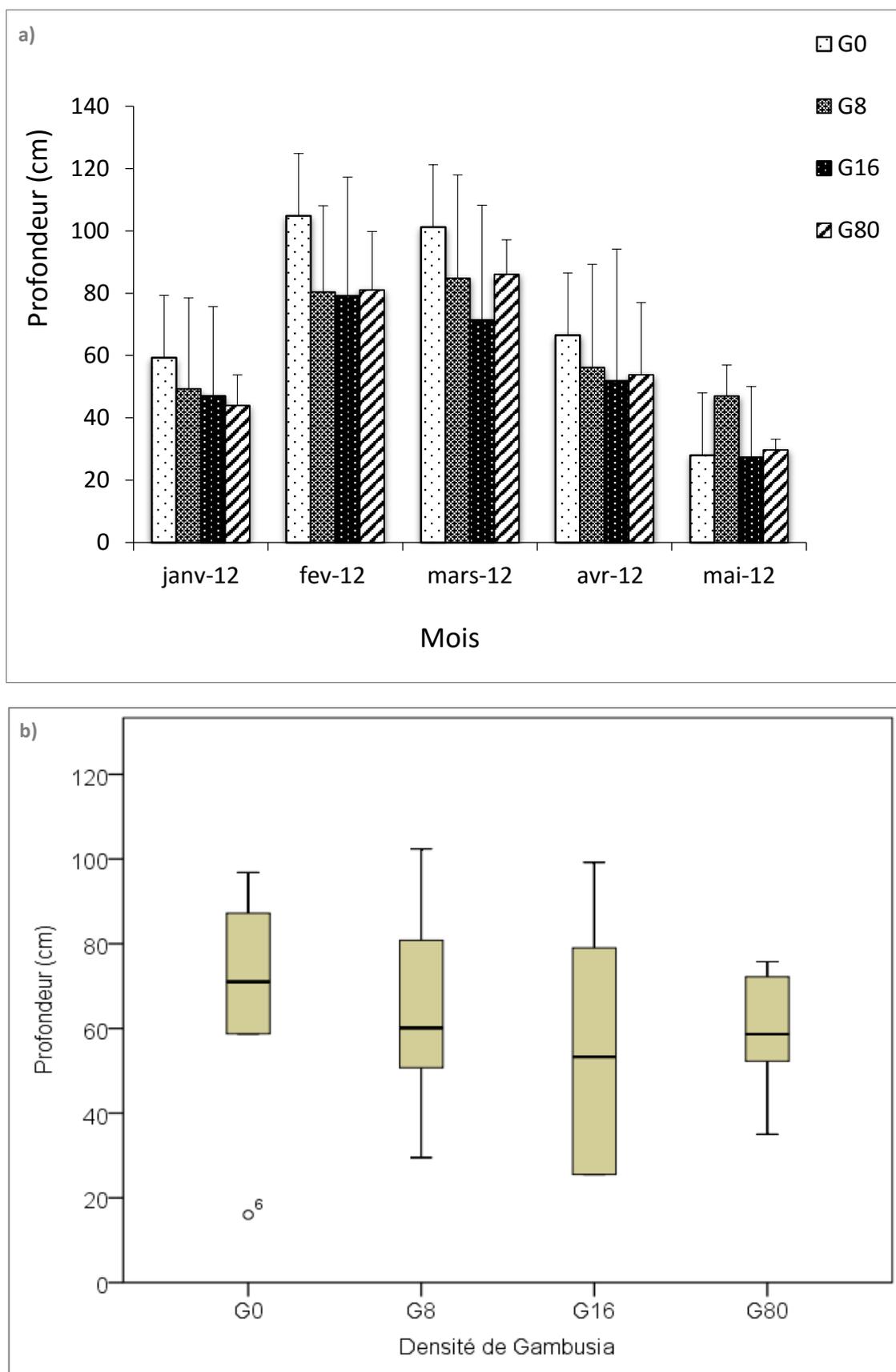


Fig. 12 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour le paramètre profondeur d'eau sur les mares d'El Feid.

IV.1.1.3. La conductivité

La conductivité de l'eau est un paramètre très important pour la dynamique des peuplements. La conductivité est proportionnelle à la quantité des sels ionisables dissous, elle constitue une bonne indication du degré de minéralisation des eaux (Bounaceur, 1997).

La conductivité, qui est l'inverse de la résistivité est liée à la teneur en sels minéraux (électrolytables) dissous dans l'eau. Elle varie selon la concentration ionique de l'eau et se mesure à l'aide d'un conductimètre. L'unité est le Siemens S (Claude *et al.*, 2003 in Guebailia., 2012).

La conductivité présente des variations irrégulières d'une mare à une autre. Pour les mares dépourvues de *Gambusia* (G0), la valeur la plus élevée (1331 $\mu\text{S}/\text{cm}$) a été enregistrée à la mare F21 au mois de janvier et la plus faible à la mare F12 avec (491 $\mu\text{S}/\text{cm}$) au mois de février. Concernant les mares abritant *Gambusia* les valeurs élevées s'échelonnent entre (1999 $\mu\text{S}/\text{cm}$) dans la mare F22 au mois de mars et (466 $\mu\text{S}/\text{cm}$) dans la même mare F11 au mois de janvier de G8 et de (1250 $\mu\text{S}/\text{cm}$) dans la mares F16 au mois de janvier à (559 $\mu\text{S}/\text{cm}$) dans la mare F5 au mois de janvier de G16 et enfin (1245 $\mu\text{S}/\text{cm}$) dans la mare F10 au mois de janvier à (462 $\mu\text{S}/\text{cm}$) dans la mare F15 au mois de février (Annexe.1, Tab.4).

La conductivité moyenne s'étend entre max et min avec (985 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 620$) au mois de janvier à (671 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 179$) au mois de février sur les mares sans *Gambusia* (G0). Concernant les mares abritant *Gambusia* les valeurs sont : (1134 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 430$) au mois de janvier à (683 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 75$) au mois d'avril sur les mares de G8 et (880 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 239$) au mois de janvier à (680 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 105$) au mois d'avril sur les mares de G16 et (914 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 239$) au mois de janvier à (109 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 129$) au mois d'avril sur les mares de G80 (Fig.13a, b) et (Fig.14a).

Selon les analyses statistique de Pearson une corrélation significatif négatif entre la densité de *G. holbrooki* et la conductivité de l'eau au mois de février ($r = -0,462$, $p = 0,030 < 0,05$) (Annexe.1, Tab.9).

IV.1.1.4. La transparence de l'eau

La transparence se définit comme la propriété d'une substance à transmettre la lumière. La transparence de l'eau influence donc la pénétration de la lumière dans un lac et dépend beaucoup de la quantité de matière dans l'eau (sous forme de particules ou dissoute).

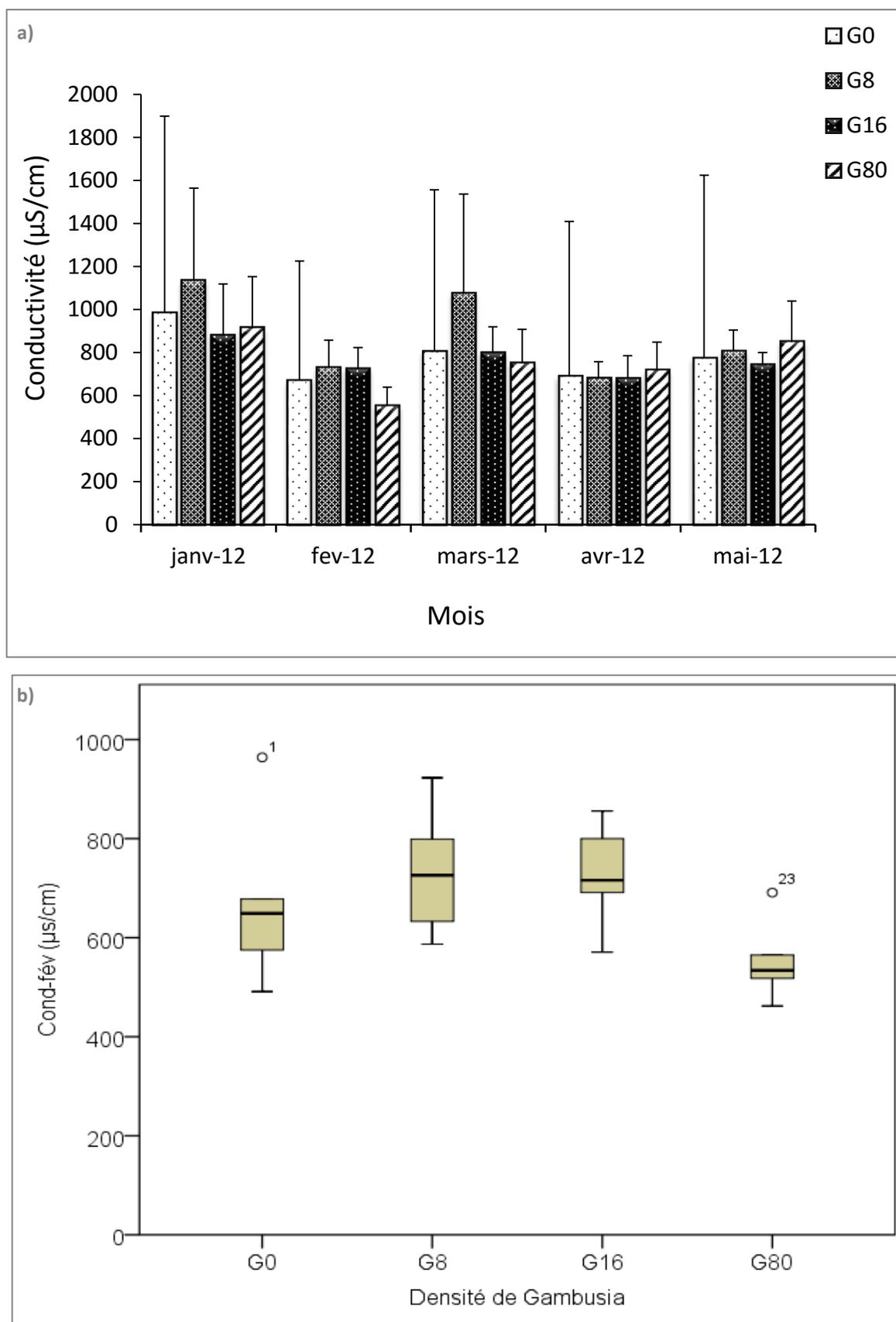


Fig. 13 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour la conductivité sur les mares d'El Feid.

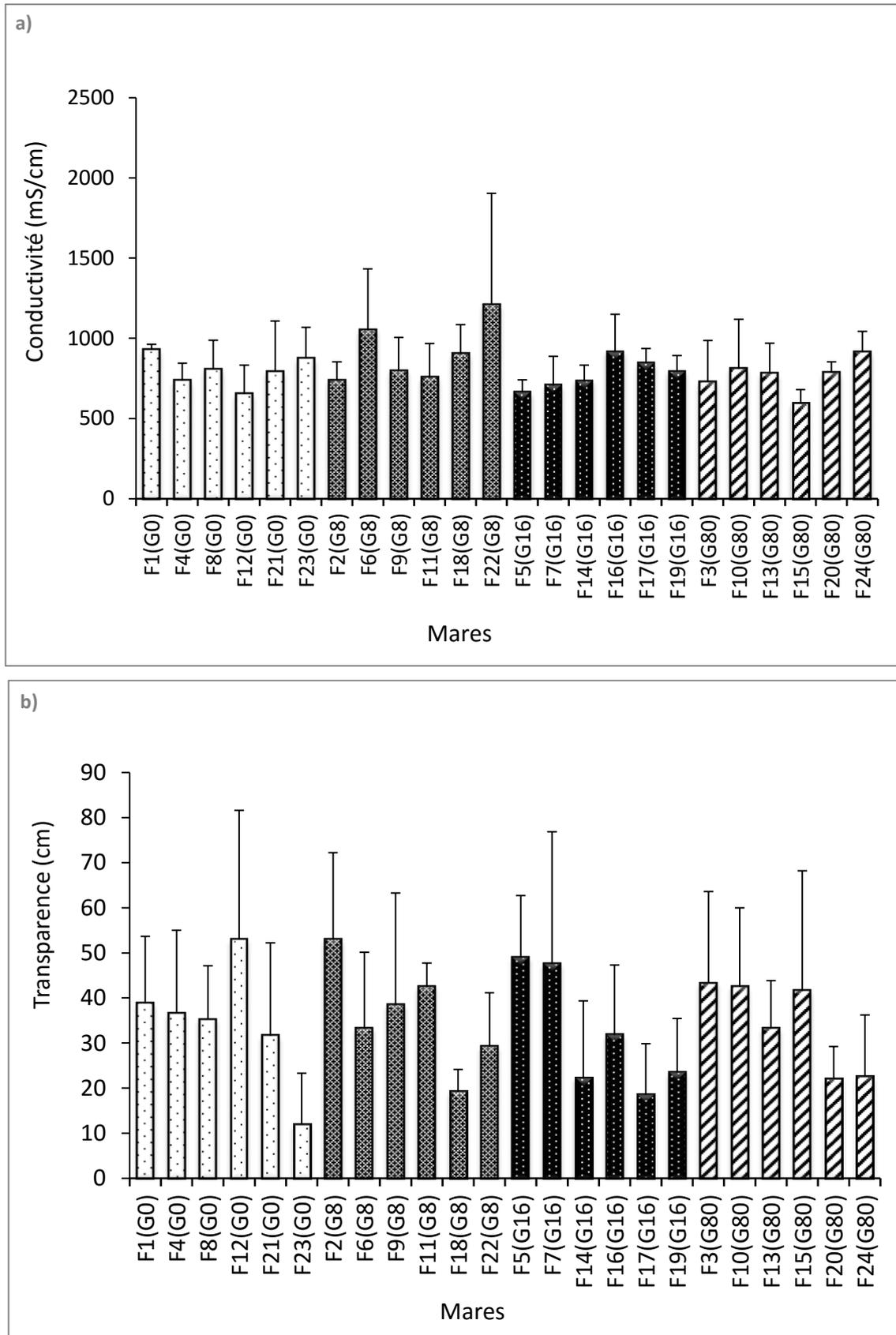


Fig.14 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types de la conductivité (b) la transparence sur les mares d’El Feid.

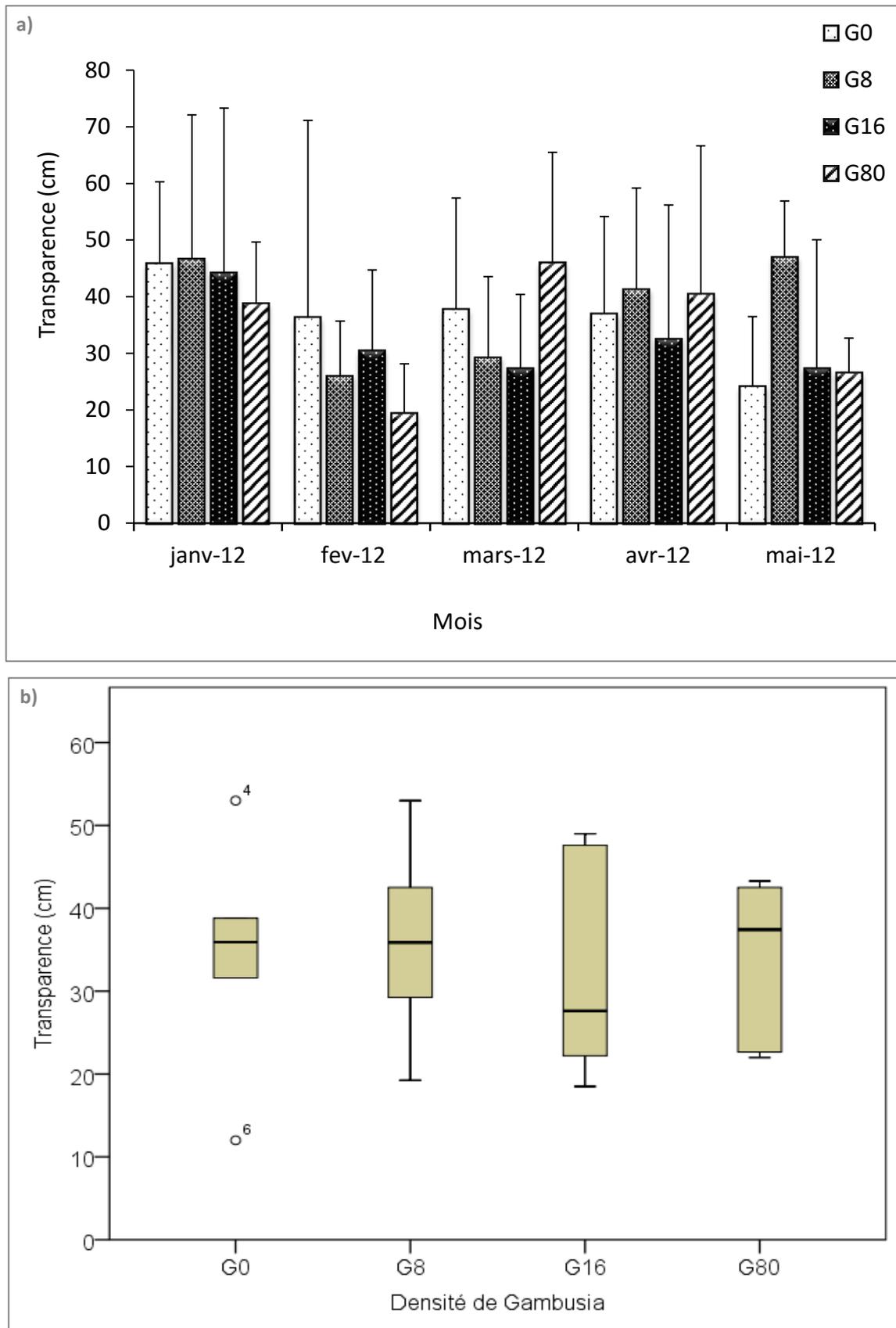


Fig. 15 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour la transparence sur les mares d’El Feid.

Ces matières peuvent être d'origine minérale (limon, argile) ou organique (débris végétaux et animaux, microorganismes, algues, composés chimiques). La lumière est indispensable à la vie aquatique, car les organismes autotrophes (qui sont capables de synthétiser leur nourriture et leurs constituants par la photosynthèse), tels que les plantes aquatiques et les algues, dépendent de celle-ci. Etant à la base de la chaîne alimentaire, la perte de ces organismes réduit la capacité des autres organismes du lac, tels que les poissons, à s'alimenter.

Une perturbation de la transparence de l'eau peut donc compromettre la chaîne alimentaire et, par conséquent, nuire à la productivité et à la diversité animale et végétale de l'écosystème aquatique (Hade, 2002).

Ce paramètre est étroitement lié aux conditions climatiques (précipitations) et aux activités anthropiques. Les valeurs de la transparence les plus élevées et les plus faibles ont été enregistrées comme suit : les mares sans *G. holbrooki* de (9 cm) dans la mare F21 à (90 cm) dans la mare F12 au mois de février, sur les mares avec *G. holbrooki* de (11 cm) dans la mare F6 au mois de mars à (80cm) au mois de janvier à la mare F9 sur le groupe des mares G8 et de (3cm) dans la mare F14 au mois de mai à (90cm) dans la mare F7 au mois de janvier sur le groupe des mares G16 et enfin de (10 cm) dans les mares F24 au mois d'avril et F15 au mois de février à (80 cm) au mois de d'avril dans la même mares sur le groupe des mares G80.

Sur les mares sans *G. holbrooki* (G0) les valeurs moyennes entre min et max s'échelonnent (24.25 cm \pm 12.33) au mois de mai à (45.83 cm \pm 14.48) au mois de janvier. Pour les mares avec *G. holbrooki*, les valeurs oscillent de (26.08 cm \pm 9.58) au mois de février à (47 cm \pm 9.90) au mois de mai de G8 et pour les mares de G16, les valeurs varient respectivement de (27.33 cm \pm 23.70) au mois de mars et (27.33 \pm 22.72) au mois de mai à (44.17 cm \pm 29.15) au mois de janvier et enfin de (19.5 cm \pm 8.65) à au mois de février à (46 cm \pm 19.49) au mois de mars pour les mares de G80. (Fig.14b) et (Fig.15a, b) (Annexe.1, Tab.5).

Les résultats du Test statistique de corrélation de Pearson ne montrent pas un effet Significatif entre la densité de *Gambusia* et la transparence de l'eau ($r = -0.013$, $p = 0.952 > 0.05$).

IV.1.1.5. Le recouvrement végétal

Dans les eaux stagnantes le rôle de la végétation est également considérable sur le bord des lacs, étangs et mares ; c'est le développement de la ceinture de végétaux hydrophytes qui

favorise l'établissement de la faune entomologique, permettant aux divers Insectes de se nourrir, se reproduire, se métamorphoser. C'est pourquoi, d'ailleurs, soit la destruction de cette végétation, soit sa disparition par changement de niveau du plan d'eau, est directement préjudiciable à la faune entomologique (Cojocarul *et al*, 2004).

IV.1.1.5.1. Les végétations hydrophytes

La distribution végétale montre une augmentation excessive dans toutes les mares échantillonnées pendant la période d'étude. Le recouvrement végétal hydrophytes le plus dense dans les mares sans *Gambusia* (G0) atteint (100%) a été enregistré à la mare F21 au mois d'avril, et le plus faible atteint (1%) aux mares F1, F4 au mois de mai.

Les recouvrements moyens s'étendent entre ($67.5\% \pm 32.21$) au mois d'avril et ($8\% \pm 9.06$) au mois de mai. Concernant les mares abritant *Gambusia* les recouvrements varient respectivement de (1%) aux mares F2 au mois mai et F9 au mois de janvier, F11 au mois de février et F22 au mois de mars à (100%) aux mares F2, F18 au mois d'avril dans les mares de G8 et (1%) à la mare F19 au mois de février à (100%) aux mares F16, F17 au mois d'avril dans les mares de G16. Et finalement les valeurs de G80 sont de (1%) aux mares F3, F10, F15 au mois de février et F20 au mois de mars à (100%) à la mare F20 au mois d'avril.

Les valeurs moyennes sont les suivantes : ($3\% \pm 2.83$) au mois de mai à ($60\% \pm 41.47$) au mois de d'avril dans les mares de G8 et de ($8.67\% \pm 10.02$) au mois de mai à ($54.17\% \pm 48.73$) au mois d'avril dans les mares de G16 et de ($2\% \pm 1.73$) au mois de février à ($74.17\% \pm 25.96$) au mois d'avril dans les mares de G80 (Fig.16a, b), (Fig.17a) et (Annexe.1, Tab.6).

Les résultats du Test statistique de corrélation de Pearson montrent un effet très hautement significatif négatif entre la densité de *Gambusia* et le recouvrement végétal hydrophytes au mois de mars ($r = -0.548, p = 0.008 < 0.05$) (Annexe.1, Tab.10).

IV.1.1.5.2. Les végétations hélophytes

Pour les végétations hélophytes des mares dépourvues de *Gambusia* (G0), les recouvrements les plus dense atteignent (100%) ont été enregistrée aux mares, F1 et F4, F12 au mois de mai et à la mare F8 au mois d'avril et F21 aux mois mars, avril et mai. La végétation la plus faible atteint (2%) à la mare F4, F8 au mois de janvier et F12 au mois de février.

Les recouvrements moyens s'étendent ($21.40\% \pm 35.67$) au mois de février à (100%) au mois de mai.

Dans le second cas, les valeurs du recouvrement végétal héliophytes les plus denses dans les mares abritant *Gambusia* atteignent (100%) aux mares suivantes : F2, F9 au mois de mai et F18, F22 au mois d'avril dans les mares de G8. Concernant les mares de G16 sont toutes denses de la végétation avec (100%) dans F5, F7 au mois de mai et F14 au mois d'avril et mai et F16, F17, F19 au mois d'avril, la faible densité a été enregistrée à la mare F14 avec (1%) au mois de janvier et enfin les mares F20, F24 au mois d'avril et F3, F15 au mois de mai elles sont toutes dense de recouvrement avec (100%) dans les mares de G80 le faible recouvrement a été au niveau de la mare F23 avec (2%) au mois de janvier (Annexe.1, Tab.7).

Les gammes de valeurs moyennes entre min et max sont, respectivement : ($7.33\% \pm 4.13$) au mois de février à (100%) au mois de mai sur les mares de G8 et de ($6.50\% \pm 5.09$) au mois février à (100%) au mois de mai sur les mares de G16 et de ($4.60\% \pm 0.89$) au mois de février à ($93.33\% 7.53$) au mois de d'avril sur les mares de G80 (Fig.17b) et (Fig.18a, b).

Selon les analyses statistique de Pearson une corrélation très hautement significatif négatif entre la densité de *G. holbrooki* et le recouvrement végétal héliophytes au mois de mars ($r = -0.560, p = 0.007 < 0.05$) (Annexe.1, Tab.11).

IV.1.2. Corrélations entre les paramètres

Sur une série de 24 mares temporaires d'étude, il a été mesuré des paramètres abiotiques (température de l'eau, profondeur, conductivité, la transparence de l'eau et le pourcentage des recouvrements végétaux hydrophytes et héliophytes). Nous avons eu recours à une analyse en composantes principales (ACP) sur une matrice de corrélation de données formées en lignes de vingt-quatre prélevées pendant les premiers scinques mois de l'année (2012).

Les colonnes correspondent aux différentes variables représentant les paramètres mesurés et analysés. Les principales corrélations qui résument les relations entre ces variables sont présentées dans le tableau 4. L'examen de ce tableau montre des corrélations significatives à très hautement significatives entre les variables.

Tableau 4. Matrice des corrélations entre les paramètres biotiques et abiotiques mesurés.(Corrélations significatives à très hautement significatives marquées à $p < ,05000$; $p < ,0001000$).

Corrélations

		Cond ($\mu\text{S/cm}$)	Prof (cm)	Trans (cm)	T($^{\circ}\text{C}$)	Recouv végét hyd(%)	Recouv végét hél(%)
Cond($\mu\text{S/cm}$)	Corrélation de Pearson N	1 104					
Prof(cm)	Corrélation de Pearson Sig. (bilatérale) N	-,251 ,010 104	1 104				
Trans(cm)	Corrélation de Pearson Sig. (bilatérale) N	-,010 ,923 104	,292 ,003 104	1 104			
T($^{\circ}\text{C}$)	Corrélation de Pearson Sig. (bilatérale) N	-,084 ,457 80	-,427 ,000 80	-,178 ,114 80	1 80		
Recouv végét hyd(%)	Corrélation de Pearson Sig. (bilatérale) N	-,092 ,357 103	-,056 ,577 103	-,028 ,781 103	-,010 ,932 79	1 104	
Recouv végét hél(%)	Corrélation de Pearson Sig. (bilatérale) N	-,137 ,164 104	-,286 ,003 104	-,157 ,111 104	,752 ,000 80	,388 ,000 103	1 104

La figure 19 représente la position des 6 variables biotiques et abiotiques dans le plan principal à deux composantes après une rotation « Varimax ». Le tableau (2) donne les valeurs des coefficients de corrélation liant les variables et les facteurs après rotation « Varimax ». Ainsi, la première composante contribuant pour 37 % de la variance totale est corrélée positivement à la température de l'eau et aux recouvrements végétaux hydrophytes et héliophytes et négativement à la transparence et à la profondeur, à la conductivité. La deuxième composante (21.59 % de l'inertie) est corrélée positivement au recouvrement végétal hydrophytes et au recouvrement végétal héliophytes, et à la profondeur de l'eau et à la transparence de l'eau et négativement à la conductivité et à la température. Le plan principal Axes (1-2) qui va servir pour les projections résume 58.59 % de l'information.

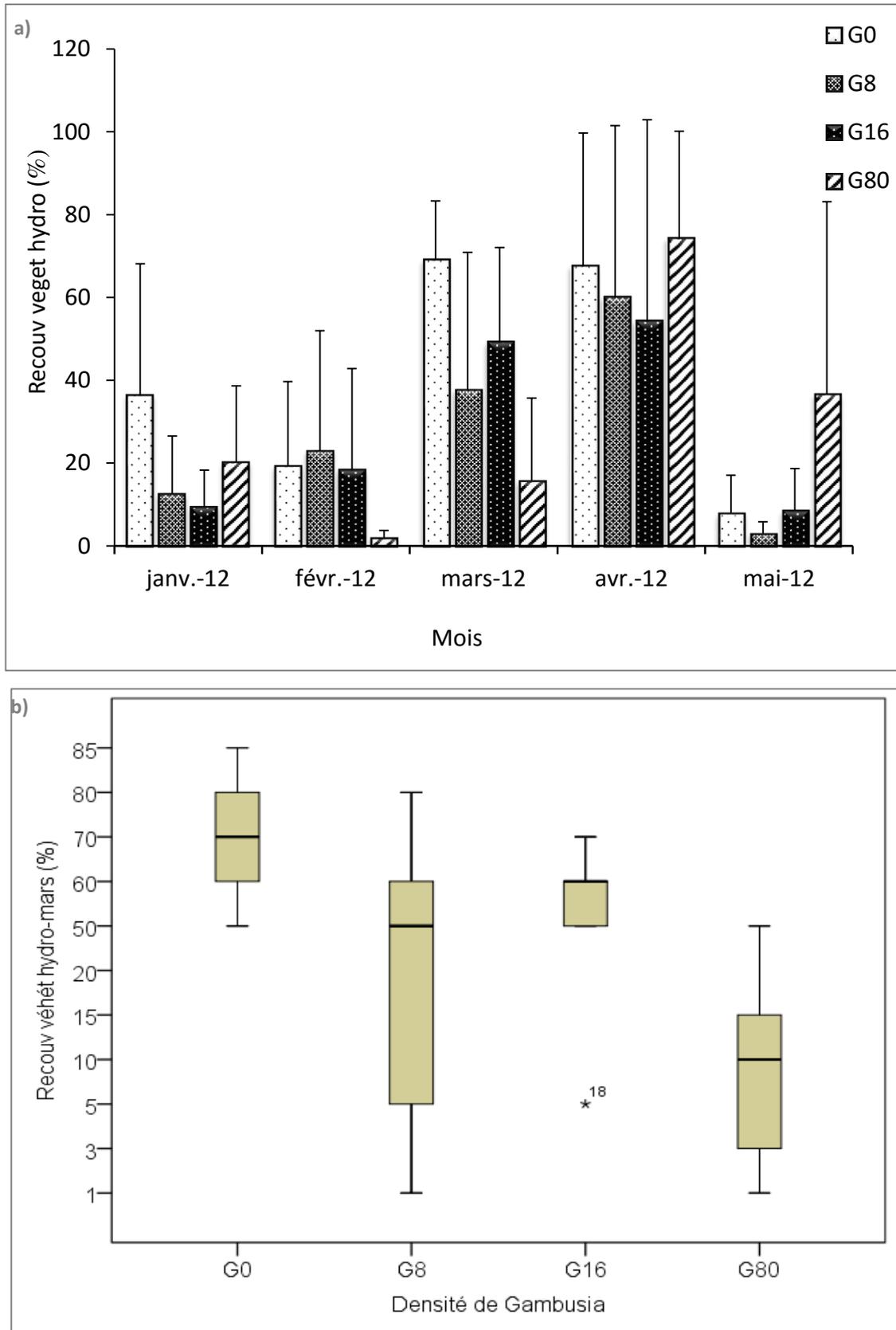


Fig. 16 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour le recouvrement végétal hydrophytes sur les mares d'El Feid.

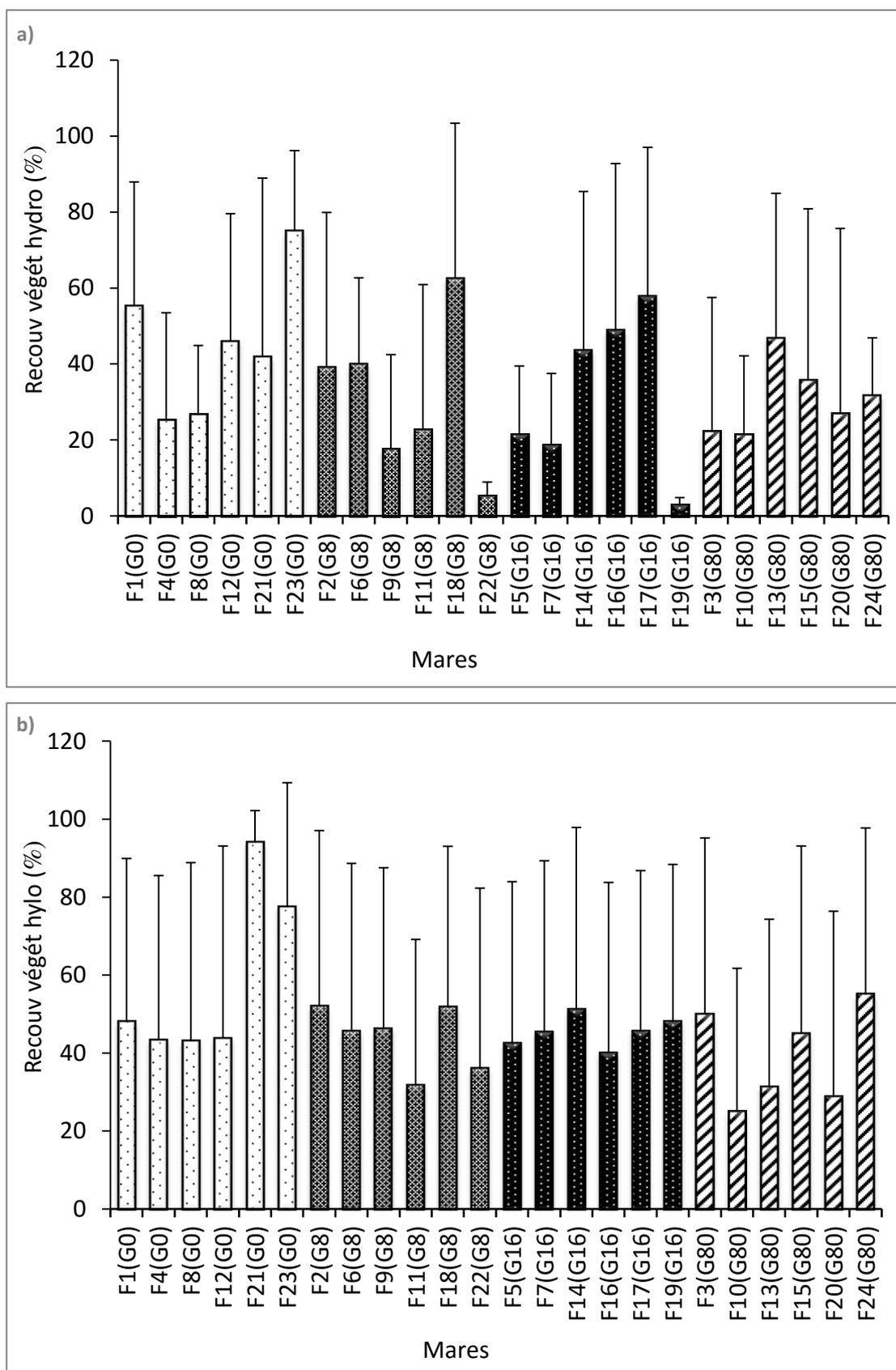


Fig.17 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types du recouvrement végétal hydrophytes
 (b) hélrophytes sur les mares d’El Feid.

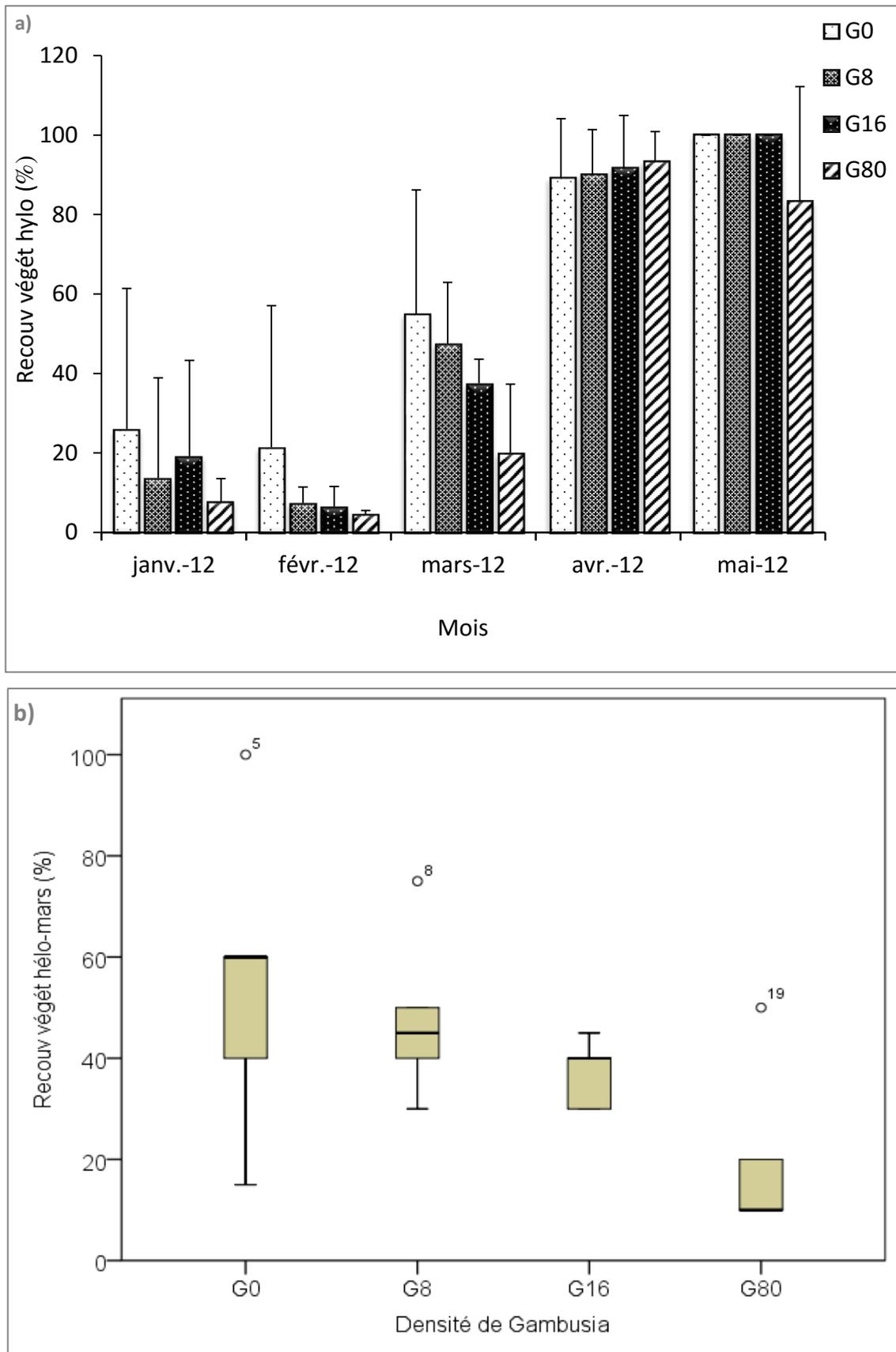


Fig. 18 ► (a) Valeurs moyennes et écarts-types et (b) « boîtes à moustaches » pour le recouvrement végétal hélrophytes sur les mares d'El Feid.

Tableau 5. Corrélations entre les variables et les facteurs après rotation Varimax

	D1	D2
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-0,1661	-0,7698
Profondeur (cm)	-0,5563	0,6792
Transparence (cm)	-0,3261	0,1826
Température ($^{\circ}\text{C}$)	0,9035	-0,0950
Recouvrement végétal hydrophytes (%)	0,4710	0,4334
Recouvrement végétal hélophytes (%)	0,8595	0,1057

La figure 20 représente la dispersion des points échantillonnés en fonction des deux composantes principales précédemment définies. Dans cette représentation, les sites sont discriminés selon le temps et la présence ou l'absence de *G. holbrooki*. Les sites sans *Gambusia* montrent une tendance à se répartir le long de l'axe 1 défini comme «axe de la température, transparence, profondeur et conductivité et recouvrement végétal hélophytes » et, les sites avec *Gambusia*, se retrouvent principalement le long de l'axe 2. Les sites avec *Gambusia* se distribuent sur toute la longueur de la composante 2 ce qui dénote du rôle de *Gambusia* sur le caractère de l'habitat abiotiques dans lequel peuvent évoluer. Il est important de remarquer que dans cette représentation, des sites sans *Gambusia* sont différents aux sites dans les quelles *Gambusia* est présente.

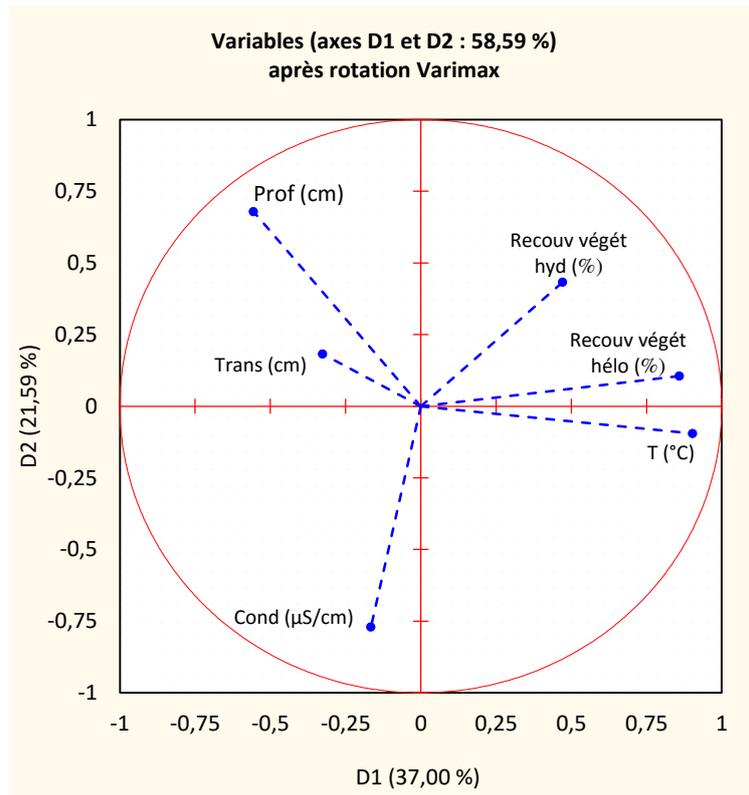


Fig. 19 ► Projection dans le premier plan principal après une rotation du type « Varimax » des 6 variables mesurées sur l'ensemble des mares d'El Feid.

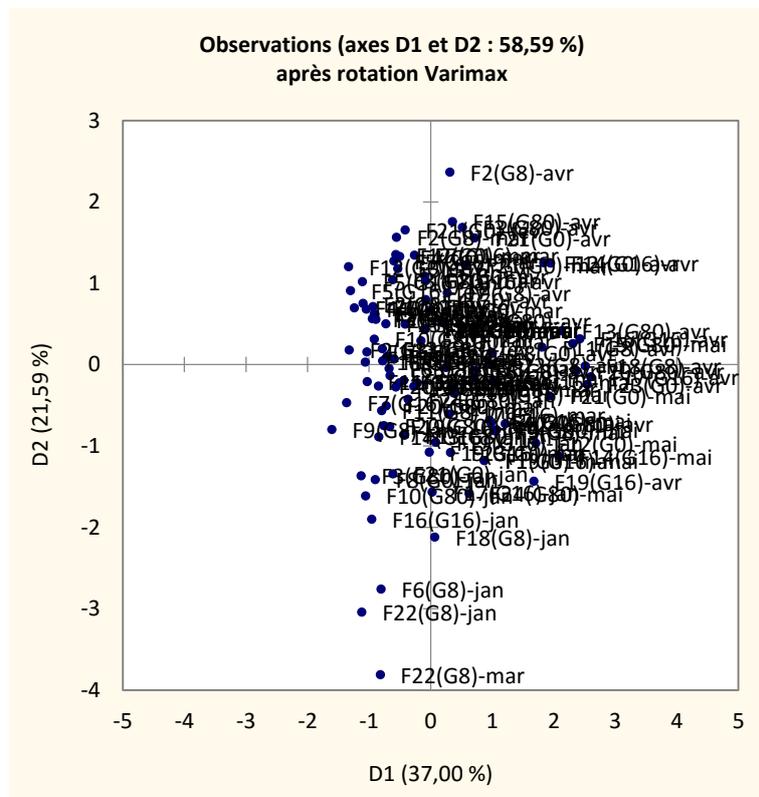


Fig.20 ► Représentation des sites avec et sans *Gambusia holbrooki* en fonction des deux composantes principales définies par la figure 19.

IV.1.2. Impact de *Gambusia holbrooki* sur la macrofaune aquatique

L'étude des peuplements de macroinvertébrés a un but : vérifier s'il existe une corrélation entre l'occurrence de certains taxons et celle de *G. holbrooki*.

IV.1.2.1. Peuplement des vertébrés et invertébrés

Au cours de notre étude, nous avons recensé 70 taxa faunistiques sur l'ensemble de 24 mares temporaires d'El Feid.

Les populations faunistiques de ces mares temporaires sont composées essentiellement d'invertébrés qui représentent les arthropodes, mollusques, annélides et de vertébrés qui représentent les poissons, amphibiens sur l'ensemble des taxons échantillonnés.

Les invertébrés sont dominés par les arthropodes qui représentent : les crustacés, arachnides et les insectes ce dernier domine les arthropodes par (55%) dans les mares de G0 et (71%) dans les mares de G8 et (62%) dans les mares de G16 et finalement (71%) dans les mares de G80. Les mollusques ne représentent que (35%) dans les mares de G0 et (20%) dans les mares de G8 et (22%) dans les mares de G16 et enfin (30%) dans les mares de forte densité de poissons G80. Ceci nous amène à constater que les insectes sont prédominants dans les mares.

La population des vertébrés est constituée par des poissons qui représentent successivement les mares G0 (7%), G8 (12%), G16 (9%), G80 (27%) et en grande partie par les amphibiens qui représentent G0 (93%), G8 (88%), G16 (91%), G80 (73%) de l'ensemble de cet embranchement (Fig.21a, b, c, d). La plupart des taxons étant échantillonnés à l'état larvaire.

IV.1.2.2. Variation spatiotemporelle de la richesse spécifique

La figure (22a) présente l'évolution mensuelle de la richesse spécifique des quatre groupes de densité de poisson *Gambusia*. De manière générale la richesse spécifique totale révèle que les mares de G8 et G16 sont également les sites les plus riches en espèces suivie des mares de G80. Les mares de G0 sont les sites les plus pauvres.

La richesse spécifique dans l'ensemble est importante puisque le nombre de taxons varie entre (29) au niveau des mares sans *G. holbrooki* et (32) au niveau des mares de densité moyenne (G16).

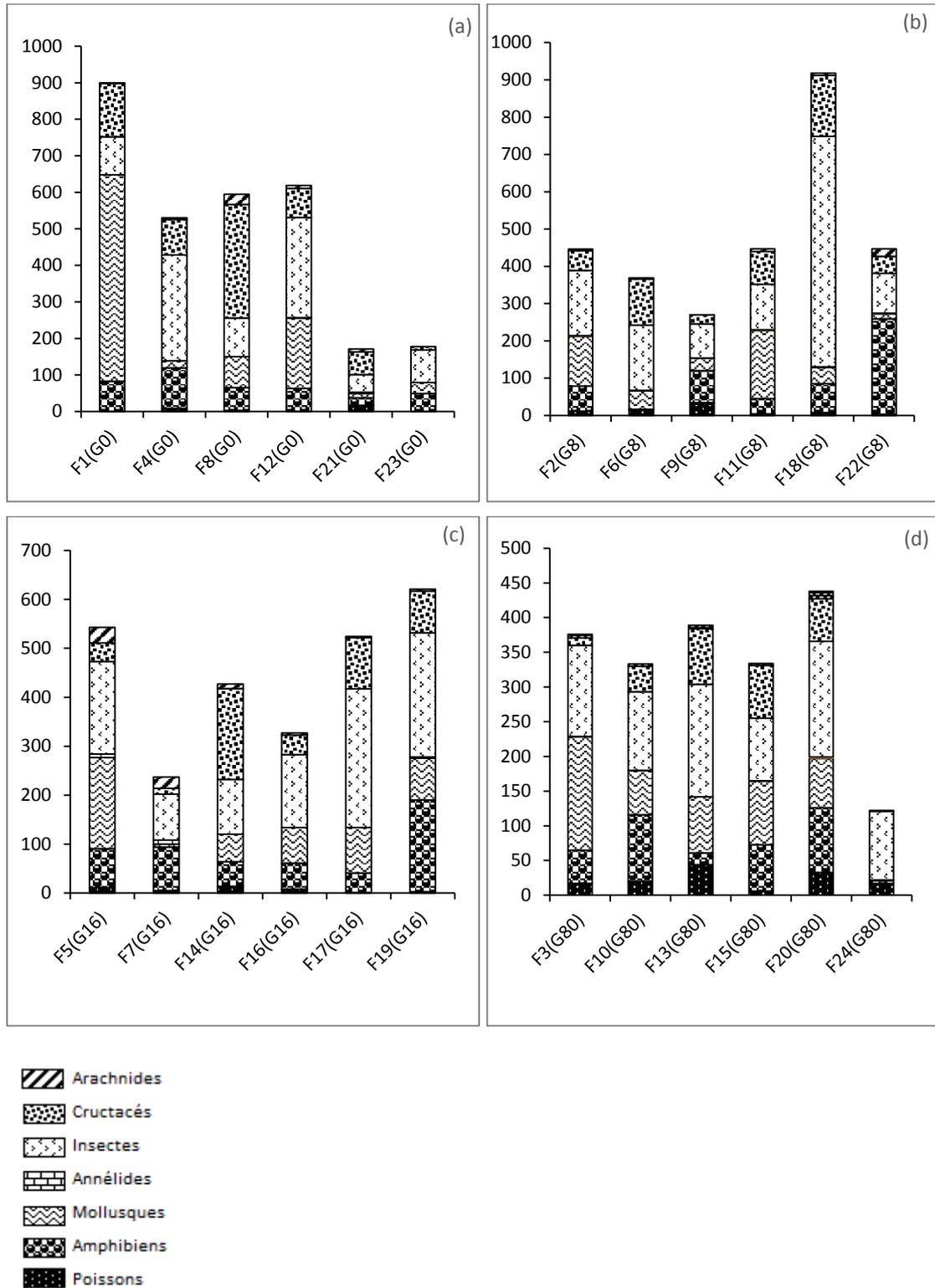


Fig.21 ► (a), (b), (c), (d) Répartition quantitative des taxa faunistiques des mares temporaires d'El Feid (janvier – mai 2012).

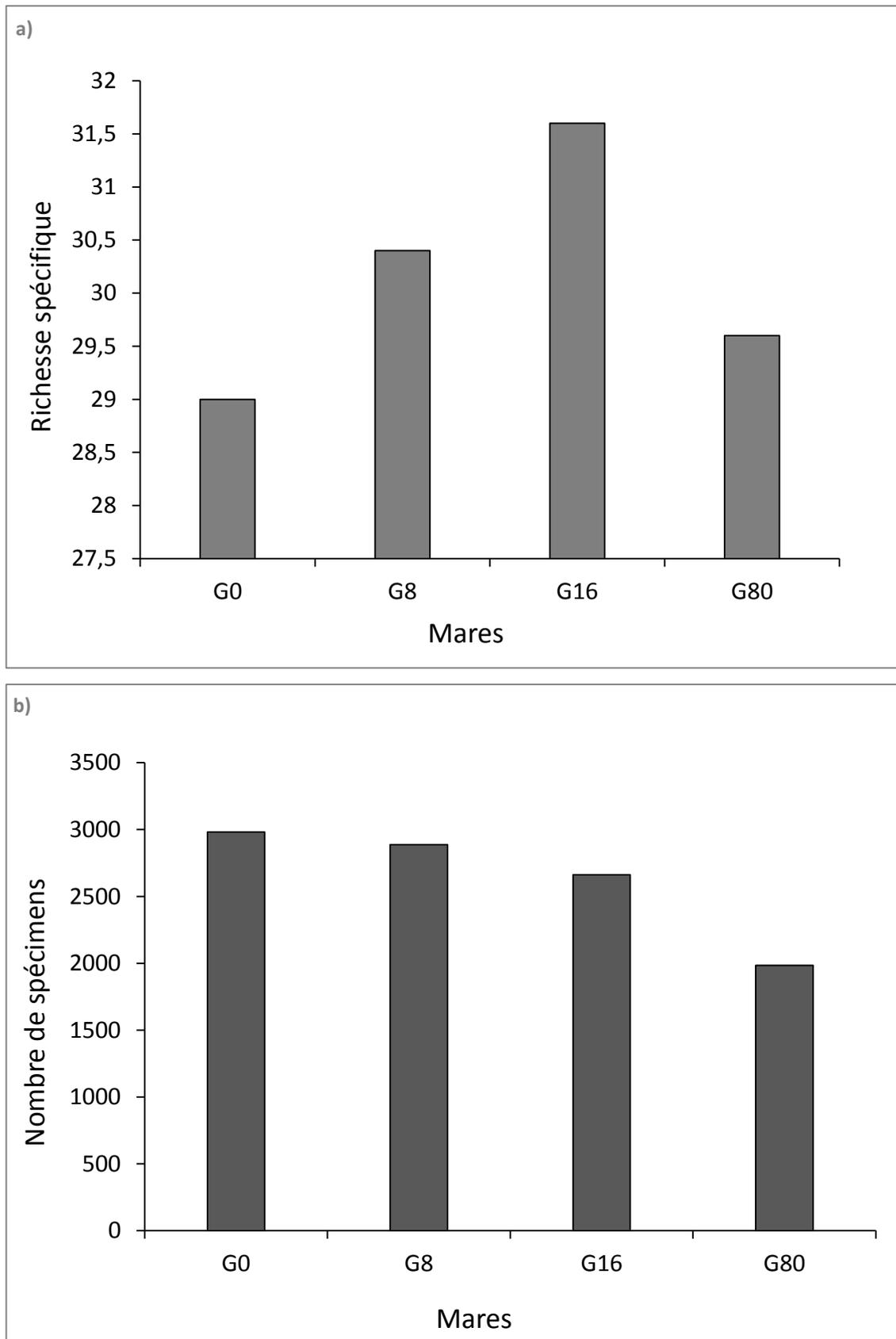


Fig.22 ► (a) Richesse spécifique, (b) Abondance de la macro faune aquatique dans les mares d'El Feid.

IV.1.2.3. Variation spatiotemporelle de l'abondance faunistique

L'évolution spatiotemporelle de l'abondance taxonomique totale révèle une abondance globalement plus importante aux mois de mars. Les mares de G80 montrent l'abondance la plus faible presque durant tous les mois. Les résultats obtenus montrent que les valeurs maximales de l'abondance totale étant obtenues dans les mares sans *Gambusia* (G0) avec un total de (2982) et les mares de Faible densité de poissons (G8) avec un total de (2887) (Fig.22b).

IV.1.2.4. L'indices de diversité

Les courbes de diversités obtenues à partir des indices de Shannon et d'Equitabilité et de Margalf indiquent que la diversité faunistique des mares est élevée, ceci correspond à des conditions de milieux favorables permettant l'installation de nombreuses espèces.

IV.1.2.4.1. L'indice de Shannon

L'indice de Shannon a été calculé chaque mois pour chaque site. Les courbes de diversité indiquent que les valeurs minimales ont été enregistrées au mois de janvier pour les mares de G0 avec (2.64) au mois de février et (2.80) au mois de mars, et finalement (2.74) dans les mares de G80 au mois de février, cela est dû probablement à la baisse saisonnière de la température. Cependant, les valeurs maximales sont également notées aux mois d'avril et mars pour les sites suivant : G8 avec (3.82) au mois de février, G16 avec (4.23) au mois de mai et G80 avec (3.74) au mois d'avril (Fig.23a).

IV.1.2.4.2. L'indice d'Equitabilité

Par définition, l'Equitabilité varie de 0 à 1. Pour beaucoup d'écologues une diversité élevée correspond à une stabilité plus grande ; une équitabilité élevée est l'indice d'un peuplement équilibré (Dajoz, 1985). L'Equitabilité est pratiquement élevée au mois de mai pour la majorité des mares G0 (E=0.78), G8 (E=0.84), G16 (E=0.90) et G80 (E=0.86). Elle confirme les résultats de l'indice de Shannon (Fig.23b).

IV.1.2.4.3. L'indice de Margalaf

Tout au long de la période d'étude, les mares de G16 montrent des valeurs mensuelles de l'indice de Margalef très élevées. La valeur maximale (3.99) est observée dans les mares de G16 au mois d'avril, la minimale (2.59) observée au mois de mars également dans les mares de G0. Ces courbes montrent des valeurs mensuelles presque fluctuantes tout au long de la période d'étude (Fig.24).

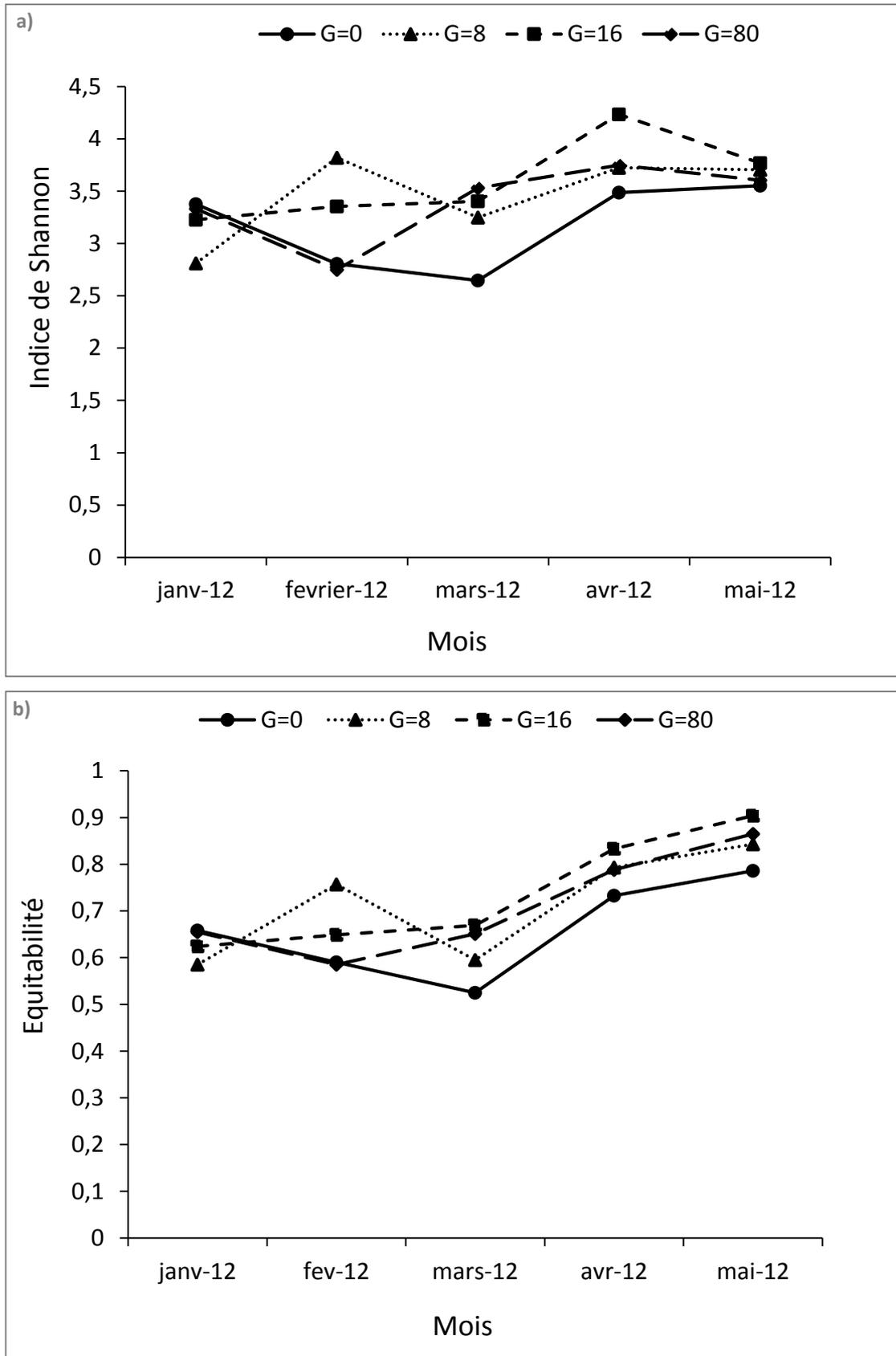


Fig.23 ► (a) Indice de Shannon (b) indice d'équitabilité de la macro faune aquatique dans les mares d'El Feid

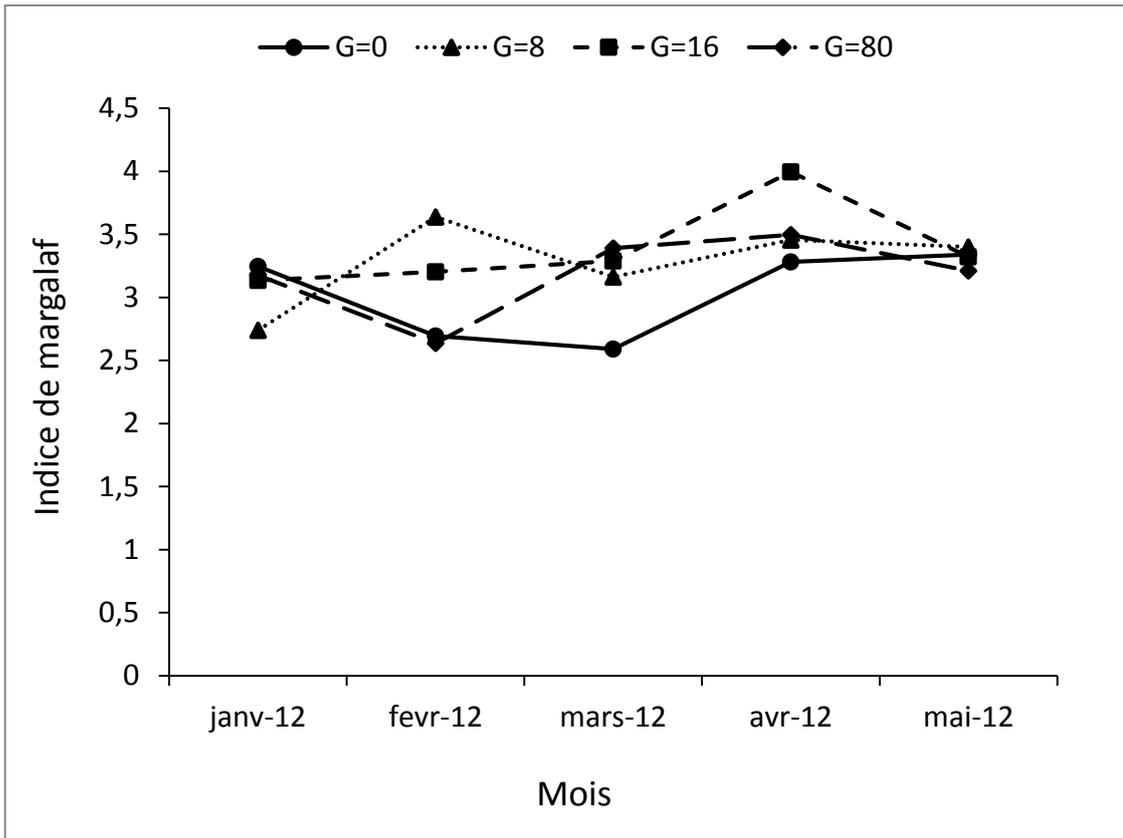


Fig.24 ► L'indice de Margalaf de la macro faune aquatique dans les mares d'El Feid.

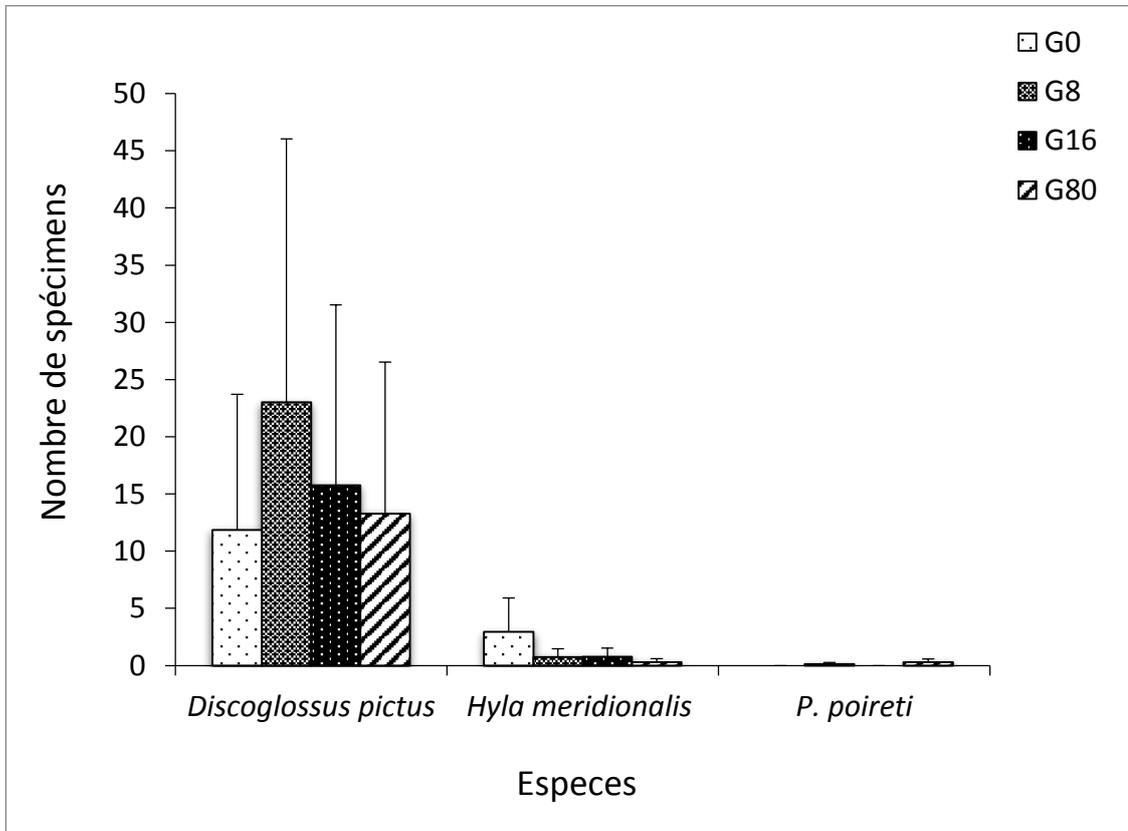


Fig.25 ► Abondance des amphibiens sur les mares temporaires d'El Feid.

IV.1.2.5. Caractéristiques des peuplements vertébrés et invertébrés

IV.1.2.5.1. Les amphibiens

Pour les 3 espèces d'amphibiens présentes dans l'ensemble des mares étudiés, la répartition spation-temporelle montre ce qui suit :

- *Discoglossus pictus* abonde dans toutes les mares de G0, G8, G16, G80 aux mois de janvier, février et mars avec une faible abondance au mois d'avril.

L'abondance maximale est observée au mois de janvier dans les mares de faible densité G8 (51 ± 78.61). On remarque aussi que *Discoglossus pictus* disparaît complètement au mois de mai dans les mares de G0, G16, G80 (Fig.25) (Fig.26a).

L'analyse de Test statistique de Pearson ne montre pas une corrélation significative entre la densité de *G. holbrooki* et *Discoglossus pictus* ($r = -0.102$; $p = 0.636 > 0.05$).

- Concernant *Hyla meridionalis* est également absente respectivement aux mois de janvier et février et apparaisse au mois de mars que dans les mares de G0 avec une faible moyenne (0.2 ± 0.45). L'abondance maximale est atteinte au mois de mai pour les mares témoins G0 (8.25 ± 14.54). Cependant les populations de *Hyla meridionalis* dans les mares de G0, G8, G16, G80 apparaissent tard aux mois avril et mai (Fig.25) (Fig.26b).

L'analyse de Test statistique de Pearson ne montre pas une corrélation significative entre la densité de *G. holbrooki* et *Hyla méridionalis* ($r = -0.318$; $p = 0.130 > 0.05$).

- Nos résultats signalent l'absence de *Pleurodeles poireti* dans toutes les mares durant les mois de janvier et février et apparaissent plus tard dans les mares de G8 et G80 respectivement au mois de mars et au mois d'avril. Elles persistent deux mois avant de disparaître au mois de mai (Fig.25) (Fig.27).

L'analyse de Test statistique de Pearson ne montre pas une corrélation significative entre la densité de *G. holbrooki* et *P. poireti* ($r = -0.181$; $p = 0.398 > 0.05$).

IV.1.2.5.2. Les insectes aquatiques

La classe des insectes montre que, les Coléoptères présentent les effectifs les plus élevés avec un total de (2984) individus, ils représentent (62%) des insectes, ils atteignent un maximal de (979) individus dans les mares de G8. Les Hémiptères occupent la deuxième place dans la

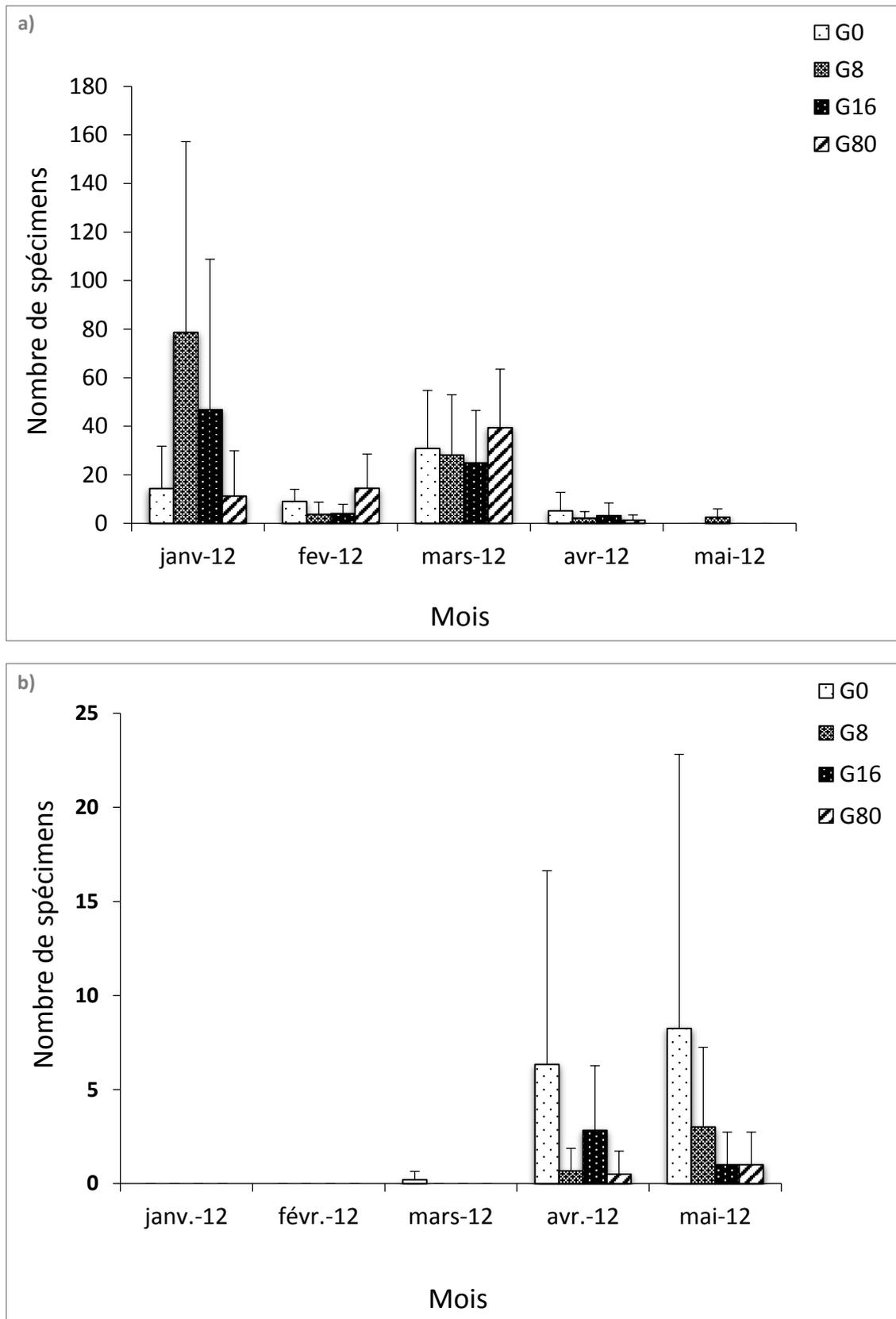


Fig.26 ► (a) Variation mensuelle de *Discoglossus pictus* (b) *Hyla meridionalis* sur les mares temporaires d’El Feid.

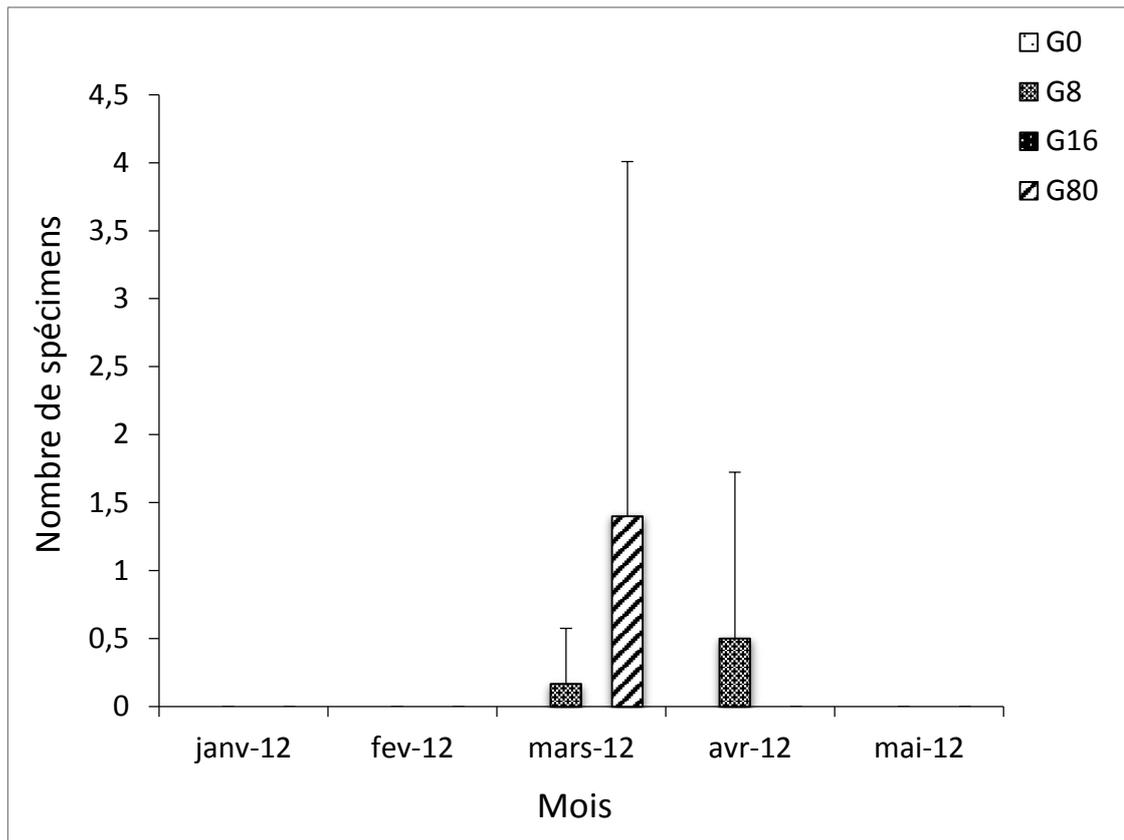


Fig.27 ► Variation mensuelle de *Pleurodeles poireti* sur les mares temporaires d’El Feid.

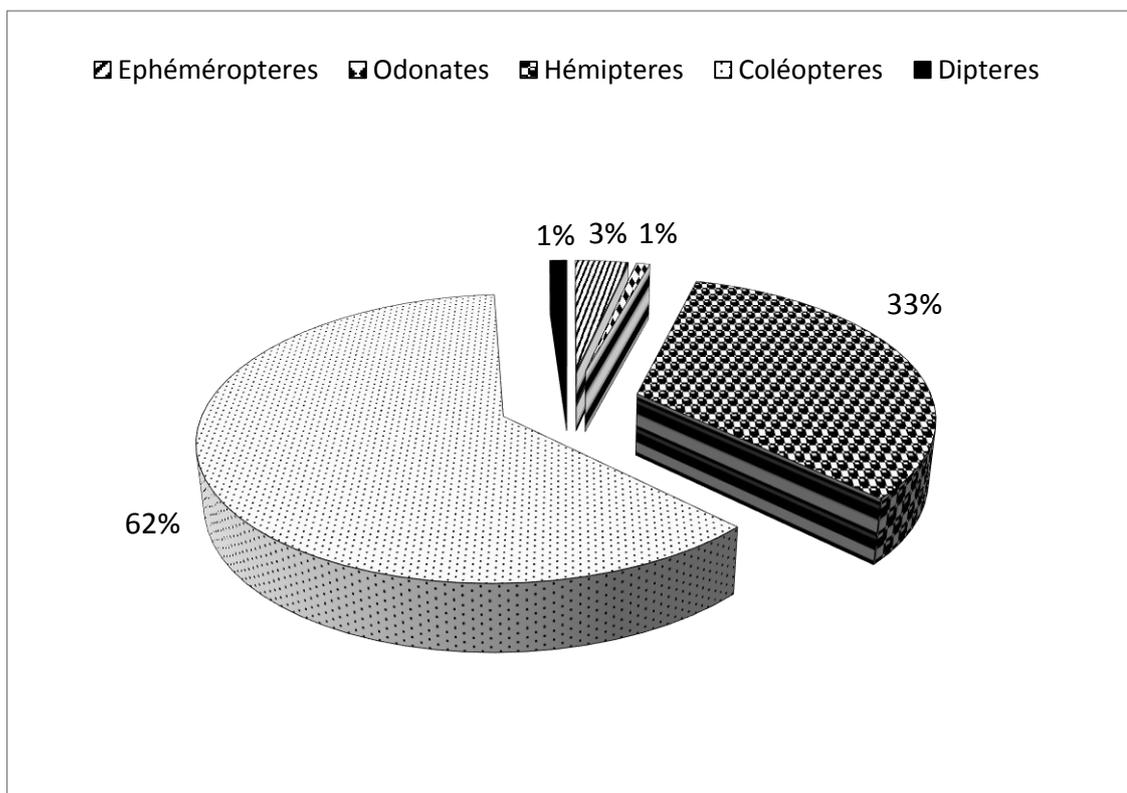


Fig.28 ► Abondance des insectes sur les mares temporaires d’El Feid.

classe des insectes avec un maximal de (311) dans les mares de G16, ils présentent (33%) des insectes, suivis par les Odonates avec un maximal de (35) individus dans les mares de faibles densité de poissons (G8), ils présentent (1%) des insectes. Les Ephéméroptères occupent la quatrième position, elles sont très élevées dans les mares témoins (G0) par (31) individus, ils présentent (10,95%) des insectes. Enfin les Diptères présentent le pourcentage le plus faible avec maximal de (15) individus dans les mares de forte densité (G80) et un total de (6,5 %) des insectes (Fig.28).

IV.1.2.5.2.1. Les Odonates

Les Odonates utilisent les eaux calmes pour réaliser leur cycle. Cependant, ces milieux stagnants ne présentent pas tous les mêmes caractéristiques. La profondeur, l'acidité, la salinité, la qualité de l'eau, le type de végétation, la présence de poissons, le climat régional... sont quelques critères parmi d'autres qui vont dicter la présence ou non d'une espèce. Ainsi, par exemple, si certaines recherchent uniquement les eaux acides des tourbières, d'autres apprécient des eaux riches en végétation et d'autres encore des mares temporaires.

- Les résultats obtenus dans cette présente étude montrent que les Aeschnes sont absents durant toute la période d'étude dans les mares témoins (G0) et présents avec des densités très faibles dans les mares de G8 au mois de février avec (0.33 ± 0.82) et mars avec (0.67 ± 1.03), et dans les mares de G16 au mois de avril avec (0.67 ± 0.82). Cependant, ces derniers ont marqués leur présence uniquement pour le mois de mai dans les mares G8 (7 ± 9.90), G16 (2.33 ± 2.08), G80 (1.33 ± 2.31) (Fig.29) (Fig.30).

L'analyse de Test statistique de Pearson ne montre pas une corrélation significative entre la densité de *G. holbrooki* et les Aeschnes ($r = -0.105$; $p = 0.627 > 0.05$).

- Concernant les Zygoptères on a enregistré aussi une augmentation très faible dans la biomasse pour les mares exposées à différentes catégories de densité de poisson par rapport à son absence dans celles sans poissons. Un maximum dans l'effectif des individus a été noté pour le mois de mai est de (5 ± 4.36) pour les mares de forte densité de poissons (G80), alors qu'il est de (1 ± 2) pour les témoins, et (0) pour les densités variées G8, G16 respectivement (Fig.29) (Fig.31a).

L'analyse de Test statistique de Pearson montre une corrélation significative positif au

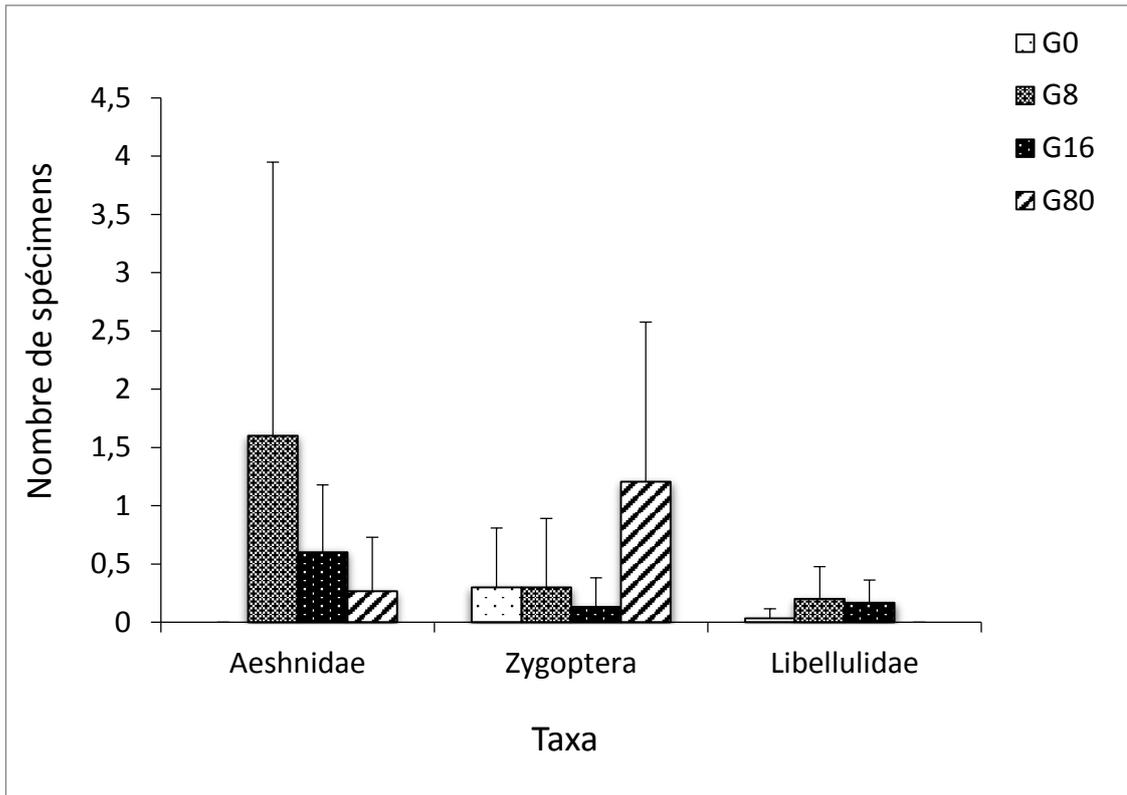


Fig.29 ► Abondance des Odonates sur les mares temporaires d’El Feid.

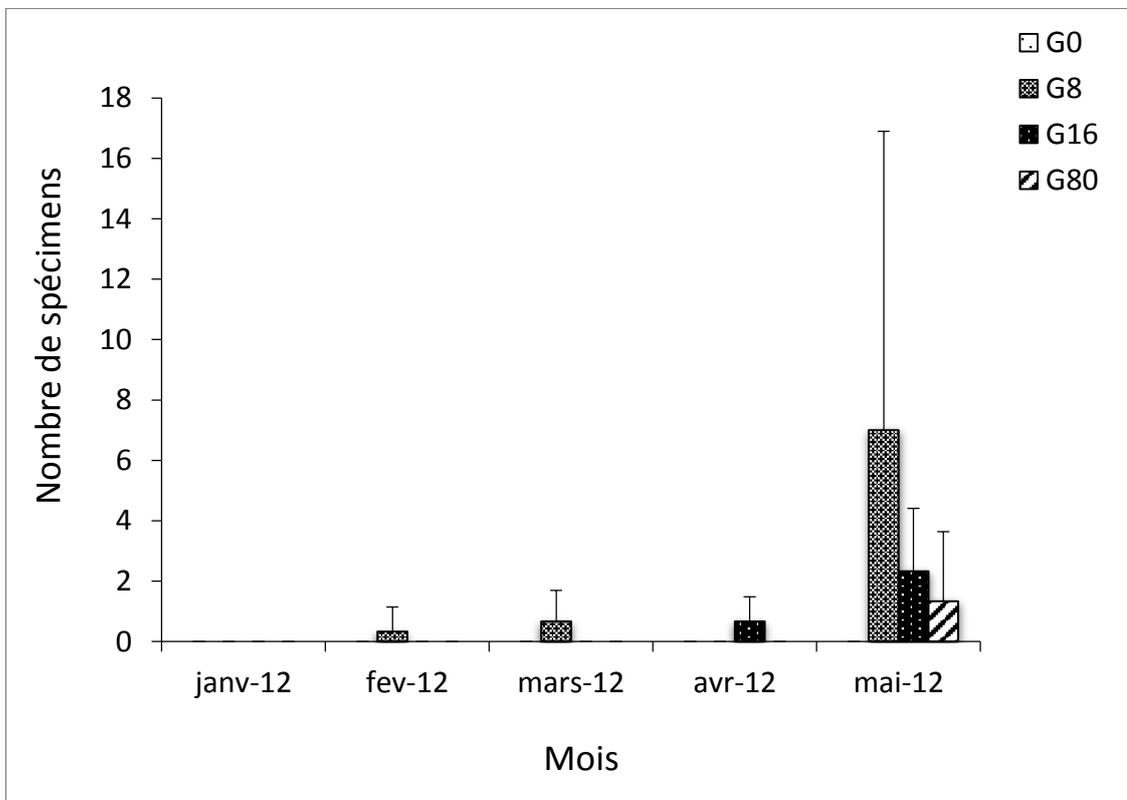


Fig.30 ► Variation mensuelle de d’Aeschnidea sur les mares temporaires d’El Feid.

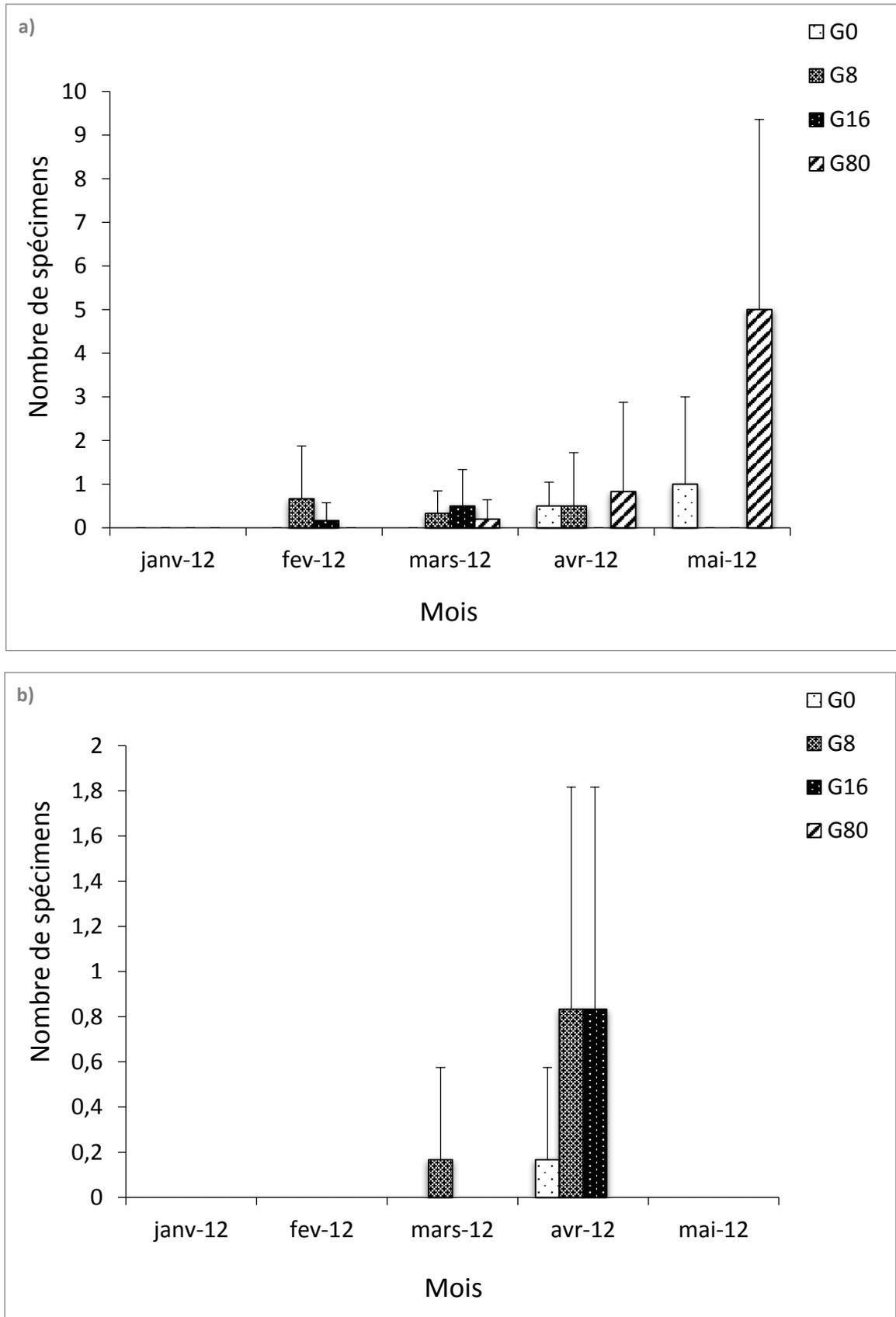


Fig.31 ► (a)Variation mensuelle de Zygoptera (b) Libellulidea sur les mares temporaires d’El Feid.

mois de mai entre la densité de *G. holbrooki* et *Zygoptera* ($r = 0.649$; $p = 0.022 < 0.05$) (Annexe.2, Tab.12).

- Quant aux libellules une apparition uniquement au mois de mars dans les mares de G8 avec (0.17 ± 0.41) et au mois de avril dans les mares G0, G8, G16 avec (0.17 ± 0.41 , 0.83 ± 0.98 , 0.83 ± 0.98) respectivement (Fig.29) (Fig.31b).

L'analyse de Test statistique de Pearson ne montre pas une corrélation significative entre la densité de *G. holbrooki* et Libellulidea ($r = -0.271$; $p = 0.201 > 0.05$).

IV.1.2.5.2.2. Les Diptères

- Les Chironoidae

Les figures (32, 33) nous informe sur la présence ou l'absence de Chironomidae au cours de la période d'étude, et leur abondance respective. Ainsi en remarque que cette espèce est absente au mois de février à cause de l'inondation dans toutes les 24 mares. La moyenne de l'abondance maximale atteint (1.2 ± 1.3) au mois de mars dans les mares de forte densité de poissons (G80).

Les résultats du Test de corrélation de Pearson montrent deux effets très hautement significatifs positifs au mois de mars entre la densité de *Gambusia* et les Chironomes et entre la moyenne de Chironomidae et la densité de *G. holbrooki* ($r = 0.539$; $p = 0.010 < 0.05$) et ($r = 0.565$; $p = 0.004 < 0.01$) respectivement (Annex.2. Tab.12).

- Les Culicidae

D'après les figures (32, 34a), les mares les plus riches en Culicidae sont les mares de G0, G8, G16 avec des moyennes de (0.5 ± 1.22), (0.67 ± 1.63), (0.67 ± 0.82) respectivement et une faible abondance dans les mares de G80 avec (0.17 ± 0.81) dans le mois d'avril. En effet, on note l'abondance maximale de Culicidae dans les mares de G0 dans le mois de février avec (0.8 ± 1.79). Ainsi en remarque l'absence totale de cette espèce durant les mois de janvier et mars dans toutes les mares étudiées.

Les résultats du Test de corrélation de Pearson ne montrent pas une corrélation significatif entre la densité de *G. holbrooki* et les Culicidae ($r = -0.303$; $p = 0.150 > 0.05$).

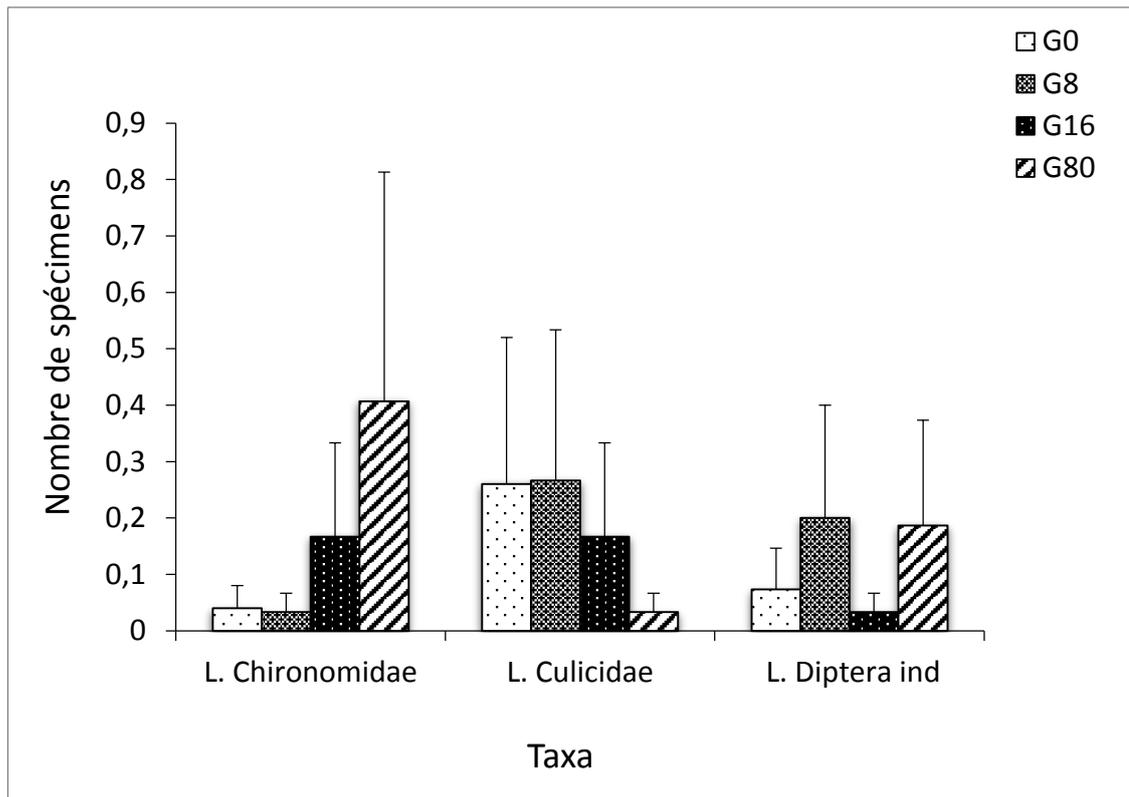


Fig.32 ► Abondance des Diptères sur les mares temporaires d’El Feid.

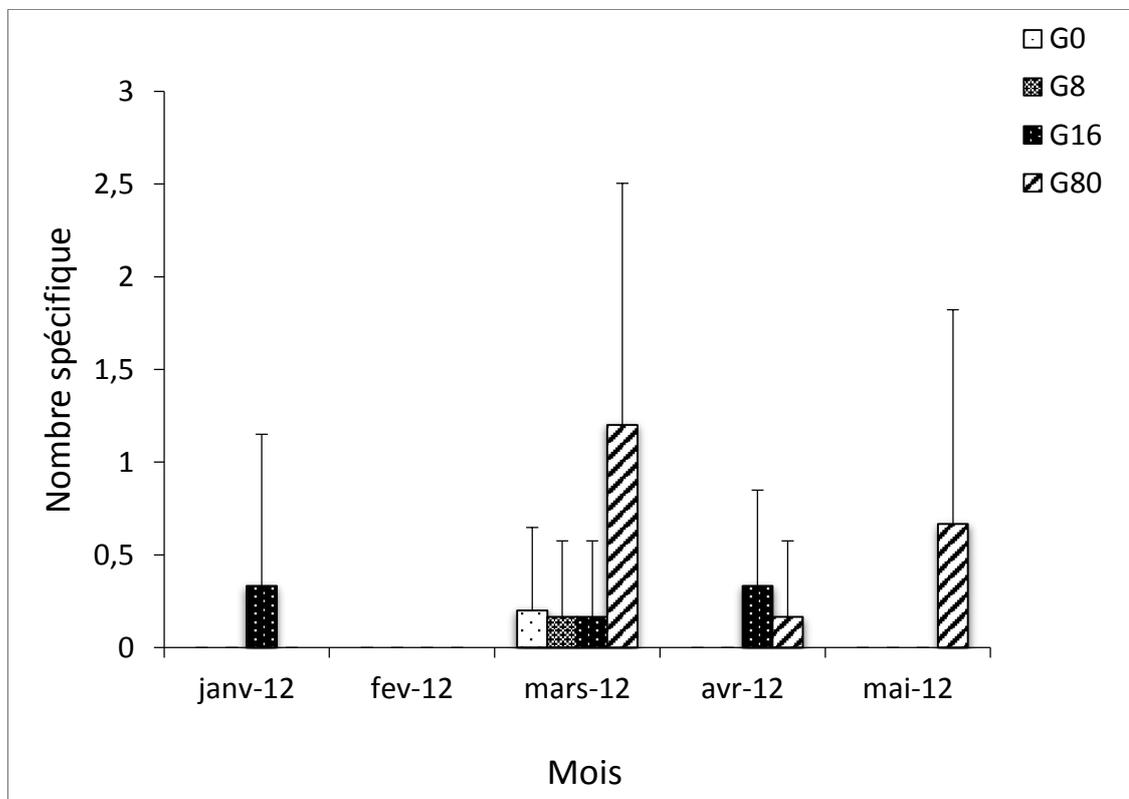


Fig.33 ► Variation mensuelle de L. Chironomidae sur les mares temporaires d’El Feid.

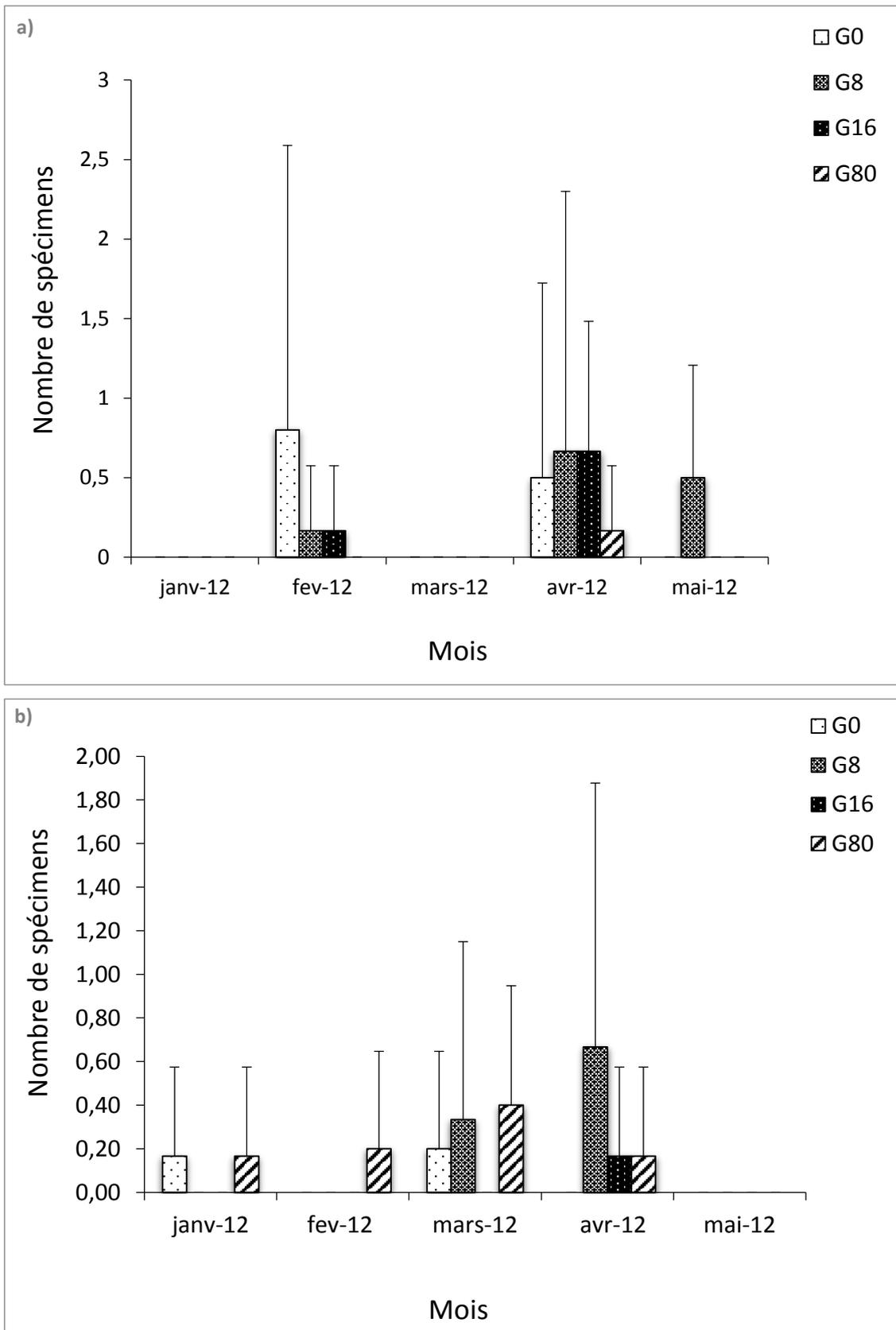


Fig.34► (a) Variation mensuelle de Culicidés, (b) L. Diptères indétérminés sur les mares temporaires d'El Feid.

➤ Larves Diptères indéterminés

Les figures (32, 34b), nous montrent clairement que les Diptères indéterminés sont présents dans toutes les mares de différentes densité de poissons pendant les mois de janvier, février, mars et avril. Celle-ci a une abondance maximale de (0.67 ± 1.21) dans les mares de G8 pendant le mois d'avril. De contraire, l'absence de ce dernier a été enregistrée dans toutes les mares étudiées pendant le mois de mai.

Les résultats du Test de corrélation de Pearson ne montrent pas une corrélation entre la densité de *G. holbrooki* les larves indéterminées de Diptères ($r = 0.085$; $p = 0.694 > 0.05$).

IV.1.2.5.2.3. Les Ephéméroptères

La figure (35a) nous montre l'abondance d'Ephéméroptères rencontrées sur les sites étudiés. L'abondance maximale a été enregistré dans les mares témoins avec (7.25 ± 13.20) , et (3.33 ± 3.06) dans les mares de densité moyenne de poissons (G16) au mois de mai. Par contre des faibles valeurs de l'abondance ont été enregistrées dans les mares avec *Gambusia* (G8, G16, G80) pendant les mois de février, mars et avril. En effet, on note l'absence d'Ephéméroptères au mois de janvier dans toutes les mares étudiées.

Le Test statistique de Pearson ne montre pas une corrélation significative entre la densité de *G. holbrooki* et les Ephéméroptères ($r = -0.186$; $p = 0.384 > 0.05$).

IV.1.2.5.2.4. Les Hémiptères

Le tableau (5) nous renseigne sur l'occupation temporelle des espèces d'Hémiptères au niveau des 24 mares temporaires. Nous pouvons distinguer les espèces permanentes. Celles que l'on a trouvé durant la période d'échantillonnage tel que : *Plea minutissima*, *Anisops sardea*, *Corixa affinis*, *Notonecta aubliqua*, *Notonecta glauca*, Larves de Notonectes. La figure (35b) nous informe que la moyenne de l'abondance maximale des Hémiptères a été enregistrée au niveau des mares sans *G.holbrooki* avec (76.2 ± 107.8) dans le mois de mai et (60.75 ± 108.8) dans les mares de densité moyenne de *Gambusia* (G16).

Les résultats du Test statistique de corrélation de Spearman montrent une corrélation significative négative entre la densité de *G. holbrooki* et les larves de Notonectidae ($r = -0.442$; $p = 0.031 < 0.05$) (Annexe.2, Tab.13).

D'une manière générale, les résultats du Test de corrélation de Pearson ne montrent pas une corrélation significative entre la densité de *G. holbrooki* et les Hémiptères ($r = -0.237$; $p = 0.265 > 0.05$).

Tableau 6. Check-list des d'espèces d'Hémiptères dans les 24 mares de prélèvements

	G0	G8	G16	G80
<i>Notonecta aubliqua</i>	37	18	23	7
<i>Notonecta glauca</i>	20	10	13	4
<i>L. Notonecta</i>	80	22	17	13
<i>Anisops sardea</i>	10	13	23	21
<i>Plea minitussima</i>	29	112	56	45
<i>L. Plea</i>	43	11	7	5
<i>Gerris thoracicus</i>	6	11	6	6
<i>Gerris sp</i>	1	0	0	3
<i>L. Gerris</i>	5	0	0	4
<i>Corixa affinis</i>	7	21	11	17
<i>L. Corixidae</i>	8	13	41	13
<i>Hesperocorixa linnaie</i>	1	0	5	4
<i>Hesperocorixa moesta</i>	8	4	11	2
<i>Hesperocorixa furtiva</i>	6	2	8	10
<i>Sigara sp</i>	0	0	3	2

IV.1.2.5.2.5. Les Coléoptères

Le tableau (6) montre la permanence de *Berosus affinis*, *Laccobius mulsanti*, *Ochtebius sp*, *Helochares lividus*, *Copelatus sp*, *Dryops sp*, *Colymbetes fuscus*, *Caelumbus confluence*, *Helophourus pallidipenus*, *Hydroporus sp*, *Hydroporus sp2*, *Metaporus meridionalis*, et les larves de Coléoptères, tandis que d'autre Coléoptères comme: *Cybister senegalensis*, *Cybister tripunctatus*, *Agabus nebulosus*, *Gyrinus djeanus*, *Chathatrion seminitumus*, *Hydrochus angustatus*, apparaissent très rares et saisonnières.

La figure (36) nous informe que les Coléoptères sont abondants dans toutes les mares étudiées et durant toute la période d'étude mais avec des fluctuations d'une mare à l'autre. L'abondance maximale a été enregistrée au mois de mai dans les mares G8 avec (340 ± 575) et G16 (194 ± 371), les autres mares ce sont de faibles valeurs.

D'une manière générale, les résultats du Test statistique de corrélation de Spearman montrent une corrélation très hautement significatif positif au mois d'avril entre la densité de *G. holbrooki* et les Coléoptères ($r = 0.539$; $p = 0.007 < 0.01$) (Annexe.2, Tab.14). Et pour

préciser, le Test statistique de Spearman montre que la corrélation est significative négatif entre la densité de *Gambusia* et *Cybister senegalensis* ($r = 0.506$; $p = 0.012 < 0.05$) (Annexe.2, Tab.15).

Tableau 7. Check-list des d'espèces de Coléoptères dans les 24 mares de prélèvements

	G0	G8	G16	G80
<i>Hydrous piceus</i>	2	1	0	0
<i>Colymbetes fuscus</i>	2	16	19	11
<i>Cybister senegalensis</i>	3	0	0	0
<i>Cybister tripunctatus</i>	3	0	3	0
<i>Agabus nebuloris</i>	0	0	1	1
<i>Agabus sp</i>	0	23	10	7
<i>Gyrinus djenus</i>	0	0	2	0
<i>Berosus affinis</i>	24	21	47	16
<i>Berosus salinus</i>	24	0	2	0
<i>Berosus signaticollis</i>	0	4	28	17
<i>Chathatrion seminitum</i>	0	1	0	0
<i>Caelumbus confluence</i>	4	2	16	4
<i>Copelatus sp</i>	10	18	9	11
<i>Dryops sp</i>	14	18	33	18
<i>Helophourus sp</i>	0	4	11	4
<i>Helophourus pallidipenus</i>	3	13	15	8
<i>Helochares lividus</i>	3	454	208	129
<i>Hydroporus sp</i>	3	4	9	10
<i>Hydroporus sp2</i>	1	4	7	6
<i>Hydrochus anguastatus</i>	4	0	0	0
<i>Hydrophidrus guinensis</i>	2	0	2	0
<i>Hyphydrus aubei</i>	0	3	0	1
<i>Hygrobia tarda</i>	2	0	1	11
<i>Laccobius mulsanti</i>	140	316	245	280
<i>Laccophilus hyalinus</i>	1	1	2	1
<i>Metaporus meridionalis</i>	141	1	1	5
<i>Ochtebius sp</i>	10	15	14	17
<i>Bidessus munitisimus</i>	5	8	4	7
<i>Haliphus lineaticollis</i>	15	1	6	5
<i>Haliphus mucronatus</i>	5	4	20	2
<i>Peltodytes rotendatus</i>	0	3	2	3
<i>Quadripunctatus sp</i>	5	1	1	0
<i>Coléopteres ind sp4</i>	0	1	3	0
<i>Coléopteres ind sp24</i>	0	2	0	1
<i>L. Coléopteres</i>	27	65	30	46

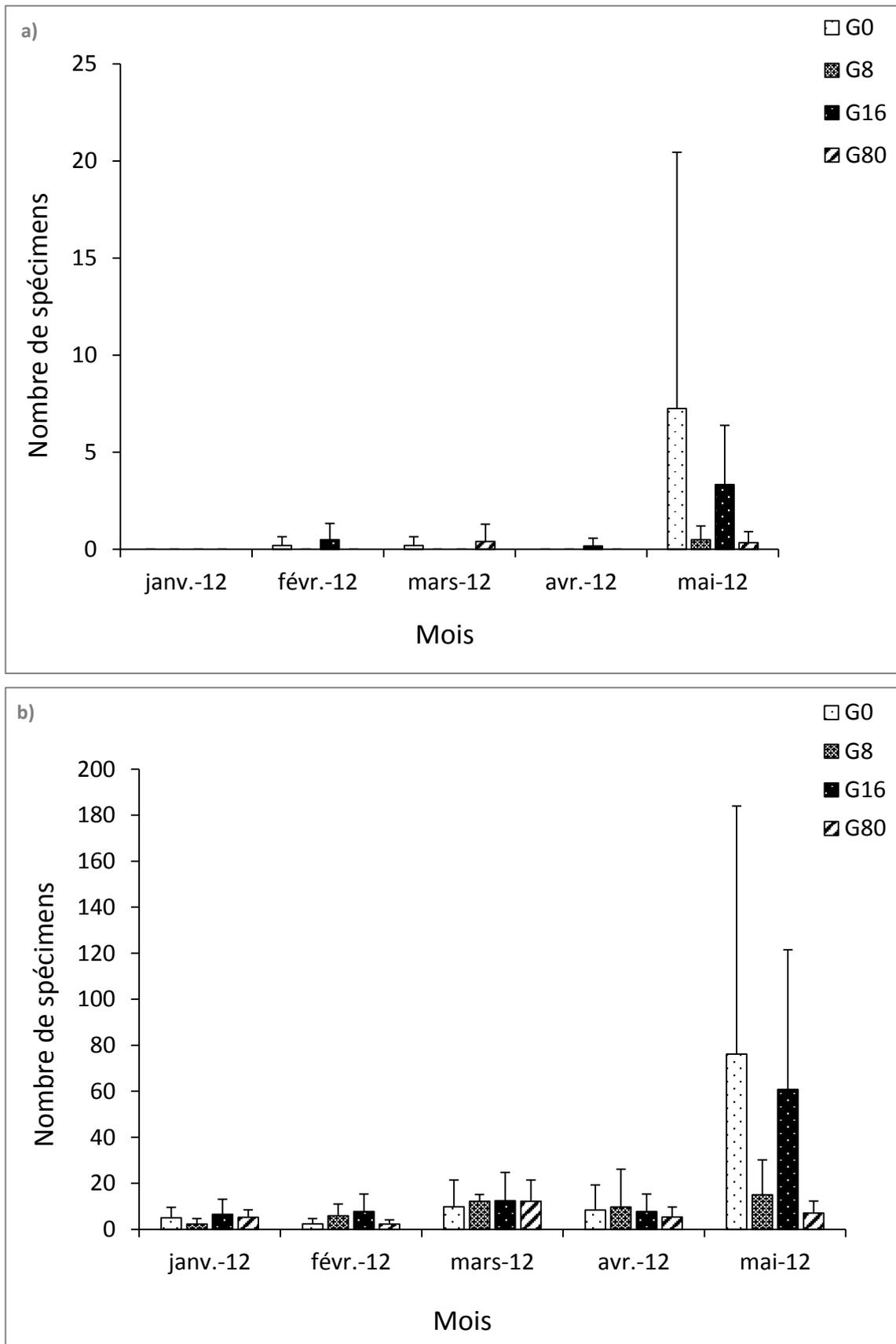


Fig.35 ► (a) Variation mensuelle des Ephéméroptères, (b) Hémiptères sur les mares temporaires d'El Feid.

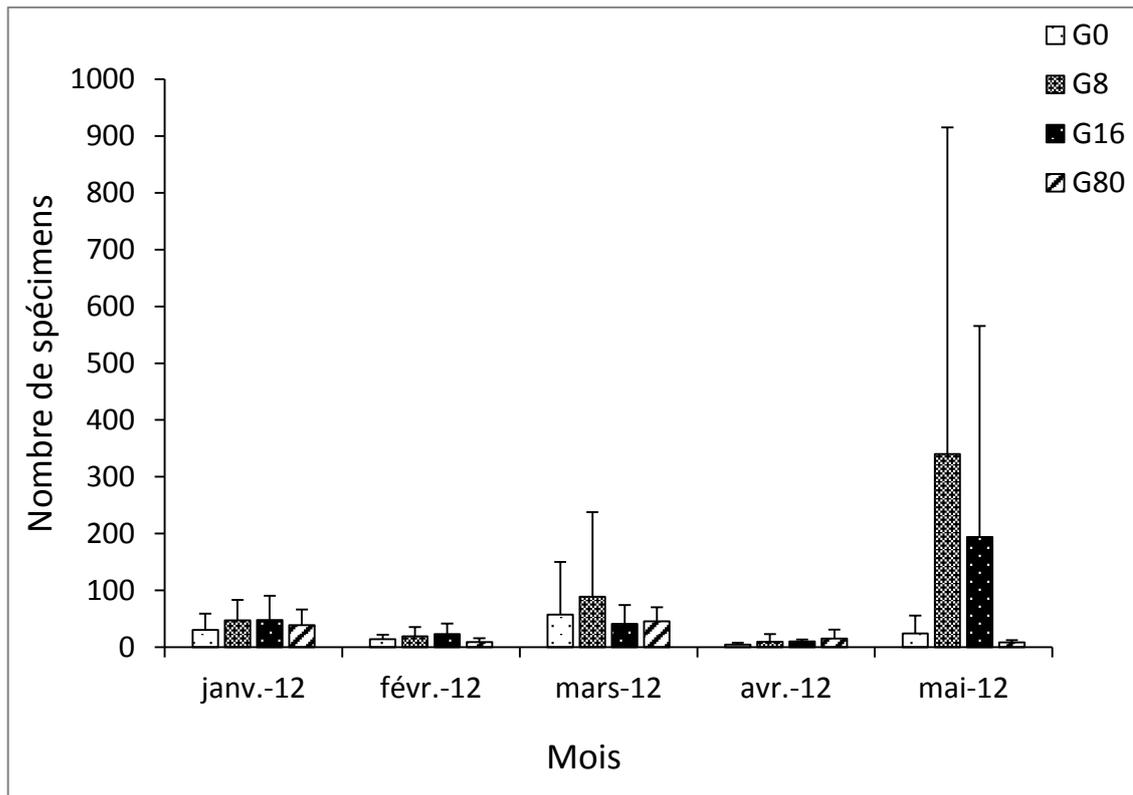


Fig.36 ► Variation mensuelle des Coléoptères, sur les mares temporaires d’El Feid.

IV.1.3. Impact de *Gambusia holbrooki* sur le zooplancton

IV.1.3.1. Composition spécifique du zooplancton des mares temporaires El Feid

Pendant les mois de janvier et février, de fortes pluies sont tombées dans la zone d'étude avec les cas d'inondation. Nous avons enregistré la présence de *Gambusia* dans 3 étangs où aucun poisson n'a été introduit. La confirmation qu'une certaine gambusie a réussi à envahir des mares voisines pendant l'inondation. Les mares qui ont été planifié comme des témoins ont montré la plus haute moyenne et écart-type en abondance du zooplancton, reflétant probablement l'absence/présence de poisson (105 ± 276.2 et 52.7 ± 128.5 pour des témoins et des mares avec le poisson, respectivement). Seulement deux Copépodes harpaticoides étaient enregistrés, ils n'ont pas été traités séparément, mais ont été inclus dans l'abondance de zooplancton totale et des analyses de Copépodes. Il y avait une baisse saisonnière d'abondance totale du zooplancton (Fig.37a). L'effet de *Gambusia* sur l'intercepte ($\chi^2 = 0.72$, $p = 0.87$), le terme linéaire ($\chi^2 = 0.28$, $p = 0.96$) et le terme quadratique ($\chi^2 = 0.22$, $p = 0.97$) n'a pas amélioré le modèle indiquant qu'il n'y a pas de différence l'abondance totale du zooplancton.

Les tableaux 8 et 9 montrent les évaluations des paramètres et leurs erreurs standard avec des p -values. L'abondance totale zooplanctonique n'est pas différente en janvier (Kruskal-Wallis test : $\chi^2 = 0.71$, $df = 3$, $p = 0.87$).

Tableau 8. Estimation de paramètres pour l'analyse de l'effet de différentes densités de *Gambusia* sur le total du zooplancton, Cladocera et Anostraca.

	Zooplankton			Cladocera			Anostraca		
	Estimates	Std. Error	p	Estimates	Std. Error	P	Estimates	Std. Error	p
Intercept	76.87	26.48	0.008	6.9	1.74	<0.001	0.64	0.23	0.008
Linear	-173.29	76.64	0.033	-2.53	2.79	0.366	-1.5	0.57	0.014
Quadratic	102.45	66.11	0.134	-9.98	4.41	0.032	0.55	0.28	0.061
<i>Gambusia</i> _8	-16.03	37.45	0.672	-2.73	2.46	0.276	-0.26	0.15	0.096
<i>Gambusia</i> _16	-29.73	37.45	0.43	-4.13	2.46	0.104	-0.25	0.15	0.115
<i>Gambusia</i> _80	-21.97	37.45	0.56	-4.17	2.46	0.101	-0.25	0.15	0.115
Linear: <i>Gambusia</i> _8	28.88	108.38	0.79	0.21	3.94	0.957	0.48	0.31	0.142
Linear: <i>Gambusia</i> _16	62.19	108.38	0.57	1.79	3.94	0.65	0.46	0.31	0.154
Linear: <i>Gambusia</i> _80	32.15	108.38	0.77	1.48	3.94	0.709	0.46	0.31	0.154
Quadratic: <i>Gambusia</i> _8	-13.54	93.49	0.88	4.54	6.24	0.473			
Quadratic: <i>Gambusia</i> _16	-39.91	93.49	0.67	4.54	6.24	0.473			
Quadratic: <i>Gambusia</i> _80	-3.56	93.49	0.97	7.13	6.24	0.264			

IV.1.3.1.1. Les Cladocères

Les résultats obtenus dans cette présente étude montrent que l'espèce exotique *G. holbrooki* exerce une pression de prédation sur les Cladocères. Une diminution au niveau de la biomasse des Cladocères a été observée durant la période d'étude pour les différentes densités de poissons (faible, moyenne et élevée) par rapport au témoin qui ne contient pas les poissons (Fig. 37b). Le maximum d'abondance est observé pour le mois de mars (22.60 ± 30.47) au niveau du témoin comparativement avec les différentes catégories de densités (11 ± 9.55), (9 ± 11.66) et (7.8 ± 7.16) respectivement pour G8, G16 et G80. Au mois de mai, on a remarqué presque la disparition des Cladocères du milieu et cela correspond à l'augmentation de la température et le commencement de l'assèchement dans les mares temporaires (Fig.38a, b).

L'effet de *Gambusia* sur l'intercepte ($\chi^2 = 2.49$, $p = 0.48$), le terme linéaire ($\chi^2 = 0.32$, $p = 0.96$) et le terme quadratique ($\chi^2 = 1.32$, $p = 0.72$) n'a pas amélioré le modèle indiquant qu'il n'y a pas de différence dans l'abondance en Cladocères.

Le tableau 8 montre le paramètre estimés et l'erreur standard avec des valeurs de p -values. Aucune différence n'a été trouvée dans l'abondance des Cladocères au début de la période d'étude (Kruskal-Wallis : $\chi^2 = 5.0938$, $df = 3$, p -value = 0.1651).

IV.1.3.1.2. Les Anostracés

Les Anostracés sont rencontrés dans les mares temporaires d'El Feid pendant les mois de janvier, février et mars. Les résultats obtenus montrent que les poissons n'affectent pas directement les Anostracés. Ils sont uniquement retrouvés dans les mares témoins et pour la densité faible en poissons G8. Mais, pour les mares exposées à des densités moyennes et élevées G16 et G80 respectivement, les Anostracés sont absents (Fig.37c). Durant le mois de janvier, ils sont trouvés avec la même densité moyenne de 3 pour le témoin et la catégorie de faible densité G8. Cependant, pour les mois de février et mars, on a observé une diminution dans les effectifs des Anostracés. En plus, l'abondance moyenne était de (0.6 ± 0.89) pour le témoin et de (0.16 ± 0.80) pour la densité faible G8 (Fig.39a, b).

L'effet de *Gambusia* sur l'interception ($\chi^2 = 0.76$, $p = 0.86$) et le terme linéaire ($\chi^2 = 3.00$, $p = 0.39$) n'a pas amélioré le modèle indiquant que les conditions de *Gambusia* n'ont pas fait de différence dans l'abondance des Anostracés. Les effets des paramètres fixés et leurs erreurs standard avec des p -value (Tab. 8). Aucune différence n'a été notée au début de la période d'étude (Kruskal-Wallis : $\chi^2 = 142.455$, $df = 3$, $p = 0.20$).

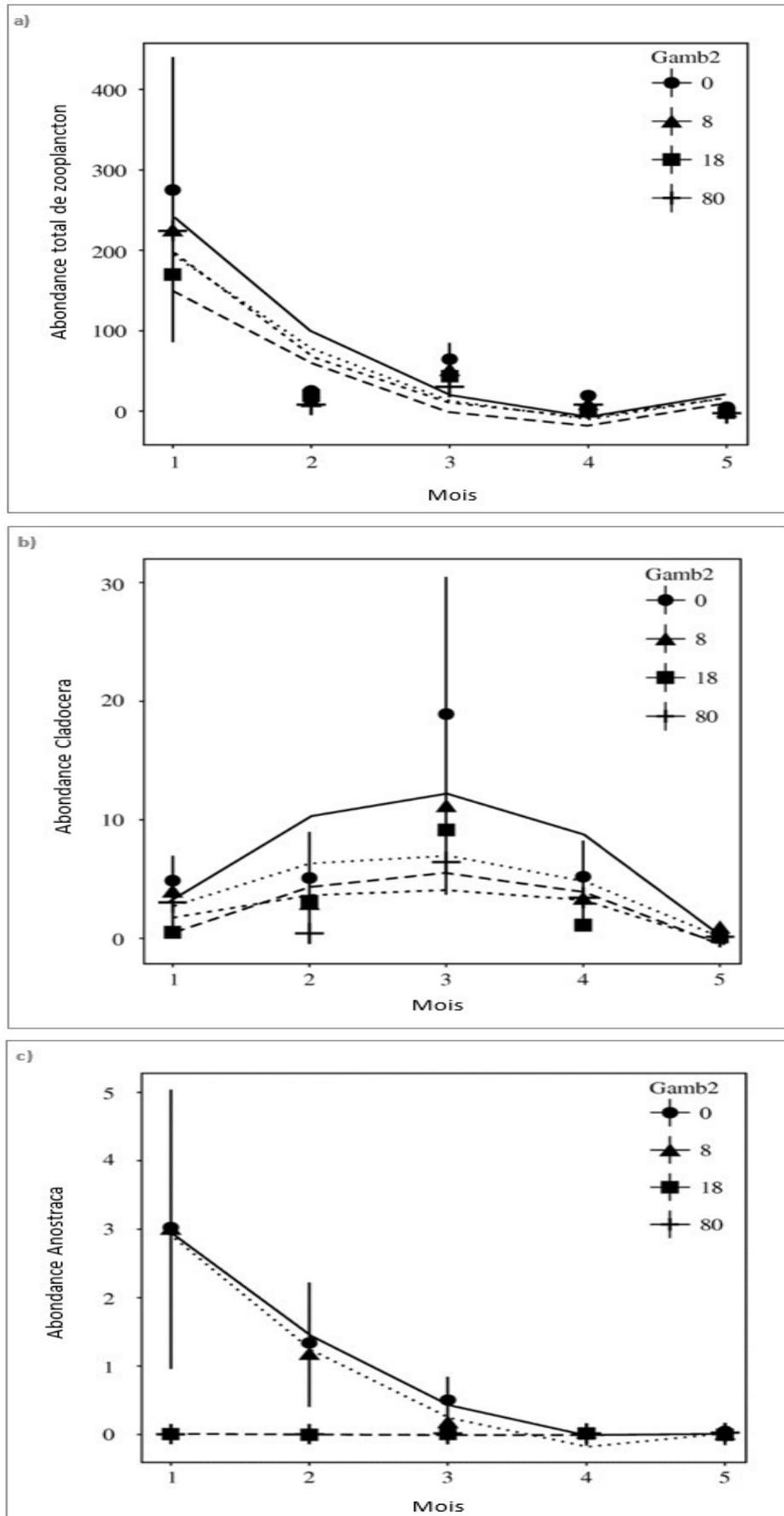


Fig.37 ► Changement mensuel du zooplancton dans les mares d'El Feid : (a) total de zooplancton, (b) Cladocera, (c) Anostraca

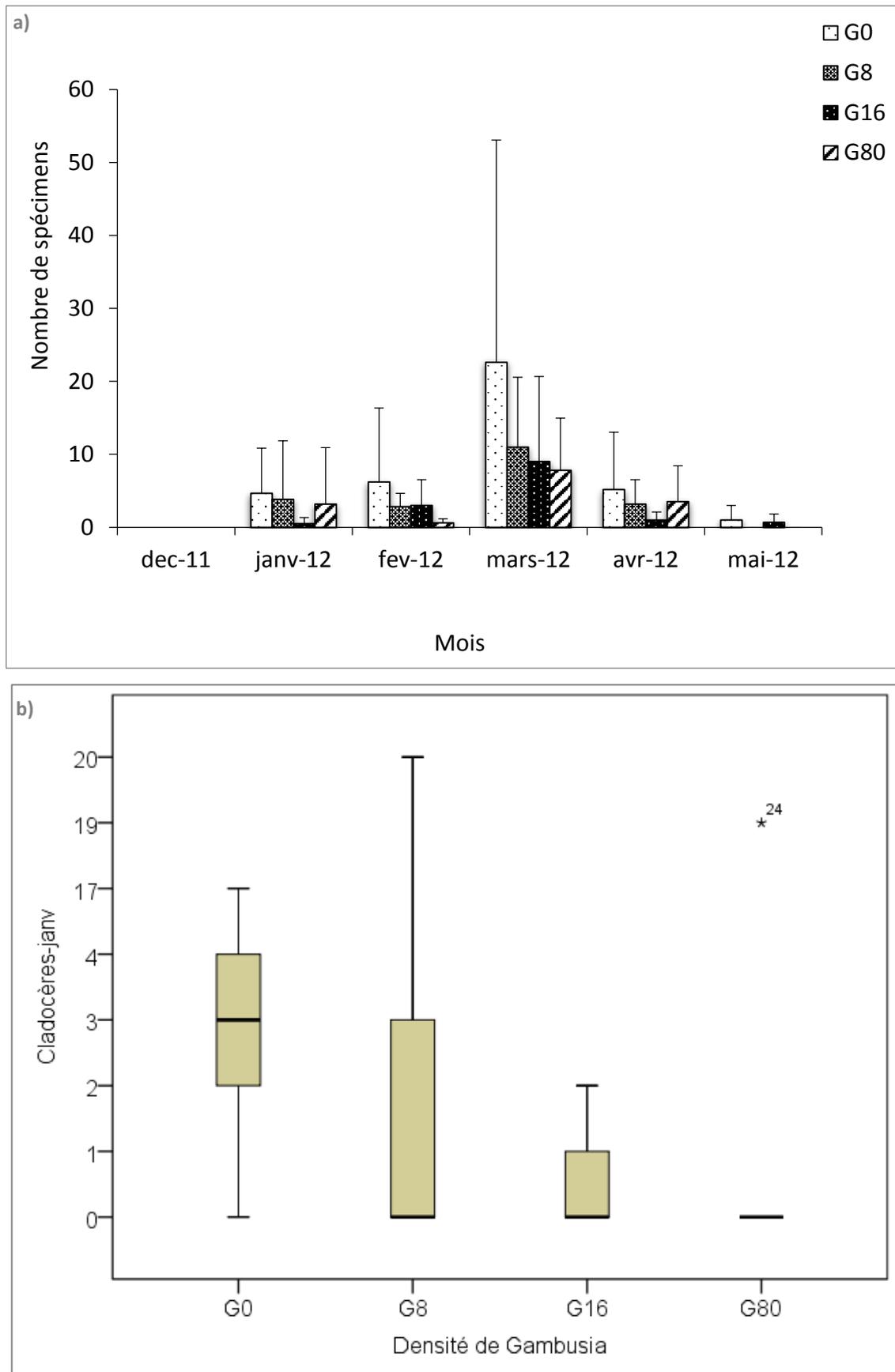


Fig.38 ► (a) Variation mensuelle et (b) « boîtes à moustaches » des Cladocères dans les mares d’El Feid.

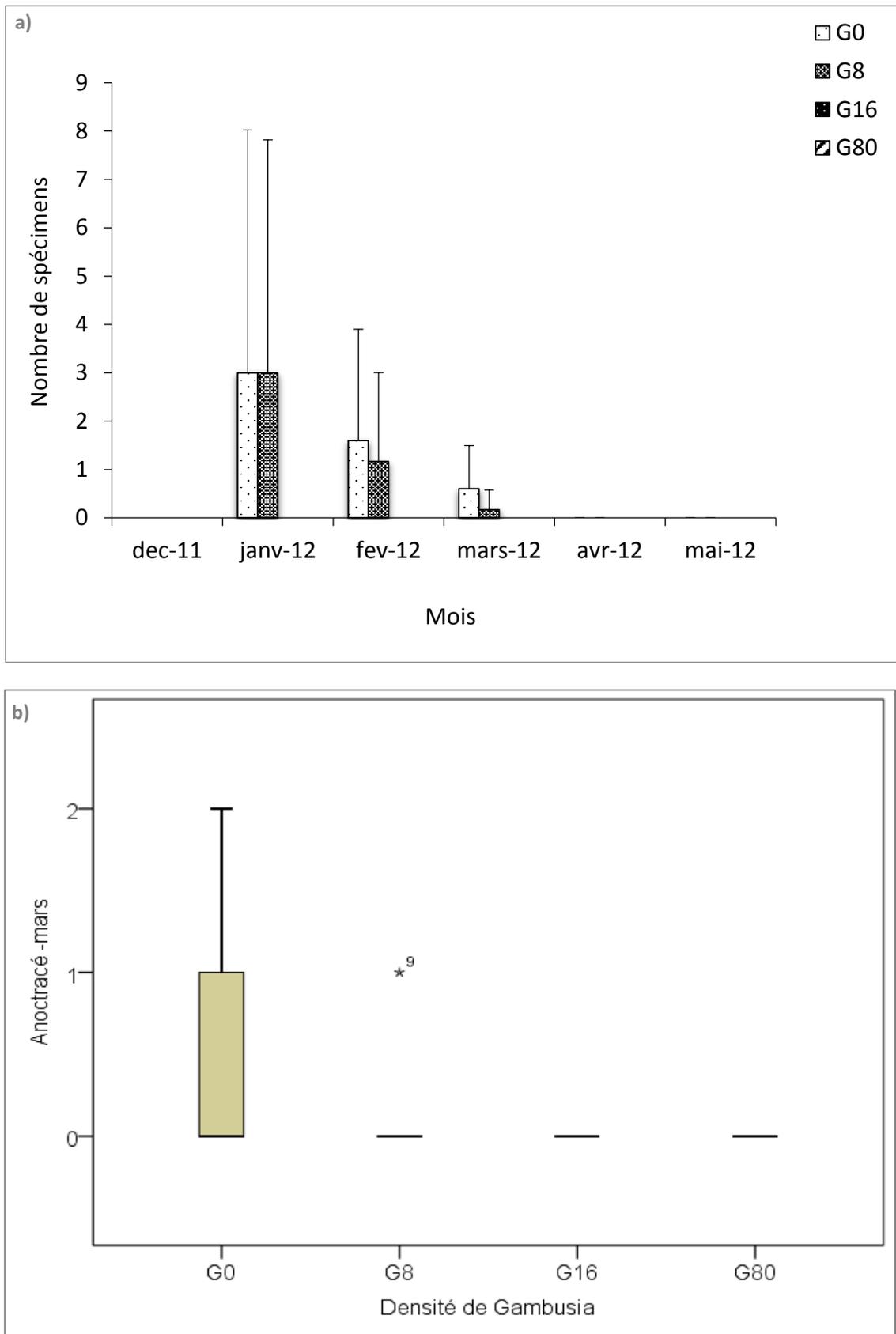


Fig.39 ► (a) Variation saisonnière, (b) boîtes à moustaches » des Anostracés au mois de mars dans les mares d'El Feid

IV.1.3.1.3. Les Copépodes

La présence des gambusies dans les mares affectent les populations de Copépodes. Les résultats montrent que *G. holbrooki* agit directement sur les communautés de Copépodes, en réduisant les effectifs des individus pour les différentes densités de poissons par rapport au témoin sans poissons (Fig.40a). Au cours du mois de janvier, on a recensé une biomasse maximale de Copépode au niveau du control (G0) de (119.83 ± 183.25) alors qu'elle est de (101.67 ± 176.23) , (84 ± 87.63) et (109.3 ± 144.06) respectivement pour les différentes densités de *Gambusia holbrooki* G8, G16 et G80. En occurrence, une diminution des effectifs des Copépodes pour les mois qui suivent avec toujours une réduction dans la biomasse pour les différentes catégories de densité de poissons qui exercent une pression de prédation sur les individus dans les mares temporaires d'El Feid (Fig.41a, b).

L'effet de *Gambusia* sur l'intercepte ($\chi^2 = 0.11$, $p = 0.99$), et le terme linéaire ($\chi^2 = 0.05$, $p = 1.00$) et le terme quadratique ($\chi^2 = 0.20$, $p = 0.99$) n'a pas amélioré le modèle indiquant qu'il n'y a pas de différence dans l'abondance de Copépodes.

Le Tableau 9 montre les évaluations de paramètre d'effets fixes et leurs erreurs standard avec des p-values estimées. Il n'y avait aucune différence dans l'abondance de Copépodes entre les mares au début de la période d'étude (Kruskal-Wallis : $\chi^2 = 0.30013$, $df = 3$, p -value = 0.96).

Tableau 9. Estimation de paramètres pour l'analyse de l'effet de différentes densités de *Gambusia* sur Copepoda, Calanoida, Cyclopoida et Ostracoda.

	Copepoda			Calanoida			Cyclopoida			Ostracoda		
	Estimates	Std. Error	p	Estimates	Std. Error	P	Estimates	Std. Error	p	Estimates	Std. Error	p
Intercept	29.13	12.48	0.028	27.23	12.57	0.04	1.67	0.74	0.034	10.67	3.15	0.002
Linear	-75.95	37.13	0.052	-74.74	37.4	0.06	-0.74	1.52	0.632	-16.76	7.42	0.03
Quadratic	53.14	31.89	0.108	56.21	32.07	0.09	-2.49	1.13	0.033	4.99	5.66	0.39
<i>Gambusia</i> _8	-4.87	17.66	0.785	-4.23	17.78	0.81	-0.4	1.05	0.707	-3.4	4.46	0.45
<i>Gambusia</i> _16	-8.07	17.66	0.652	-7.6	17.78	0.67	-0.5	1.05	0.639	-8.43	4.46	0.07
<i>Gambusia</i> _80	-4.33	17.66	0.808	-4.5	17.78	0.8	0.6	1.05	0.574	-8.37	4.46	0.07
Linear: <i>Gambusia</i> _8	11.65	52.51	0.826	11.01	52.89	0.84	0.16	2.16	0.942	5.53	10.5	0.6
Linear: <i>Gambusia</i> _16	21.61	52.51	0.684	20.92	52.89	0.7	0.32	2.16	0.884	15.07	10.5	0.16
Linear: <i>Gambusia</i> _80	6.75	52.51	0.899	9.7	52.89	0.86	-2.95	2.16	0.182	14.65	10.5	0.18
Quadratic: <i>Gambusia</i> _8	-7.17	45.1	0.875	-8.24	45.36	0.86	0.49	1.6	0.761	-3.79	8.01	0.64
Quadratic: <i>Gambusia</i> _16	-17.91	45.1	0.695	-17.95	45.36	0.7	0.09	1.6	0.956	-7.48	8.01	0.36
Quadratic: <i>Gambusia</i> _80	-1.25	45.1	0.978	-4.81	45.36	0.92	3.12	1.6	0.058	-7.04	8.01	0.39

- Les Copépodes calanoides qui représentent le pourcentage le plus élevé par rapport aux autres types cyclopoïdes et harpaticoides sont aussi affectés par la présence des poissons *G. holbrooki*. Durant le mois de janvier, les Copépodes calanoides ont connu aussi une réduction dans la taille de la population pour les mares exposées aux différentes densités de poisson (faible, moyenne et élevée) en comparaison avec celles sans poissons (Fig.40b). Dans le témoin, pour ce mois une abondance de (118.33 ± 184.8) , tandis qu'elle est de (101 ± 176.53) , (83.67 ± 87.89) et (103.5 ± 148.47) respectivement pour les différentes densités de poisson G8, G16 et G80. Pour les mois de février et mars une diminution des effectifs des Copépodes calanoides en comparaison avec le témoin a été observée pour les différentes mares traitées avec les poissons pour des densités variées. Bien que, en mois de mai une chute brutale dans les effectifs de Copépodes calanoides suite à l'élévation de la température (Fig.42a, b).

L'effet de *Gambusia* sur l'intercept ($\chi^2 = 0.06$, $p = 1.0$), le terme linéaire ($\chi^2 = 0.04$, $p = 1.0$) et le terme quadratique ($\chi^2 = 0.17$, $p = 0.98$) n'a pas amélioré le modèle indiquant qu'il n'y a pas de différence dans l'abondance des Calanoides.

Les valeurs pour les évaluations de paramètre d'effets fixes et leurs erreurs standard avec p -values sont montrées dans le Tableau 9. Il n'y a aucune différence dans l'abondance de Calanoïde au début de la période d'étude (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 1.013$, $df = 3$, p -value = 0.7981).

- Une exception au Copépodes cyclopoïdes, a montré une tendance similaire à celle de Cladocera avec un pic en abondance en mars (Fig.40c). On a enregistré aussi une diminution dans la biomasse pour les mares exposées à différentes catégories de densité de poisson par rapport à celles sans poissons. Un maximum dans l'effectif des individus a été noté pour le mois de mars est de (5.4 ± 1.95) pour le témoin, alors qu'il est de (3.67 ± 4.72) , (4.17 ± 3.92) et (4.60 ± 3.13) pour les densités variées G8, G16 et G80 respectivement (Fig.43a, b).

L'effet des gambusies sur l'interception ($\chi^2 = 0.62$, $p = 159$ 0.89), le terme linéaire ($\chi^2 = 0.76$, $p = 0.86$) et le terme quadratique ($\chi^2 = 4.81$, $p = 0.19$) n'a pas amélioré l'ajustement du modèle indiquant que les conditions de *Gambusia* ne différaient pas dans l'abondance de Copépodes cyclopoïdes.

Les valeurs pour les estimations des paramètres d'effets fixes et leurs erreurs standard ainsi que les estimations de la valeur p sont indiquées dans le tableau 9. Il n'y avait aucune différence dans l'abondance de Copépodes cyclopoïdes au début de la période d'étude (Kruskal-Wallis : $\chi^2 = 2.9461$, $df = 3$, p -value = 0.4).

- Les résultats recueillis ont montré que les Copépodes harpaticoides sont présents avec des densités très faibles même dans les mares témoins. En outre, ces derniers ont marqués leur présence uniquement pour les mois de février et mars avant de disparaître le mois d'avril. Les poissons affectent légèrement les Copépodes harpaticoides. Durant le mois de février, on a noté que les effectifs des individus de Copépodes harpaticoides étaient de (0.2 ± 0.44) pour les mares témoins et de (0.33 ± 0.81) et (0.2 ± 0.44) respectivement pour les mares avec poissons G16 et G80. Puis, on a constaté une légère augmentation dans la biomasse de ces derniers pour le mois de mars soit pour les mares sans poissons et celles avec des densités moyenne et élevée G16 et G80 (Fig.44).

IV.1.3.1.4. Les Ostracodes

Les Ostracodes sont présents dans les mares temporaires d'El Feid durant tous les mois du cycle hydrologique 2012. Les Gambusies affectent les populations des Ostracodes. Une diminution dans les effectifs des Ostracodes dans les mares traitées avec des densités différentes de poissons G8, G16 et G80. Le mois de janvier est marqué par une abondance moyenne de (26.67 ± 44.58) dans les mares sans poissons alors qu'elle est de (17.33 ± 40.03) , (2.33 ± 3.83) et (3 ± 5.06) respectivement pour celles qui contiennent de densités de poissons variés G8, G16 et G80. Pour les autres mois, une réduction dans le nombre des individus d'Ostracode pour les différentes mares traitées par rapport à celles témoins (Fig.46a, b).

L'effet de *Gambusia* sur les interceptes ($\chi^2 = 2.61$, $p = 0.45$), le terme linéaire ($\chi^2 = 1.88$, $p = 0.60$) et le terme quadratique ($\chi^2_{169} = 1.10$, $p = 0.78$) n'a pas amélioré le modèle indiquant qu'il n'y a pas de différence dans l'abondance des Ostracodes (Fig. 45).

Des évaluations de paramètre d'effets fixes et erreurs standard avec des p -values sont montrés dans le Tableau 9. Aucune différence dans l'abondance d'Ostracodes n'a été trouvée au début de la période d'étude (Kruskal-Wallis : $\chi^2 = 3.9764$, $df = 3$, p -value = 0.264).

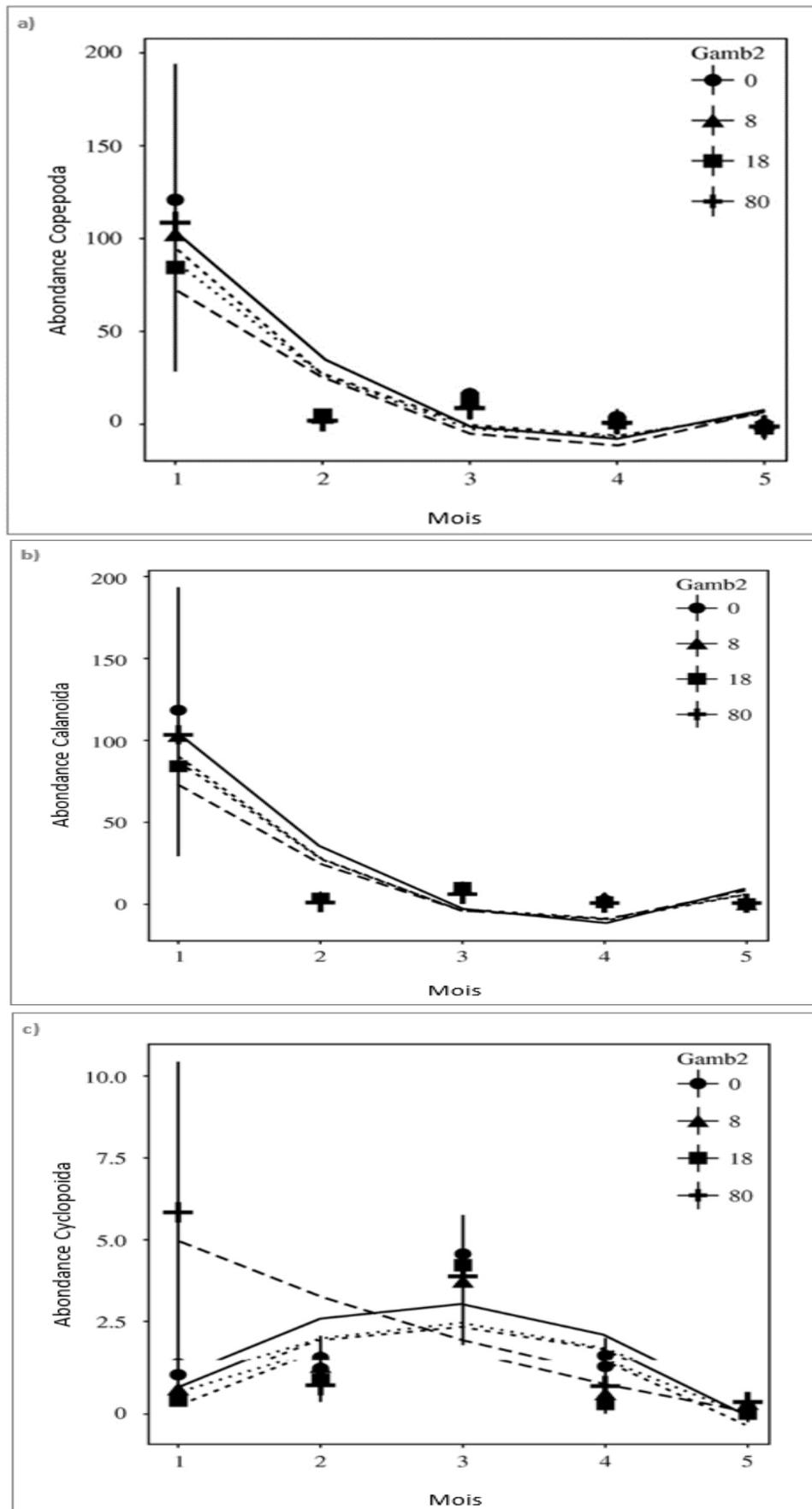


Fig.40 ► Changement mensuel du zooplancton dans les mares d'El Feid :(a) Copepoda (a), Calanoida (b), Cyclopoida (c).

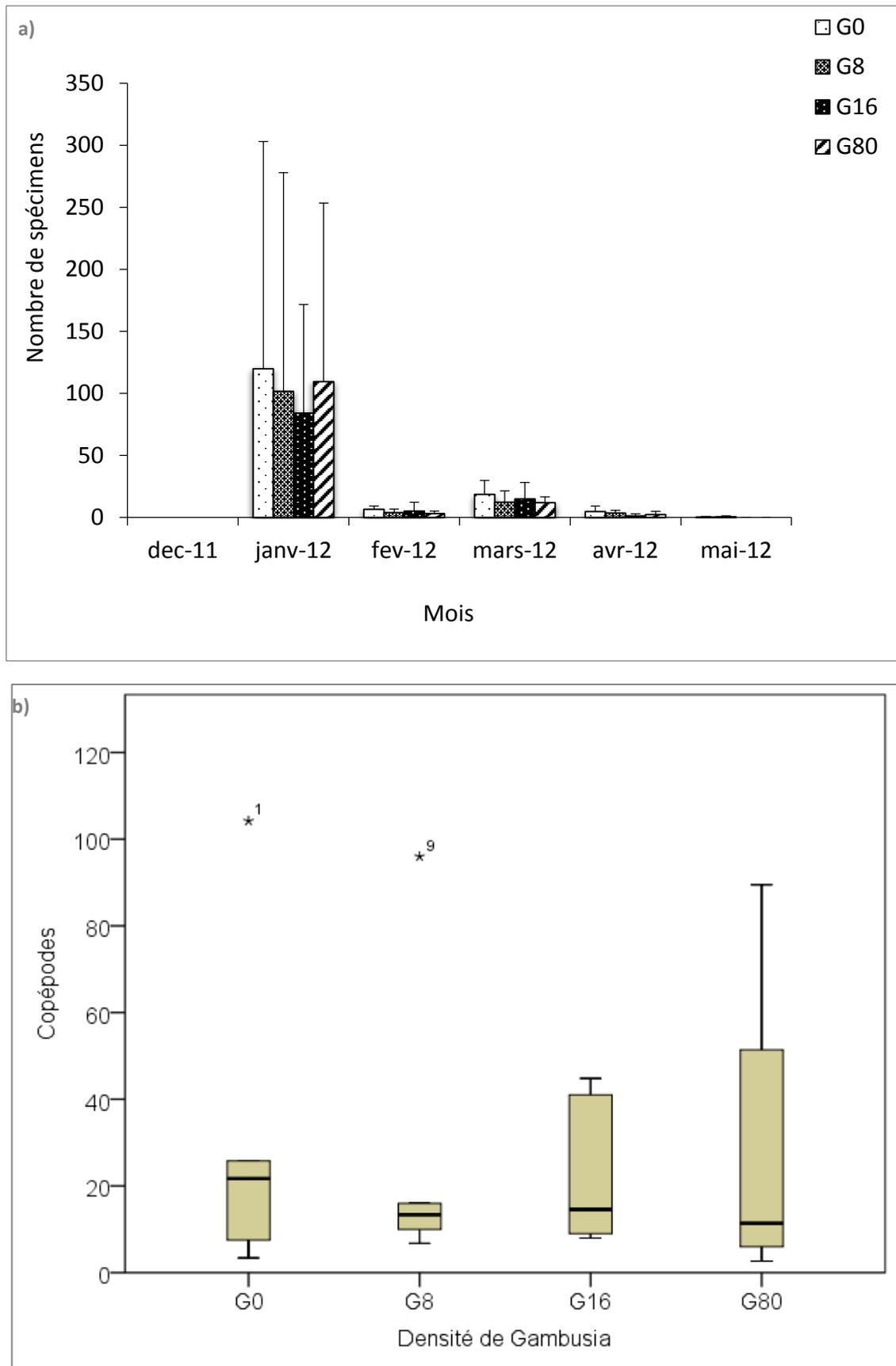


Fig.41 ► (a) Variation mensuelle et (b) « boîtes à moustaches » des Copépodes dans les mares d'El Feid.

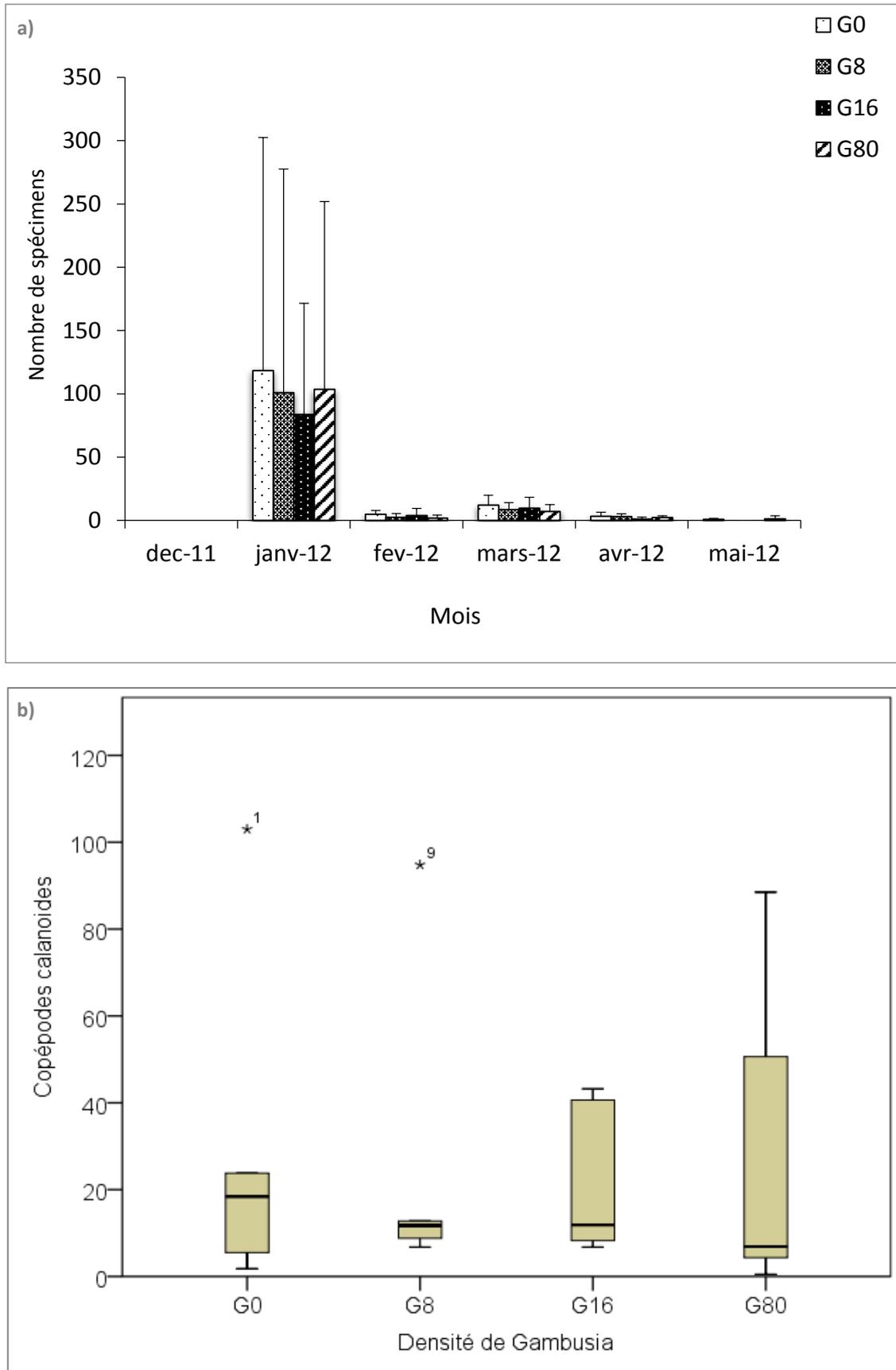


Fig.42 ► (a) Variation mensuelle et (b) « boîtes à moustaches » des Copépodes calanoides dans les mares temporaires d'El Feid.

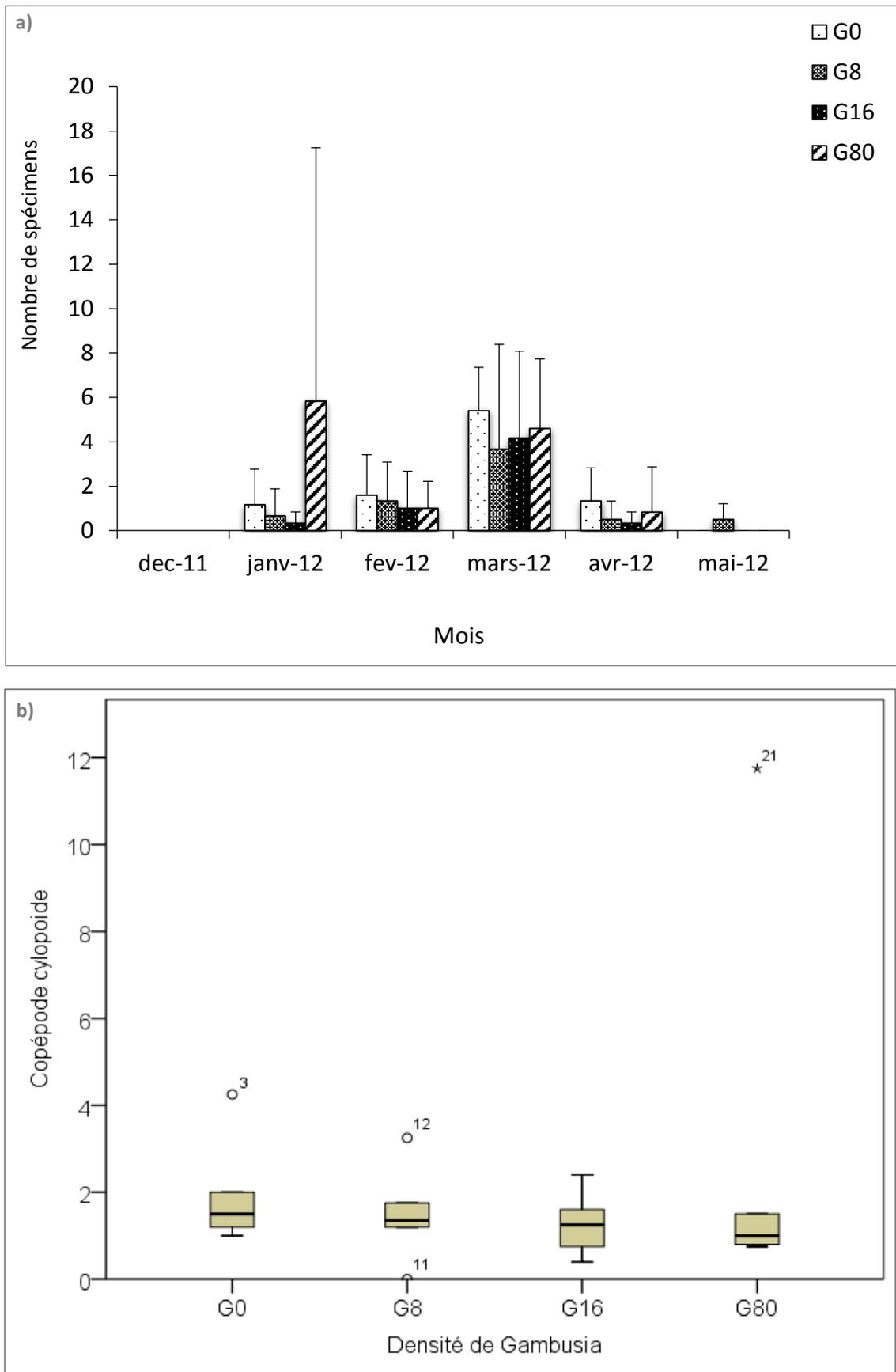


Fig.43 ► (a) Variation mensuelle et (b) « boîtes à moustaches » des Copépodes cyclopoïdes dans les mares temporaires d'El Feid.

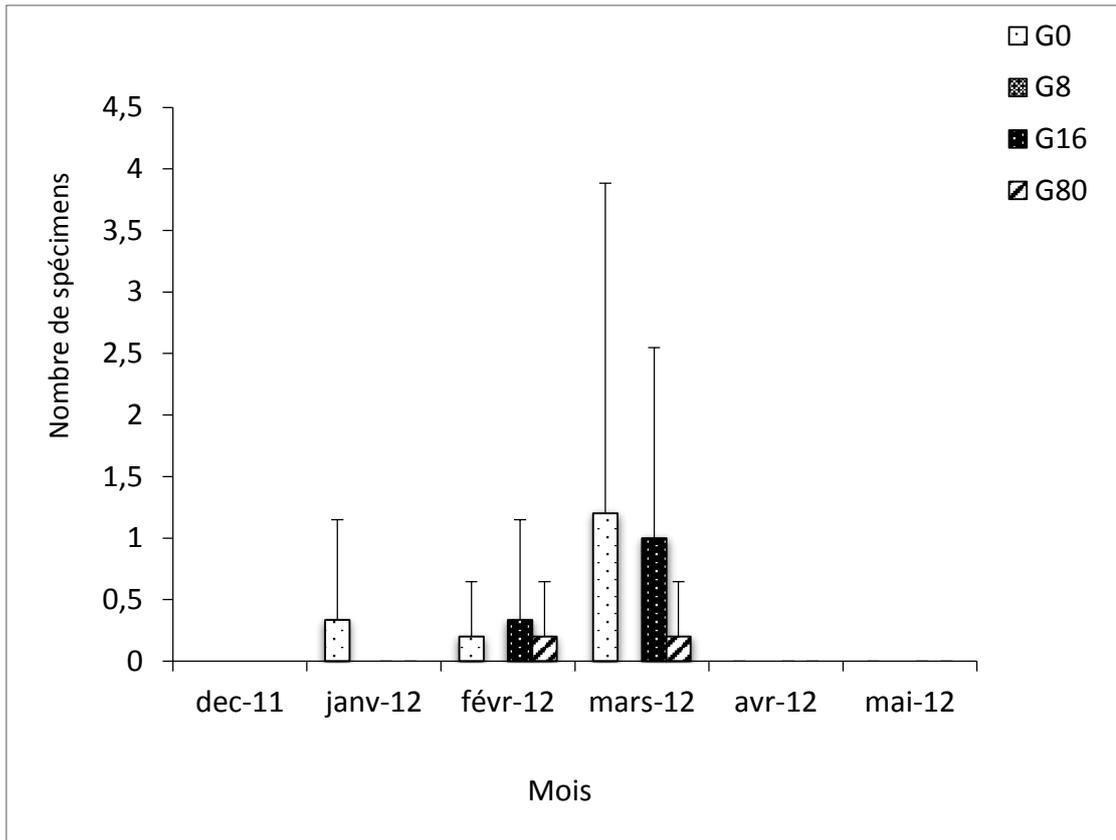


Fig.44► (a) Variation mensuelle des Copépodes harpaticoides dans les mares d’El Feid

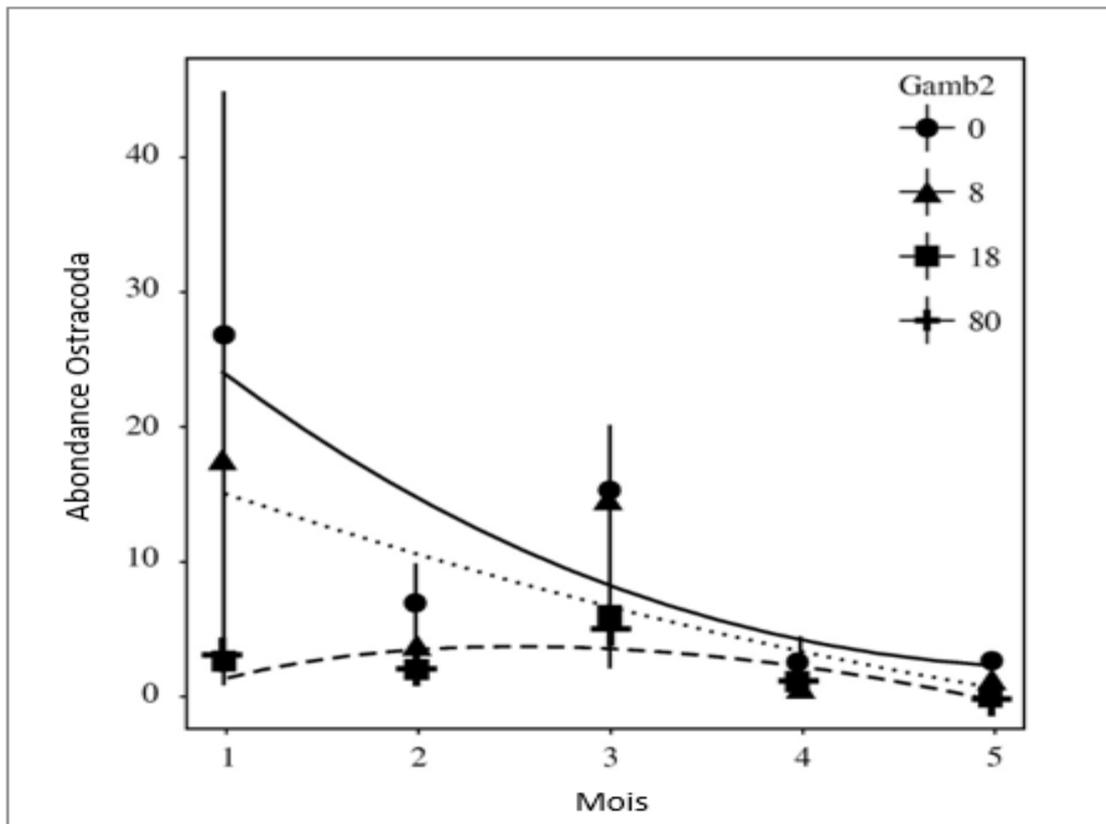


Fig.45► Variation mensuelle des *Ostracoda* dans les mares d’El Feid

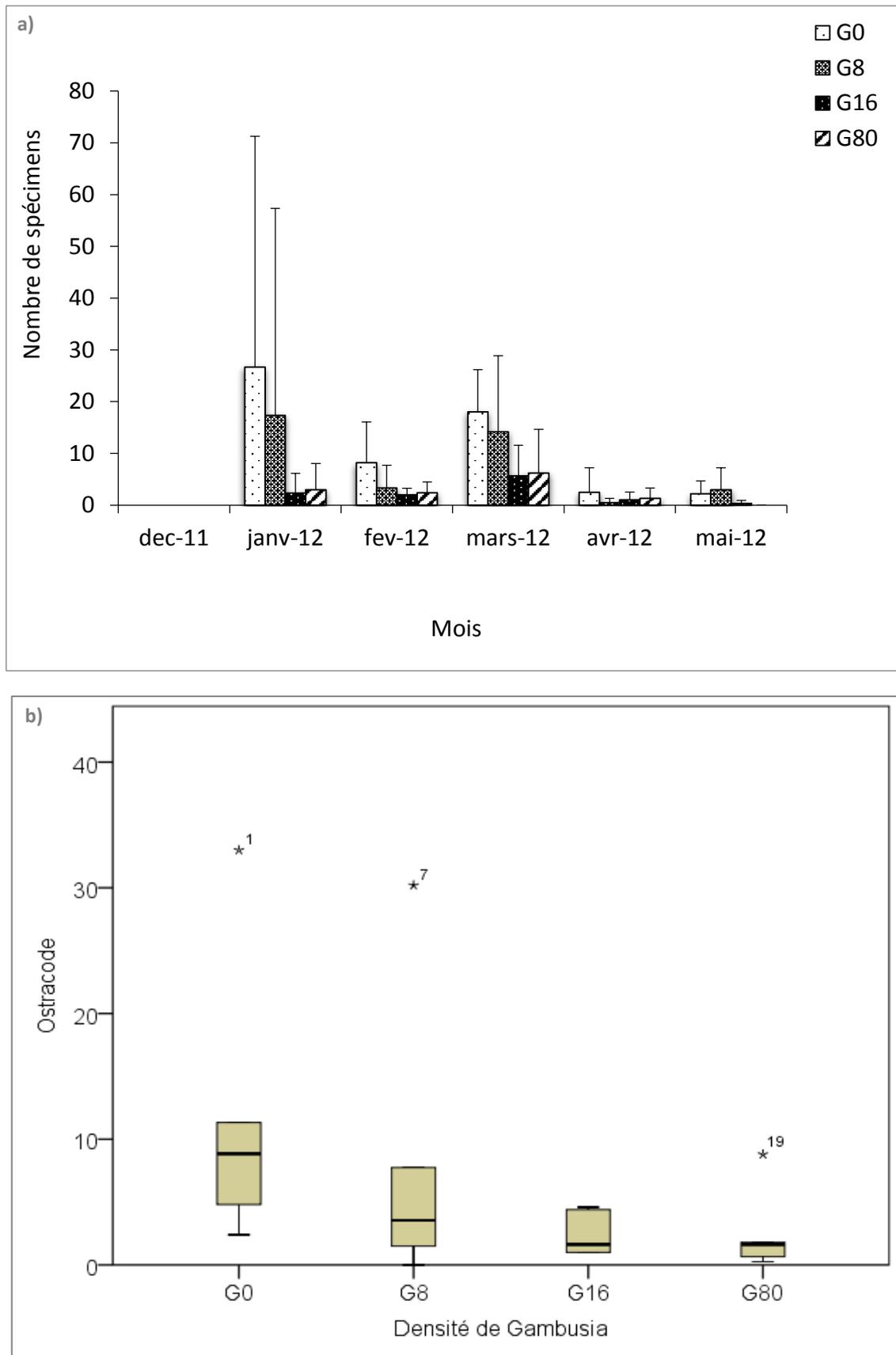


Fig.46 ► (a) Variation mensuelle et (b) « boîtes à moustaches » des Ostracodes dans les mares temporaires d'El Feid.

IV.1.3.3. Traitement des données par l'AFC

Un total de 7 taxons de zooplanctons a été enregistré lors de vingt-quatre mares temporaires de prélèvements. Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée en utilisant ces 7 taxons. La variance totale expliquée par deux premiers axes principaux lors de cette analyse n'atteint que 56.15%. Les familles de zooplancton les plus pertinentes vis-à-vis de la présence/absence de *G. holbrooki* ont été sélectionnées par la même procédure que celle utilisée pour les paramètres abiotiques.

Le tableau 10 rassemble les coefficients de corrélation des 7 taxons avec les deux premières composantes. Ainsi, la composante 1 est construite à partir des Copépodes, Copépodes calanoides et Anostracodes et la composante 2 à partir des Copépodes cyclopoïdes et Copépodes harpaticoides et Cladocères.

La figure 47 représente la projection des 7 taxons considérés dans le plan à deux composantes après une rotation de type «Varimax ». La figure 48 montre la dispersion des mares avec et sans *Gambusia holbrooki* en fonction des deux composantes définies précédemment. Bien que des sites avec et sans *Gambusia* se chevauchent, les mares pourvues de *Gambusia holbrooki* ont tendance à se répartir le long de l'axe 1, celui des Copépodes, Copépodes calanoides, des Anostracodes et des Ostracodes tandis que les mares sans *G. holbrooki* se retrouvent plutôt sur l'axe 2, celui des Cladocères, Copépodes et Copépodes cyclopoïdes.

Tableau 10. Corrélations entre les variables et les facteurs après rotation Varimax

	D1	D2
Cladocera	-0,0832	0,6739
Copepoda	0,9530	-0,0177
Ostracoda	0,5592	0,4341
Anostraca	0,5576	-0,0759
Cop. Calanoida	0,9532	-0,0566
Cop. Cyclopoida	-0,0645	0,7246
Cop. Harpatocoida	-0,0049	0,5495

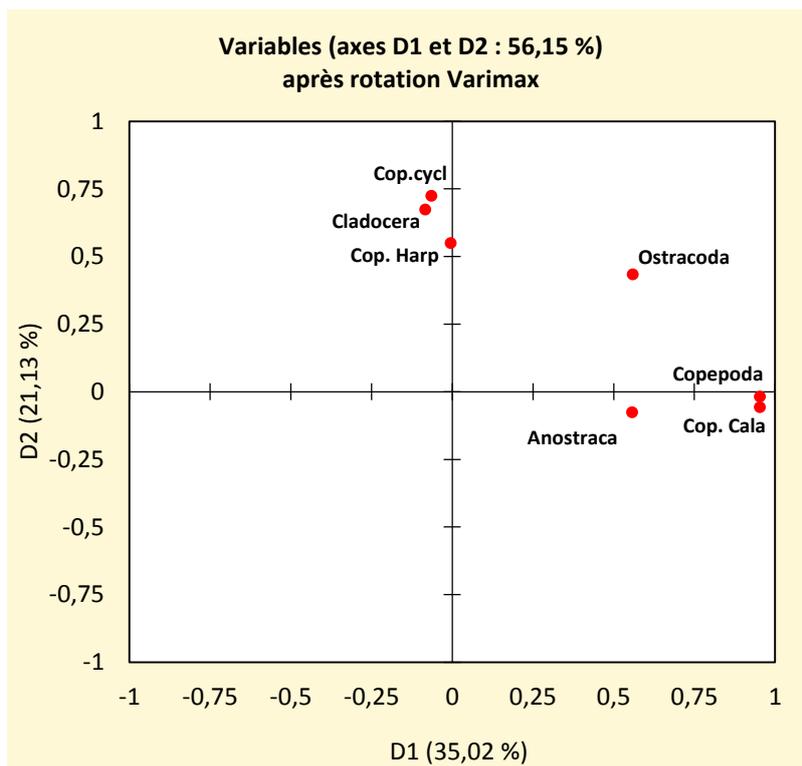


Fig.47 ► Projection dans le premier plan principal des 7 taxons de zooplancton après une rotation du type « Varimax ».

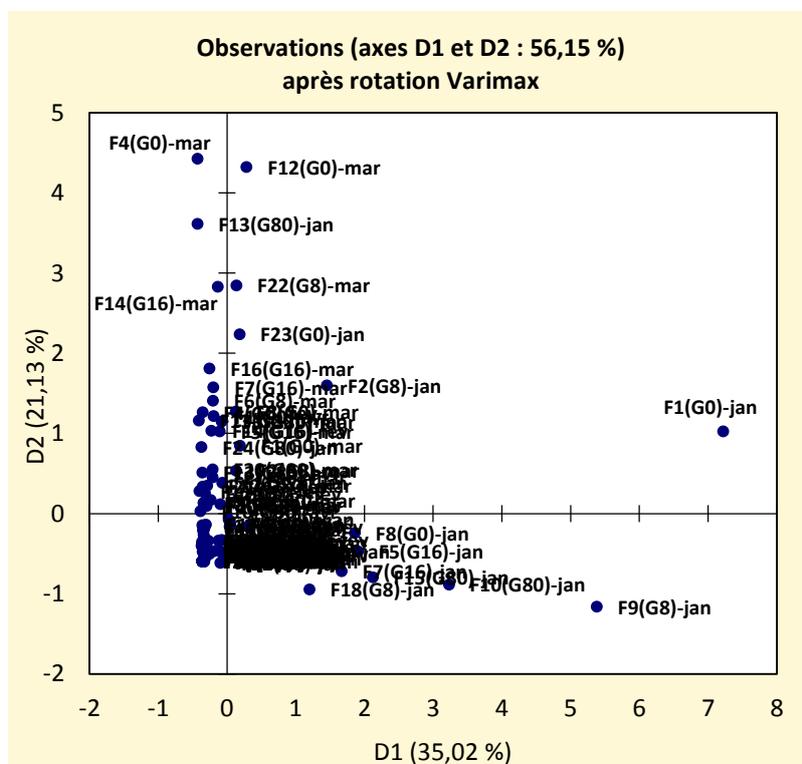


Fig.48 ► Représentation des mares avec et sans *Gambusia holbrooki* en fonction des deux composantes principales définies dans la figure 47

IV.1.4. Régime alimentaire de *Gambusia holbrooki* dans les mares temporaires d'El Feid

Gambusia est un petit poisson des eaux douces et calmes, bien connu des aquariophiles. Il occupe une position intermédiaire dans la chaîne trophique étant la proie des piscivores (Losange & Didier, 1999). Par l'analyse des contenus stomacaux des poissons de *G. holbrooki* nous nous renseignons non seulement sur les habitudes alimentaires, mais aussi leur répercussion sur l'habitat. Dans notre milieu d'étude, l'analyse des contenus stomacaux a été pratiquée sur tous les *Gambusies* capturés lors de nos échantillonnages (246 individus). En parallèle, nous avons déterminé la faune des milieux.

IV.1.4.1. Analyse qualitatif

Cette étude préliminaire nous a donné une idée sur le type de régime alimentaire de *Gambusia*. Ses différentes catégories de proies constituant son bol alimentaire sont illustrées dans le tableau 11. La nourriture du *Gambusia* est variée, englobe des composantes animales, végétales. Nous avons noté la présence d'espèces zooplanctoniques (Copépodes, Cladocères et Ostracodes), insectes, arachnides et on a trouvé un seul Planorbis qui représente les mollusques.

Signification des abréviations

Cla : Cladocères

Cop : Copépodes

Ost : Ostracodes

Rot : Rotifères

L.Dip : Larves de Diptères

Dip.a : Diptères adultes

L.Hém : Larves d'Hémiptères

L.Eph : Larves d'Ephéméroptères

L.Col : Larves de Coléoptères

Col.a : Coléoptères adultes

Hym : Hyménoptères

Odo : Odonates

Coll : Collemboles

Ins.ind : Insectes indéterminés

Hyd : Hydra cariens

Ara : Arachnides

Gas : Gastéropodes.

Tableau 11. Les différentes proies identifiées dans les contenus stomacaux du *G. holbrooki* dans les mares temporaires El Feid (2012).

Proies	Nombre de Proies	Nombres d'intestins examinés	Fréquence F	Pourcentage en nombre Cn
Zooplancton				
Cladocères	1037	74	32,03	34,2
Copépodes	1294	177	76,62	42,67
Ostracodes	121	17	7,35	4
Rotifères	11	6	2,59	0,36
Insectes				
L. Diptères	308	62	19,31	10,15
Diptères. adulte	7	7	3,03	0,23
L. Hémiptères	20	9	2,89	0,66
L. Ephéméroptères	5	2	0,86	0,16
L. Coléoptères	1	1	0,43	0,13
Coléoptères. adulte	136	18	7,79	4,48
Hyménoptère	6	6	2,59	0,2
Odonates	17	13	5,62	0,56
Collemboles	1	1	0,43	0,13
Insectes. indéterminés	33	31	13,41	1,18
Arachnides				
Hydra cariens	26	20	8,65	0,86
Araignées	8	4	1,73	0,26
Mollusques				
Gastéropodes	1	1	0,43	0,13

Cn : Pourcentage en nombre.

F : Fréquence d'occurrence.

IV.1.4.2. Analyse quantitatif

Cette analyse était basée sur la fréquence numérique des proies ingérées et l'importance des catégories alimentaires qu'ils occupent dans le contenu stomacal. Cette étude s'est portée sur 246 individus mesurant entre 17 et 49 mm, nous avons identifié 3032 proies appartenant à quatre groupes zoologiques : zooplanctons, insectes, arachnides, mollusques.

IV.1.4.2.1. Coefficient de vacuité en fonction des mois

La vacuité varie considérablement en fonction des mois. Chez les deux sexes, Le pourcentage le plus élevé d'estomacs vides était observé au mois de février chez les mâles avec (31.57 %) et (6 %) chez les femelles et (13 %) chez l'ensemble des deux sexes. Le pourcentage était nulle chez les mâles au mois de mars avec (0 %), et (0 %) pour les femelles aux mois de mars, avril et mai, et (0 %) chez l'ensemble des deux sexes au mois de mars, ce qui indique que *G. holbrooki* a présenté une activité alimentaire surtout les femelles (Fig.49a, b, c).

IV.4.2.2. Analyse globale du régime alimentaire de *G. holbrooki*

Le calcul de l'occurrence nous permet de calculer le degré de fidélité du poisson à ses proies. Ainsi, les proies sont considérées comme constantes lorsqu'O.C est supérieur à (50 %). Quand O.C est compris entre (20 à 50 %) la proie est accessoire et lorsqu'il est inférieur à (20 %) la proie est accidentelle.

IV.1.4.2.2.1. La fréquence d'une proie

La composition alimentaire des principales catégories dominantes illustre parfaitement la spécialisation de *Gambusia* pour ce type de proies qui est le zooplancton (les Copépodes) qui sont les seules proies ont possédés une fréquence supérieure à (50 %) c'est une proie constante (Fig.50a).

Les larves de Diptères et d'autres insectes indéterminés, constituent des proies secondaires pour la gambusie, participent avec des fréquences de (19,31 %) et (13,41 %).

Les autres proies telles que les Coléoptères adultes sont présentes avec une fréquence de (7,79 %), les larves d'Odonates avec (5,62 %), les Hydracariens (8,65 %), Araignées (1,73 %) se sont des proies accidentelles pour *G. holbrooki*. Les Hyménoptères présentés par les Formicidés qui sont tombés dans l'eau avec une fréquence de (2,59 %).

Parmi les autres proies accidentelles, on note la présence des larves d'Ephéméroptères, larves de Coléoptères, Collembolés, et Planorbidés avec une fréquence inférieure à (1 %) (Fig.51a).

IV.1.4.2.2.2. Abondance relative en nombre

C'est l'importance de la fréquence numérique des proies ingérées par *Gambusia*. Il est à signaler que les composantes végétales et le substrat meuble ne figurent pas dans l'abondance puisqu'ils ne sont pas dénombrables.

Nous avons constaté que le dénombrement des proies présentes l'inconvénient de favoriser les proies de petites tailles (zooplancton) et de sous-estimer celles de tailles plus importantes ; c'est la raison pour laquelle nous avons présenté le spectre alimentaire en deux catégories : les macroinvertébrés et les microinvertébrés.

Les abondances relatives des différentes proies ingérées par *G.holbrooki* indiquent que, chez les macroinvertébrés, les larves de Diptères sont les plus abondantes (10.15 %).

Les Coléoptères adultes, les Hydracariens, les larves d'Hémiptères, les Odonates, les Hyménoptères. Les Hyménoptères présentés par les Formicidés qui sont tombés dans l'eau, les larves d'Ephéméroptères présentent des abondances relatives respectivement de : 4.48 %, 0.85 %, 0.65 %, 0.56 %, 0.19 %, 0.16 % (Fig.51b). Au niveau du zooplancton, les Copépodes et Cladocères prédominent (42.67 % et 34.2 %) (Fig.50b).

La présence des écailles dans 19 tubes digestifs confirme le phénomène de cannibalisme entre les individus de *G. holbrooki*.

IV.1.4.2.3. Variation mensuelle des catégories composant le régime alimentaire de *G. holbrooki*

La distribution des principales catégories alimentaires est soumise à des fluctuations temporelles.

➤ Le mois de janvier

L'analyse de 103 contenus intestinaux a permis de dénombrer 13 catégories alimentaires dans ce mois. La figure (52a) montre que les proies préférentielles sont constituées majoritairement de Copépodes avec une fréquence très élevée (91.75 %) c'est une proie

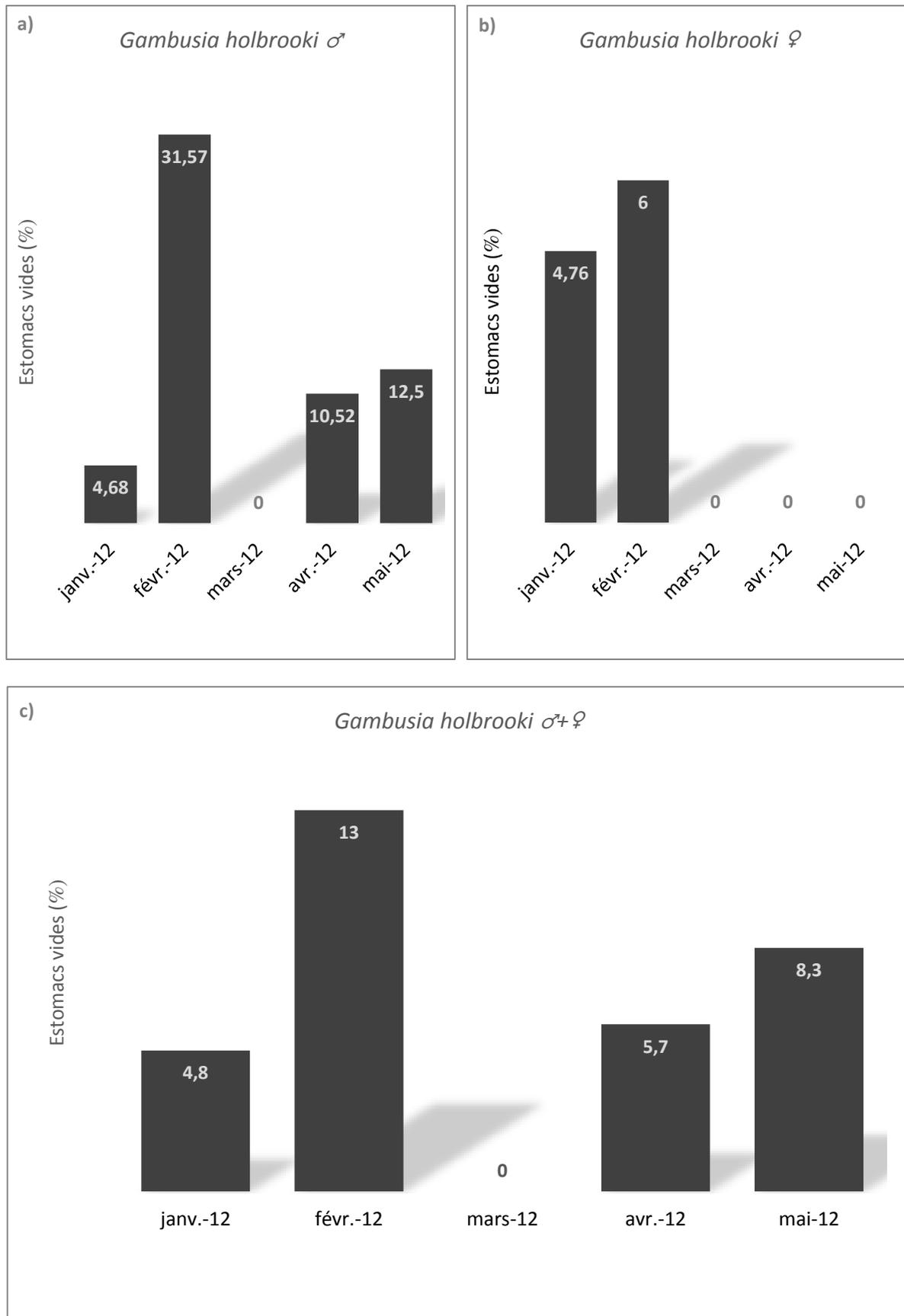


Fig.49 ► (a), (b), (c) Variation du coefficient de vacuité en fonction des mois chez *G. holbrook*

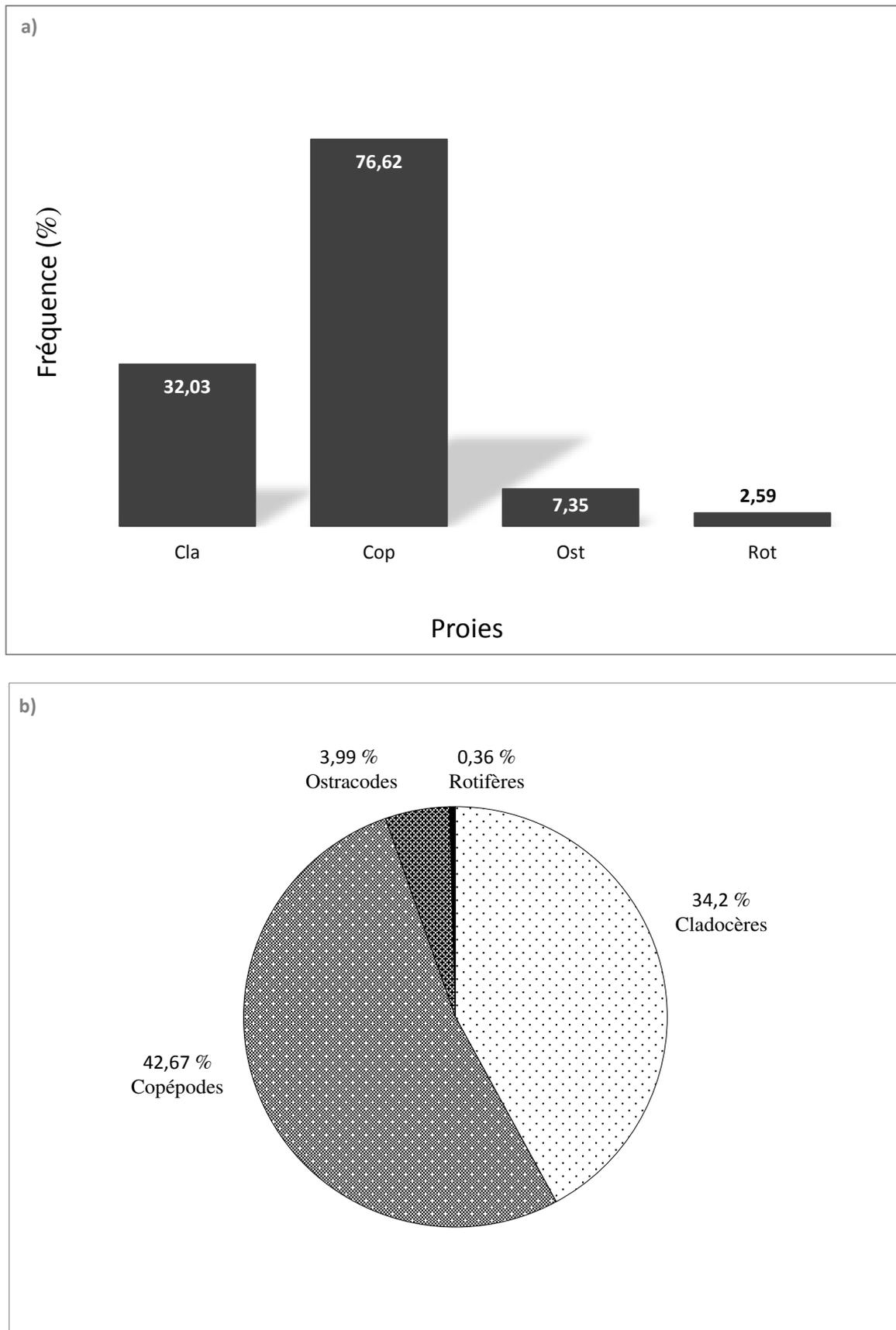


Fig.50 ► (a) Fréquences (b) Abondances relatives des différentes proies de microinvertébrés

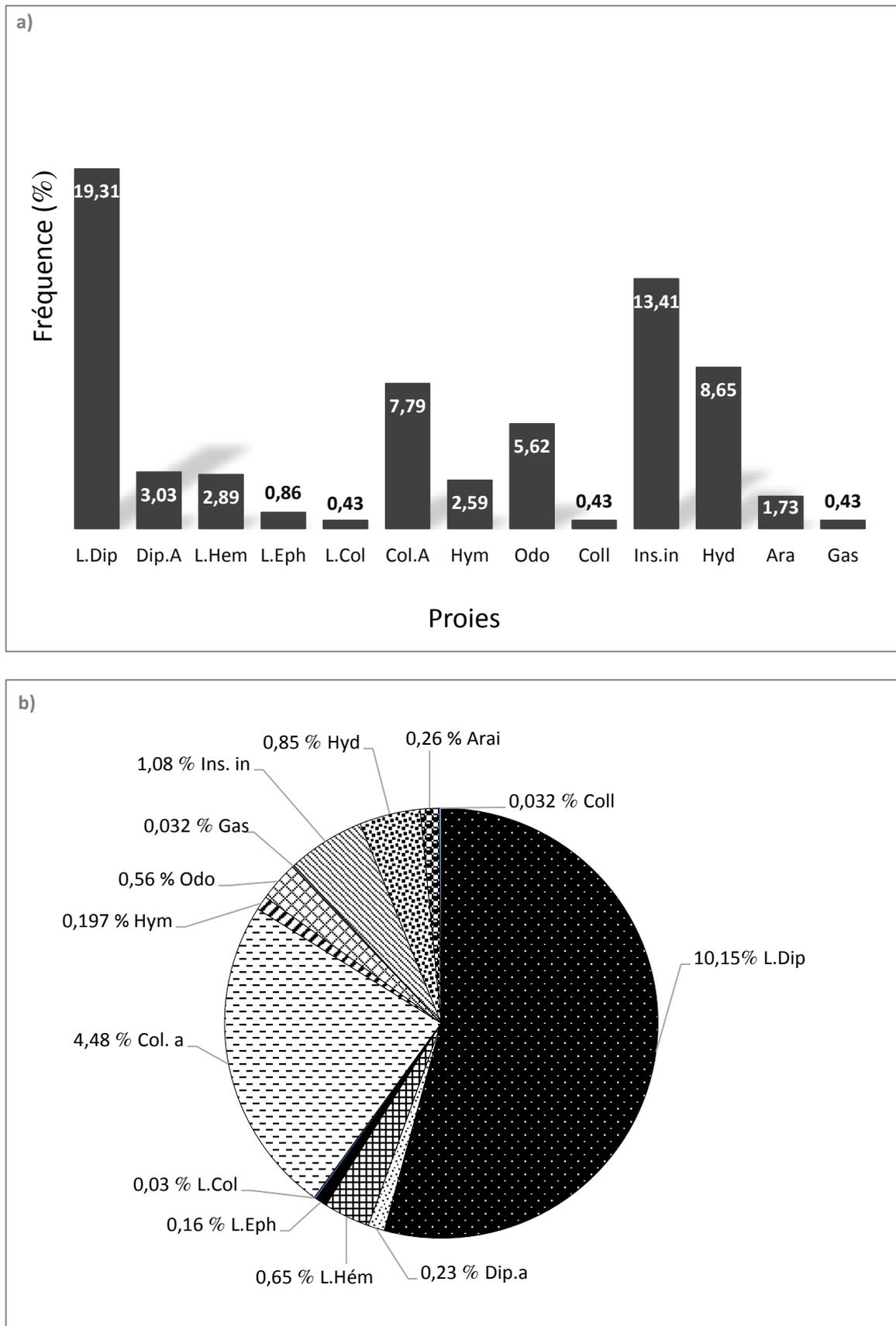


Fig.51 ► (a) Fréquences (b) Abondances relatives des différentes proies de macroinvertébrés.

constante. Les larves de Diptères (Chironomidés) occupent le second rang avec une fréquence de (33 %) c'est une proie accessoire, les Cladocères avec (12.37 %). Les autres proies sont accidentelles comme les Ostracodes, Rotifères, Diptères adultes et Hydracariens.

L'abondance relative maximale des proies au mois de janvier est constitué de Copépodes et larves de Diptères avec (49.5 % et 33.23 %) respectivement (Fig.52b, c).

➤ **Le mois de février**

Un total de 68 tubes digestifs a été examiné. Dans les (Fig.53a, b, c) l'analyse montre que les Copépodes représentent la fréquence la plus élevée dans le régime alimentaire de ce poisson avec (38.14 %). Les Cladocères participent avec une importance numérique de (56.03 %) et une fréquence de (24 %). Les larves de Diptères, insectes indéterminés, Hydracariens contribuent avec des fréquences respectives de (17.52 %), (14.43 %) et (6.18 %) et une abondance relative de (7.24 %), (3.62 %) et (2.41 %).

➤ **Le mois de mars**

Seulement 15 tubes digestifs ont pu être examinés pendant le mois de mars, et nous avons identifié 6 groupes taxonomiques. Les Cladocères, constituent l'alimentation principale de *Gambusia holbrooki* avec une fréquence moyenne (13.04 %), mais un pourcentage en nombre un peu élevé (61 %).

Les Copépodes occupent la deuxième place dans le spectre alimentaire de ce poisson à une fréquence de (11.34 %). Les autres catégories alimentaires constituent une part relativement faible (Fig.54a, b, c).

➤ **Le mois d'avril**

Pour ce mois, 35 tubes digestifs ont été examinés. La dominance de Copépodes est nettement supérieure aux autres proies avec une fréquence de (28,86 %) et une abondance relative de (53.72 %). Les Cladocères participent avec (13.34 %).

Les autres proies sont occasionnelles comme les larves de Diptères, larves d'Hémiptères, Coléoptères adultes, Hyménoptères, Odonates, Hydracariens et Araignées (Fig.55a, b, c).

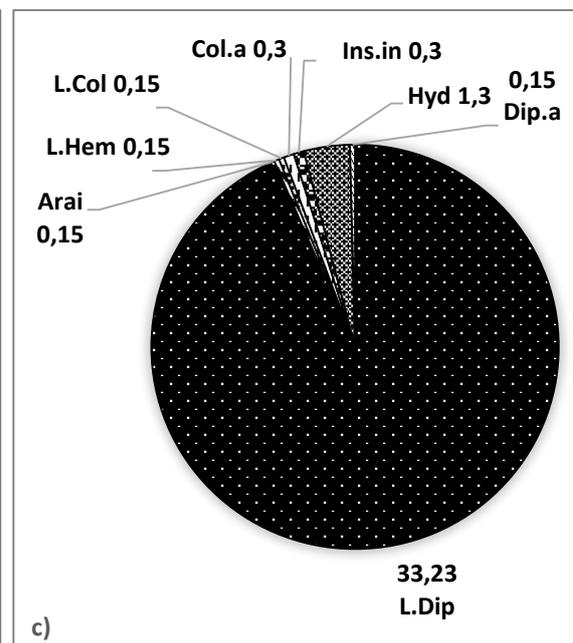
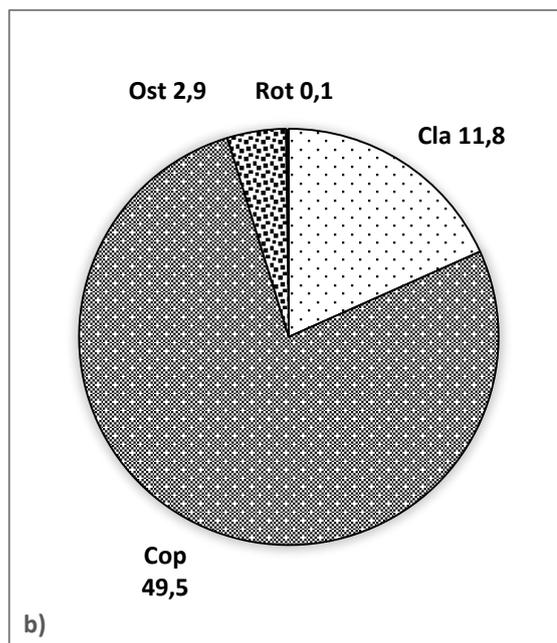
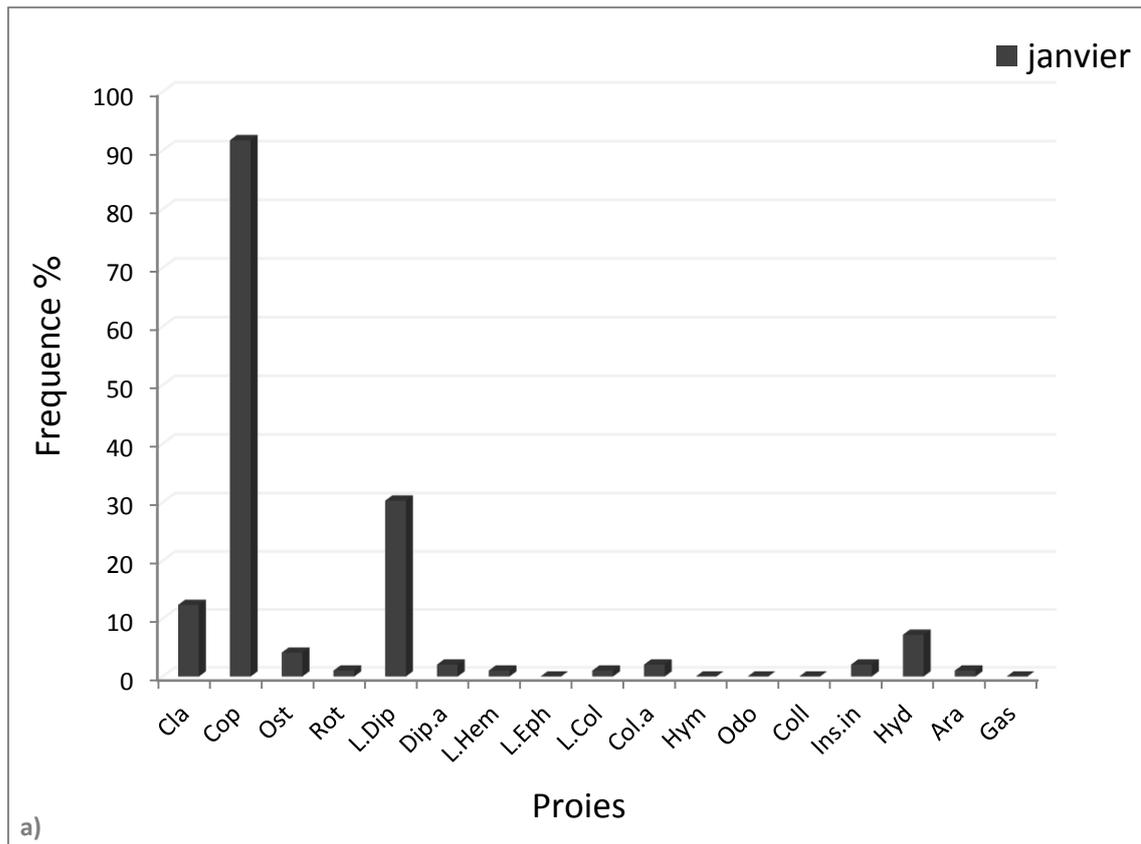


Fig.52 ► (a) Fréquences (b), (c) Abondances relatives des différentes proies de micro et macro invertébrés.

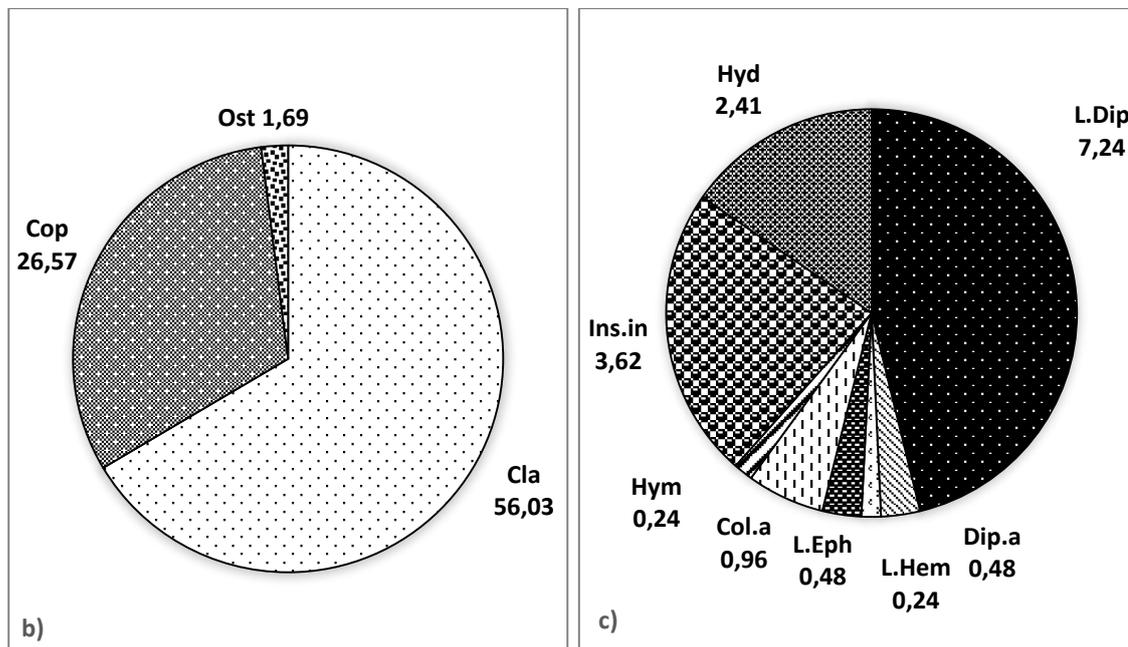
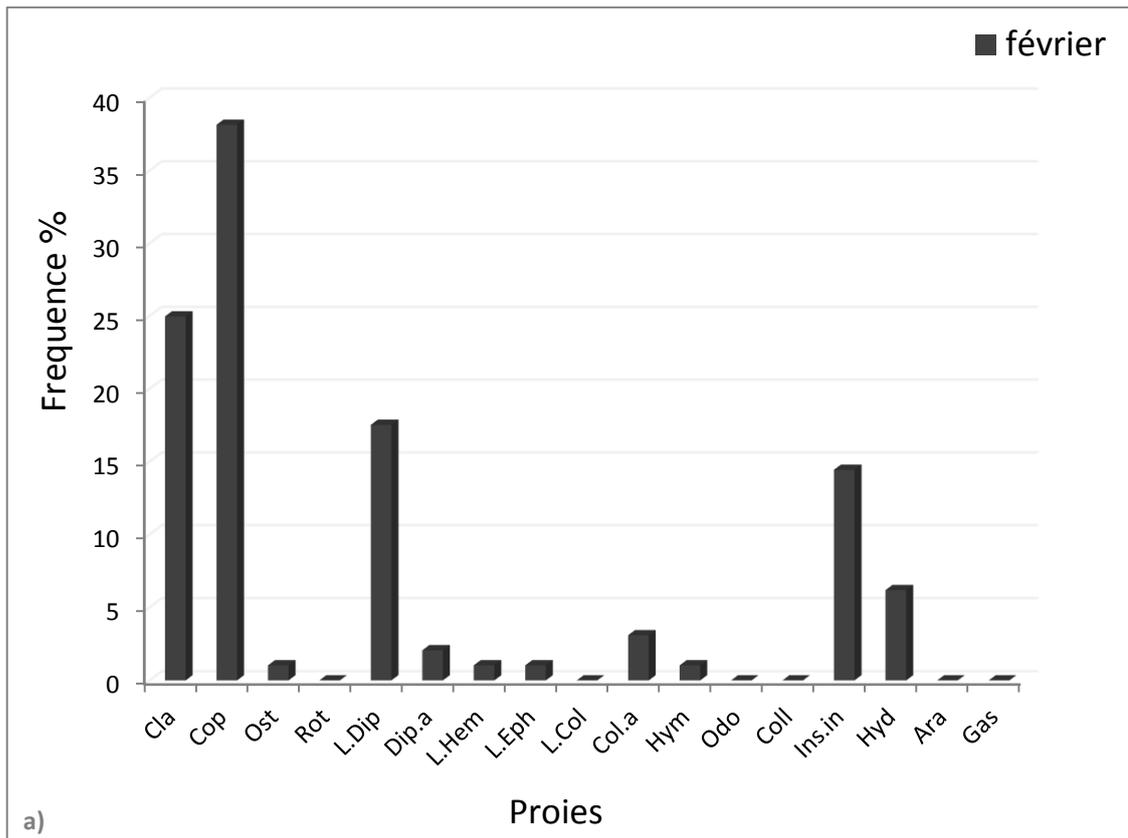


Fig.53 ► (a) Fréquences (b), (c) Abondances relatives des différentes proies de micro et macro invertébrés.

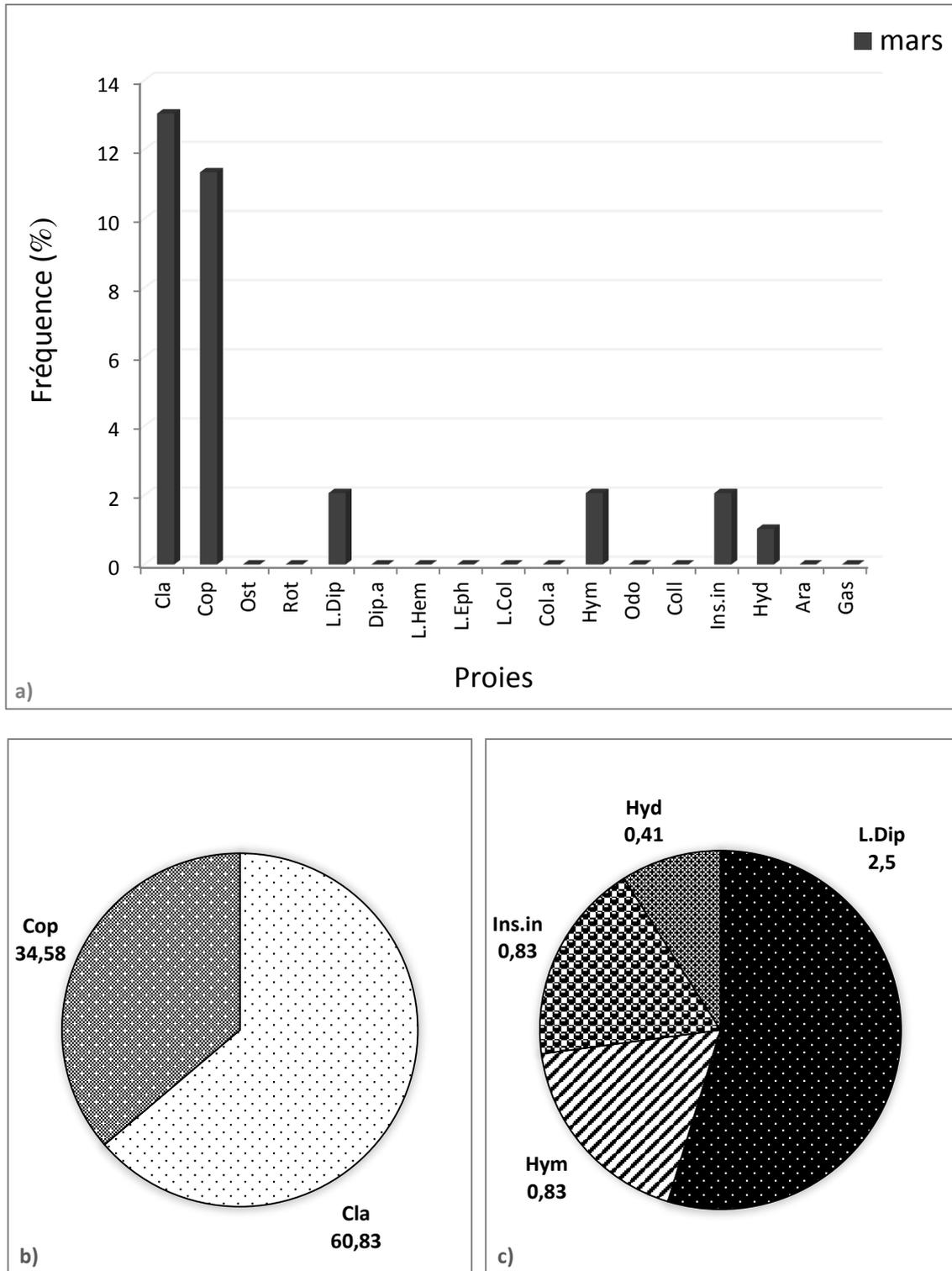


Fig.54 ► (a) Fréquences (b), (c) Abondances relatives des différentes proies de micro et macro invertébrés.

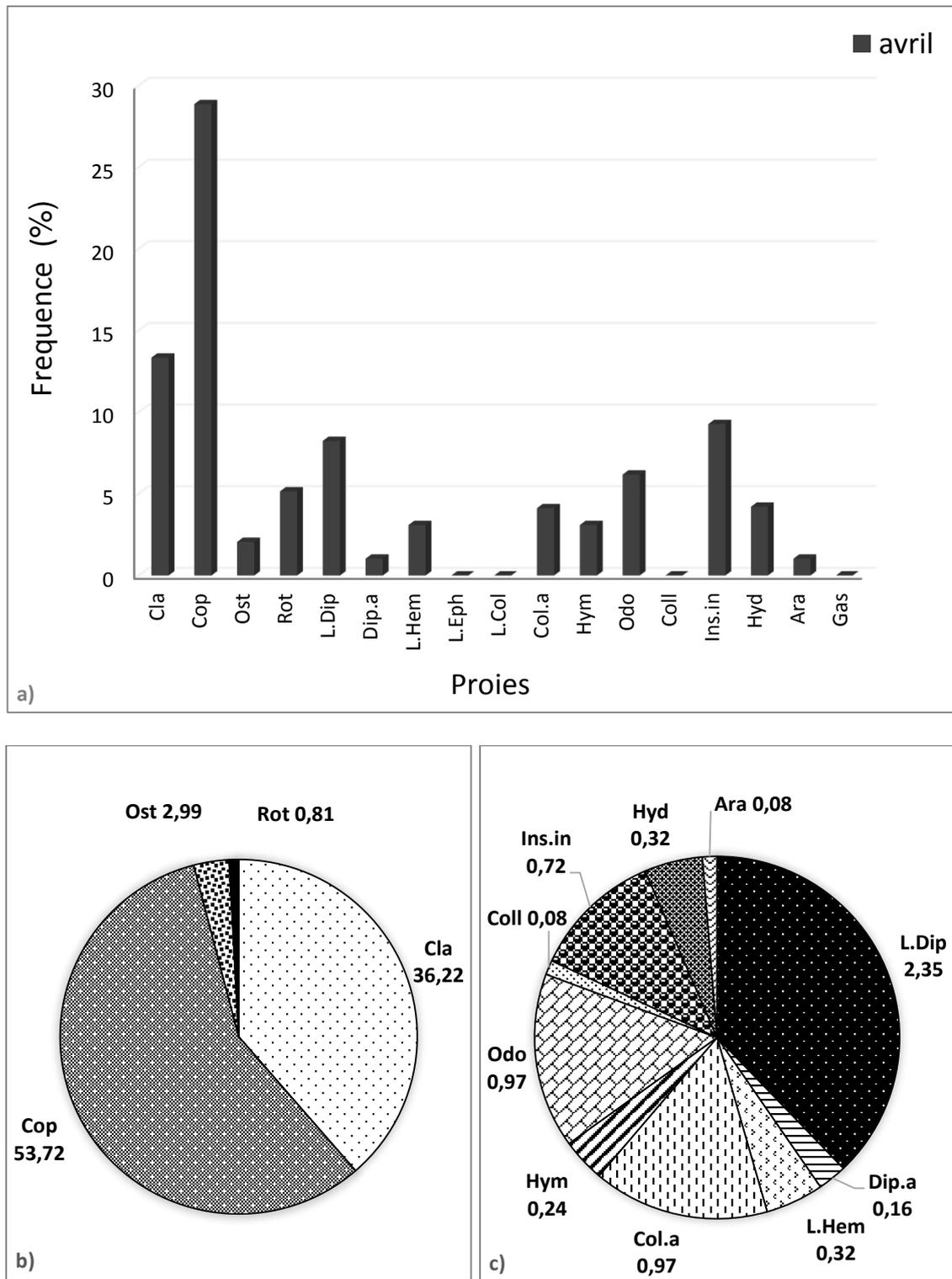


Fig.55 ► (a) Fréquences (b), (c) Abondances relatives des différentes proies de micro et macro invertébrés.

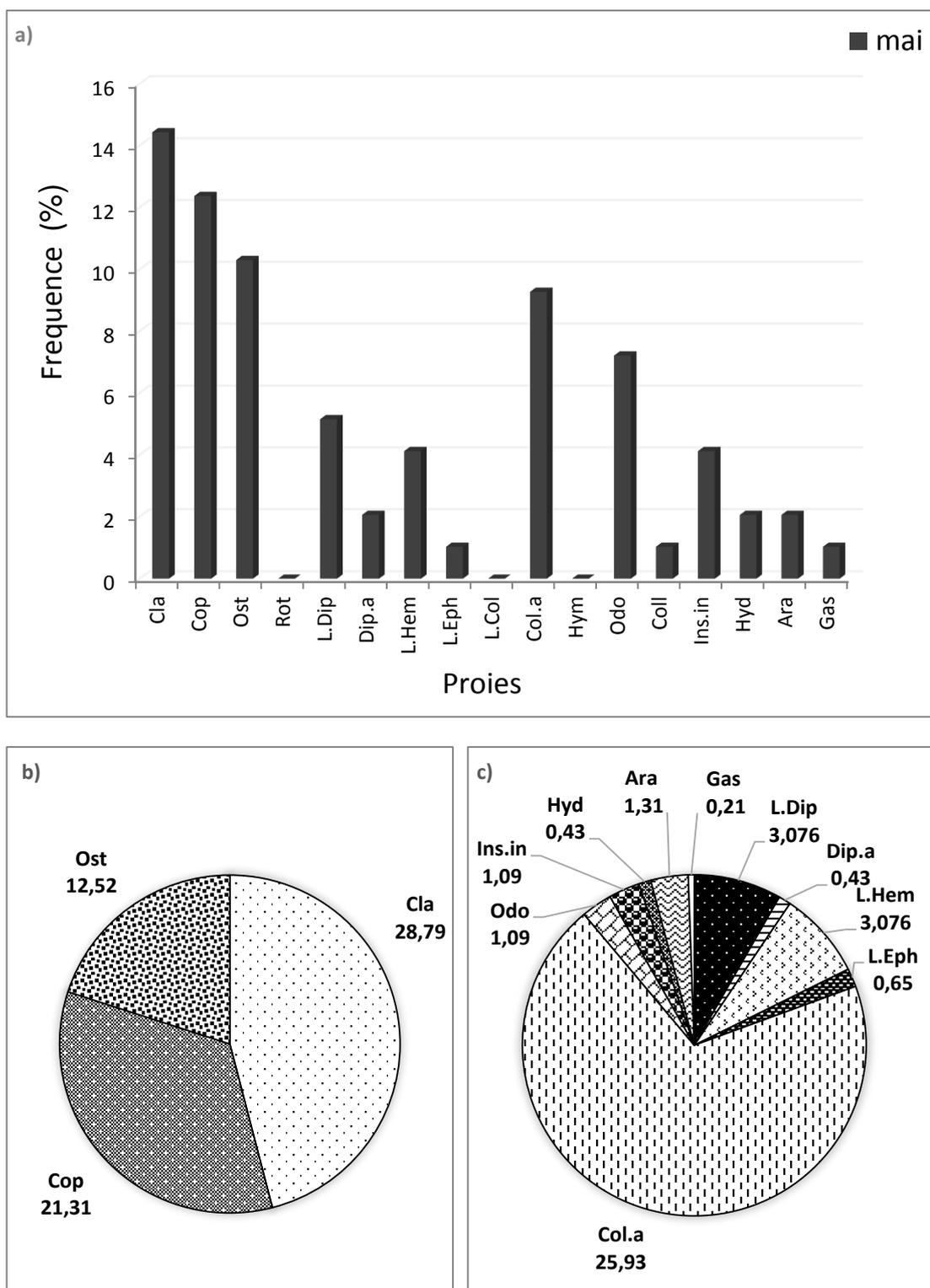


Fig.56 ► (a) Fréquences (b), (c) Abondances relatives des différentes proies de micro et macro invertébrés.

➤ **Le mois de mai**

L'examen de 25 contenus digestifs montre que le zooplancton (Cladocères, Copépode Ostracodes) est considéré comme proie secondaire d'après leurs fréquences qui sont respectivement (14.43 %), (12.37 %), (10.3 %). Les proies accidentelles sont : les Diptères larves et adultes, larves d'Hémiptères, larves d'Ephéméroptères, insectes indéterminés, Arachnides et Gastéropodes (Fig.56a, b, c).

L'évolution mensuelle des principales catégories alimentaires varie selon leur disponibilité en fonction du temps. Le zooplancton, représenté principalement par les Copépodes et les Cladocères est considéré comme le groupe prédominant. Il constitue une source énergétique pour *G. holbrooki* durant toute la période d'étude.

Les larves de Diptères qui occupent la deuxième position dans le spectre alimentaire de la gambusie sont consommées pendant les cinq mois d'étude.

Les Hydracariens et d'autres insectes indéterminés sont présents toujours dans le régime alimentaire de ce poisson avec des fréquences relativement faibles.

Les Coléoptères adultes sont plus abondants le mois de mai dans l'alimentation de *Gambusia* qui s'intéresse aux proies de grande taille, pour avoir un apport énergétique nécessaire à la reproduction. Les larves de Culicidés sont absentes dans le régime alimentaire de *G. holbrooki*, donc elle est loin d'être strictement culiciphage. Son régime comporte surtout le zooplancton (Copépodes, Cladocères, Ostracodes, Rotifères), larves de Diptères (Chironomidés), Diptères adultes, Insectes (Coléoptères, Odonates, larves d'Hémiptères et d'Ephéméroptères), et aussi des insectes terrestres comme les fourmis et les Collembolés, des poissons de sa propre espèce (cannibalisme). Le cannibalisme semble présent dans les sites d'étude El Feid, probablement lié au manque de proies. Les Mollusques, constituent une source d'alimentation négligeable.

IV.1.4.2.4. Evolution mensuelle des principales catégories alimentaires

L'évolution mensuelle des principales catégories alimentaires de *G. holbrooki* varie selon leurs disponibilités en fonction de temps et des sites.

Le zooplancton représenté principalement par les Copépodes et les Cladocères a été considéré comme le groupe prédominant. Ainsi la fréquence des Copépodes est supérieure à

(50 %) pendant le mois de janvier. Les Cladocères ont été également représentés pour les cinq mois. La prédation des Rotifères et des Ostracodes varie d'une mare à l'autre, mais demeure toujours faible (Fig.57).

Les insectes occupent une place importante dans le bol alimentaire de *Gambusia*, et sont représentés essentiellement par les Diptères, Coléoptères, Hémiptères, Ephéméroptères, Collembolés, Odonates et autres insectes indéterminés. Les larves de Diptères ont été consommées pendant toute la période d'étude avec des fréquences relativement importantes supérieures à (30 %).

Tableau 12. Variation mensuelle des différentes catégories alimentaires composant le régime alimentaire de *G. holbrooki* dans les mares temporaires El Feid (2012).

Proies	janvier		février		mars		avril		mai	
	F	Cn	F	Cn	F	Cn	F	Cn	F	Cn
Zooplanctons										
Cladocères	12,37	11,75	24,97	56,03	13,04	60,83	13,34	36,22	14,43	28,79
Copépodes	91,75	49,49	38,14	26,57	11,34	34,58	28,86	53,72	12,37	21,31
Ostracodes	4,12	2,9	1,03	1,69	0	0	2,06	2,99	10,3	12,52
Rotifères	1,03	0,145	0	0	0	0	5,15	0,81	0	0
Insectes										
L, Diptères	30,29	33,23	17,52	7,24	2,06	2,5	8,24	2,35	5,15	3,076
Diptères, adulte	2,06	0,145	2,06	0,48	0	0	1,03	0,16	2,06	0,43
L, Hémiptères	1,03	0,145	1,03	0,24	0	0	3,09	0,32	4,12	3,076
L, Ephéméroptères	0	0	1,03	0,48	0	0	0	0	1,03	0,65
L, Coléoptères	1,03	0,145	0	0	0	0	0	0	0	0
Coléoptères, adulte	2,06	0,29	3,09	0,96	0	0	4,12	0,97	9,27	25,93
Hyménoptère	0	0	1,03	0,24	2,06	0,83	3,09	0,24	0	0
Odonates	0	0	0	0	0	0	6,18	0,97	7,21	1,09
Collembolés	0	0	0	0	0	0	0	0,08	1,03	0
Insectes, indéterminés	2,06	0,29	14,43	3,62	2,06	0,83	9,27	0,72	4,12	1,09
Arachnides										
Hydra cariens	7,21	1,3	6,18	2,41	1,03	0,41	4,21	0,32	2,06	0,43
Araignées	1,03	0,145	0	0	0	0	1,03	0,08	2,06	1,31
Mollusques										
Gastéropodes	0	0	0	0	0	0	0	0	1,03	0,21

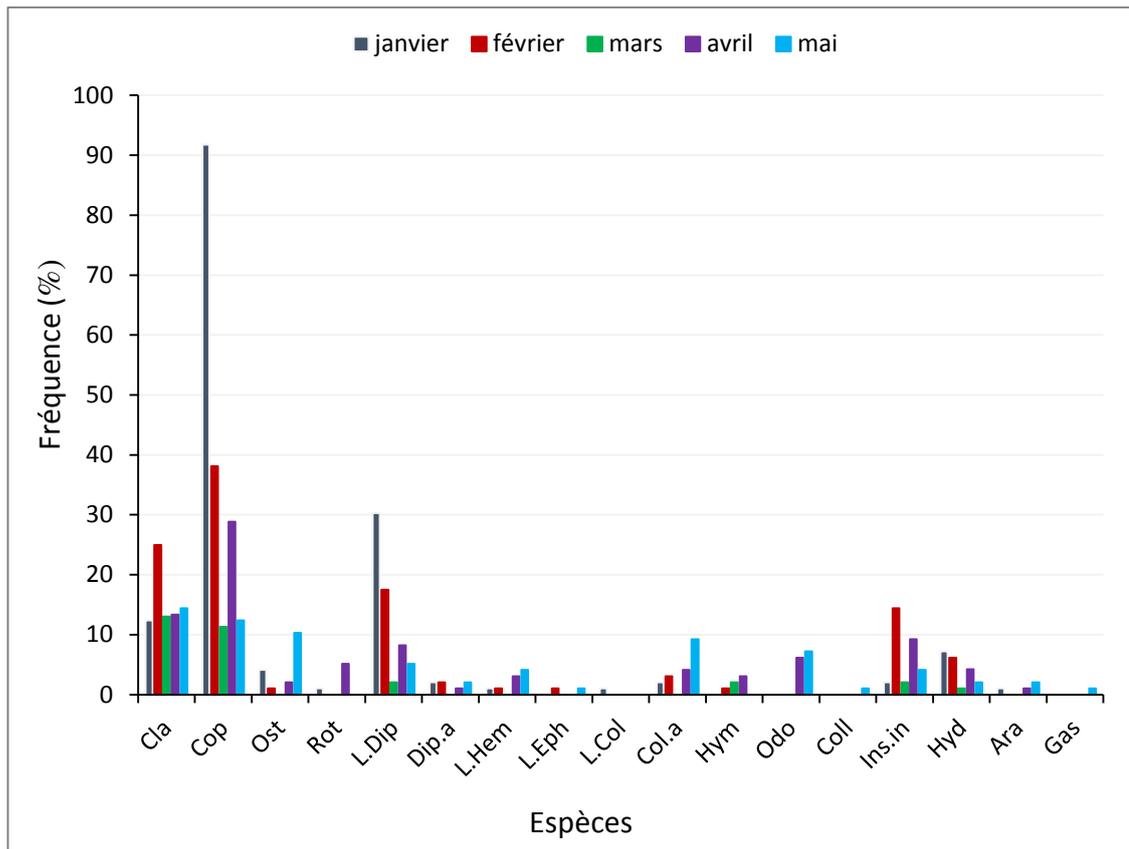


Fig. 57 ► Evolution mensuelle du régime alimentaire de *G. holbrooki* dans les mares temporaires d’El Feid (2012).



DISCUSSION



IV.2. Discussion générale

Dans cette partie, nous discutons les résultats obtenus tout en les comparant à ceux cités dans la littérature par différents auteurs dans le monde.

IV.2.1. Paramètre abiotiques et *G. holbrooki*

La température est un des facteurs les plus importants qui influence les processus biologiques et métaboliques chez les organismes ectothermes (Newell & Branch, 1980 ; Espina *et al.*, 1993 ; Gutierrez-Yurrita & Montes, 1999). Chez le poisson *G. holbrooki*, elle peut survivre sous des conditions extrêmes: températures fortes ou faibles (valeurs variant suivant les auteurs, températures proche de zéro à 40°C). Par exemple, dans une étude, les mâles mélaniques ont été transférés à partir de 19°C à 31°C. *Gambusia* ont la tolérance thermique élevée et une grande plasticité thermique (Gerking *et al* 1975 ; Heath *et al.* 1993 ; Lutterschmidt 1997), et il est prouvé que les petites poissons équilibrent à ce type d'augmentation de la température au sein d'un quelques jours (Chung 1981, 2000 ; Lutterschmidt 1997 ; Lutterschmidt & Hutchison, 1997). Cependant, il est difficile d'établir une comparaison entre les différentes études car la mesure de ce paramètre dépend de nombreux facteurs comme le moment de la journée, de la saison, de la profondeur, et de la végétation. Notre étude a montré que, pendant la période d'échantillonnage en 2012, *G. holbrooki* était capable de survivre pendant scinque mois consécutives dans des eaux entre 4.2°C et 25°C. Ces températures clémentes permettent à l'espèce d'étendre sa période de croissance et de reproduction ; les conditions sont tellement favorables que l'espèce ne réduit son activité qu'en de rares circonstances en hiver lors de chutes brutales de température.

Gambusia souvent, se trouve dans les plans d'eau peu profonds et, l'importance de la profondeur combinée à la superficie de chaque mare temporaire d'El Feid. Ces 24 mares temporaires contribuent à la création d'une diversité d'habitats, ce qui permet plus de niches écologiques et un bon partage des ressources alimentaires. La diversité d'habitats au niveau du même plan d'eau permet l'existence de plus d'espèces. Dans ce sens, plusieurs travaux ont confirmé nos résultats, nous citons entre autres ceux de Hamer et Appleton (1991) et de Thierry (1991). La zone héliophyte riche en végétations aux niveaux de la majorité de ces mares, pourrait constituer un refuge pour les macroinvertébrés et les zooplanctons contre la prédation et contre les variations de la température.

Nos valeurs de la conductivité (462 à 1999 $\mu\text{S}/\text{cm}$) montrent la capacité de de *G. holbrooki* à vivre dans des mares présentant des taux de minéralisation très différents.

Les valeurs de la transparence de l'eau ont été élevées après les précipitations de l'hiver 2012 (décembre, janvier et février) qui causent l'inondation aux mois de février et mars et la disparition des deux mares (F23 et F24) pendant ces deux mois. Ces valeurs sont relativement faibles en avril et mai. La transparence de l'eau traduit l'importance des matières en suspension et le développement de la biomasse phytoplanctonique. Cette turbidité peut être nuisible pour les poissons si elle est due aux matières en suspension. En effet, une quantité importante de matières en suspension peut colmater les branchies des frayères et les œufs de poisson, ceci peut causer la régression de la faune piscicole. Toutefois, cette turbidité peut présenter en même temps un avantage pour les alevins d'échapper aux chasseurs à vue. Si la turbidité est due aux phytoplanctons, elle provoquera le développement du zooplancton qui sera utilisé par le poisson.

Les gambusies naturellement habitent les bords peu profonds, végétalisés, des étangs et les cours d'eau. En revanche, la présence de la végétation a augmenté le nombre de proies ingérées par *Gambusia*, probablement en raison de proies poussant sur la végétation (Alison *et al.*, 1990). Le comportement de *Gambusia* avec et sans végétation peut aussi avoir été un facteur majeur contribuant à la tendance générale de l'augmentation de la consommation dans la végétation. Casterlin et Reynolds (1977) ont constaté que lorsqu'ils ont le choix, *Gambusia* sélectionné en végétation, submergée plutôt que de l'eau libre et de la végétation préférée qui leur a donné la dissimulation latérale. Les gambusies sont capables de pénétrer dans la végétation dense et pourraient nager à des vitesses allant jusqu'à 106 km / h (Armstrong, 1977). Nos résultats ont montré que ce paramètre biotique pouvait s'avérer plus pertinents que les autres paramètres abiotiques pour discriminer l'absence et la présence de *G. holbrooki* et on a montré dans la partie résultats qu'il existe une relation entre les végétations (hélrophytes, hydrophytes) et la densité de *Gambusia*, ce qui confirme que ces mares végétalisées présentent d'une part, des habitats favorables à la présence de l'espèce.

IV. 2. 2. L'impact de *G. holbrooki* sur la macrofaune aquatique

Comme les autres zones humides, les mares temporaires abritent de nombreuses espèces menacées et protégées par la loi internationale.

La diversité calculée à partir d'un échantillonnage est toujours plus faible de la communauté réelle ; car dans tous les cas, des espèces rares peuvent facilement échapper à l'échantillonnage. Il se peut alors que les espèces en moins ne seraient pas les mêmes dans les échantillons réalisés au même endroit, ainsi en les cumulant, on obtient un échantillon de plus grande taille contenant un plus grand nombre d'espèces (Matlaoui, 1999).

Notre étude montre que la richesse taxonomique observée au niveau des vingt quatre mares temporaires étudiées de la Numidie Orientale est importante et la biodiversité de la faune aquatique de ces eaux stagnante est élevée. La richesse totale est de (70) taxons, l'analyse des peuplements faunistiques montre que la macrofaune se compose de vertébrés et d'invertébrés. Les organismes les plus fréquents sont les arthropodes qui sont supérieure à (60 %) dans toutes les mares, les insectes occupent la grande part avec une variation de (55 % à 71 %) de la faune totale.

Les macro-invertébrés jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire aquatique. Ils sont la source principale de nourriture des poissons, insectes et amphibiens (Chessman, 1995 ; Barbour *et al.*, 1999 in Moisan *et al.*, 2008). En effet, la mare (F18) de G8 malgré sa faible densité de poissons et faible profondeur elle a été la plus riches des taxa parce qu'elle a été connecté avec le lac Mekhada, ce qui conduit à une longue hydro période. Dans notre étude, nous avons noté une richesse taxonomique importante à (F10 ; F5 ; F16) malgré la présence élevée de *G.holbrooki*. Ceci pourrait être expliqué par le choix des proies exercé par *G.holbrooki*.

La temporalité et le type de faciès jouent un rôle important dans la distribution des peuplements, sachant que ces deux variables intègrent d'autres paramètres, tels que la profondeur, l'abondance de la végétation aquatique. Les milieux temporaires sont à faible profondeur, de petites dimensions. Notons que les critères de temporalité et de type de faciès ont été déjà utilisés par Collins et Wilbur (1979) pour la classification des milieux fréquentés par les amphibiens qui utilise temporairement ces points d'eau pour la reproduction, le développement larvaire et dans une moindre mesure pour l'hivernage.

Parmi les espèces d'amphibiens trouvées dans notre échantillonnage *Hyla méridionalis* et selon l'étude de (El Hamoumi *et al.*, 2007) cette espèce peuple des points d'eau stagnante, riches en végétation avec une nette préférence envers des milieux temporaires de basse altitude, sous climats sub-humide et semi-aride à hiver chaud ou tempéré. Ce qui explique bien son

absence durant les mois de janvier et février et mars et son apparition aux mois d'avril et mai ou la température un peu élevée et l'arrivée du printemps ou la profondeur et peu faible et la végétation est très dense dans ces deux mois. En Espagne, *Hyla eridionalis* est considérée comme amphibien typique des mares temporaires, où elle est abondante (Diaz- Paniagua, 1983).

Discoglossus pictus fréquente les eaux stagnantes ou courantes : les secteurs peu profonds envahis par la végétation constituent les biotopes favorables. C'est une espèce vorace qui capture des proies diverses tels que les insectes (Culicidae,). La durée total de la vie aquatique est courte (un mois à peu près) (Lacroix, 1991). *Hyla meridionalis* et *Discoglossus pictus* sont des espèces typiques des eaux temporaires (El Hamoumi *et al*, 2007) et apparaissent très sensible à la prédation de *Gambusia*.

En ce qui concerne *Pleurodèles poireti* est endémique dans l'est de l'Algérie. C'est une espèce au statut méconnu, mais semble-t-il menacée dans une partie de sa distribution (Samraoui *et al*, 2012).

On citera entre autres les d'arthropodes qui constituent les Coléoptères le groupe le plus diversifié avec plus de 35 taxons de l'ensemble de la richesse totale de la faune aquatique. Ceci s'accorde avec les résultats de Launaci (1987) et Mebarki (2001), la végétation immergée, le substrat à granulométrie fine, la température de l'eau et les potentialités trophiques sont les facteurs de répartition les plus influents sur les éléments de ce groupe d'insectes. Parmi les insectes trouvés, les Diptères constituent l'ordre le moins abondant. Par contre, les plus abondants sont les Coléoptères et les Hémiptères qui sont représentés par 12 espèces, la cause serait probablement l'impact de *Gambusia* qui favorise les proies les plus souples à cuticules fines. Par contre les Coléoptères qui se caractérisent par une cuticule rigide et dure ne sont pas favorisés. En effet, le Zooplancton est la proie préférentielle de *Gambusia* (Arthington, 1989). **(Voir Chapitre IV: 3).**

Les odonates (libellules) utilisent également ces milieux pour la reproduction. Elles disparaissent entre les mois de janvier et février coïncidant avec une baisse de température à l'inverse des larves de zygoptères présente presque le long de la période.

La prédation affecte toutes les mares pourvues de *G. holbrooki* d'une manière nombreuse. Ceci explique la rareté et parfois l'absence complète des espèces vulnérables à la prédation (*Hyla meridionalis*, *Anisops sardea*, larves d'Aeshnidés, larves de Culicidés). Par

contre certaines espèces abondent en présence de *Gambusia holbrooki* : *Hydrophidrus guineensis*, *Hesperocorixa linnaei*. Ces résultats confirment le travail de Bouhala et al (2009).

IV. 2. 3. L'impact de *Gambusia holbrooki* sur le zooplancton

Le zooplancton forme une composante essentielle dans la chaîne trophique des eaux douces des mares temporaires et des lacs peu profonds. L'espèce invasive *Gambusia holbrooki* se nourrit essentiellement du zooplancton (Copépodes, Cladocères, Rotifères et Ostracodes), aussi les insectes de surface comme les Pucerons, Collembolés, les Chironomidés adultes (imago) et autres Diptères qui peuvent constituer un aliment additionnel. *G. holbrooki* exerce une pression de prédation significative sur les populations de zooplancton natives et certainement entrent en compétition avec les autres espèces de poissons qui coexistent (Mieiro et al., 2001 ; Haas, 2005 ; Peck & Walton, 2008).

Notre présente étude montre que le poisson invasif *G. holbrooki* peut avoir un impact sur les communautés zooplanctoniques dans les mares temporaires. Hurlbert et Mulla (1981) ont étudié l'effet de *G. holbrooki* sur les communautés planctoniques. *G. holbrooki* réduit la densité de population des taxa des invertébrés (Cladocères, Copépodes, Ostracodes et Anostracés..), comparativement avec les mares contrôles sans poissons.

Plusieurs études ont mis l'accent sur l'impact des espèces invasives *G. holbrooki* et *G. affinis* sur les communautés d'invertébrés (Hurlbert et al., 1972 ; Angeler et al., 2002; Stockwell et al., 2011 ; Henkanaththegedara et al., 2015). Des populations de *G. holbrooki* éliminent les Cladocères et réduisent les densités des Rotifères, les Crustacés et les insectes aquatiques (Ciuffa, 2007 ; Preston et al., 2012 ; Redmond et al., 2014). Les Copépodes dans les mares temporaires d'El Feid sont la composante la plus abondante, comparativement aux Cladocères et Ostracodes. Les gambusies se nourrissent des Cladocères, des Copépodes et Ostracodes.

La pression exercée par les poissons zooplanctonophages s'explique par la dominance des espèces de petite taille car les espèces planctonophages chassent à vue et sélectionnent initialement les espèces de grande taille (Hurlbert & Mulla, 1981 ; Muylaert et al., 2006). Ce sont donc les organismes de grande taille qui souffrent le plus de la prédation (Lazarro, 1987; Gliwicz & Pijanowska, 1989). Ceci explique pourquoi les petits crustacés tels que les Copépodes cyclopoïdes et les petits Cladocères dominant toujours dans les communautés

zooplanctoniques des lacs eutrophes et hypereutrophes (Jeppessen *et al.*, 2000; Samraoui *et al.*, 1998), contrairement aux petits plans d'eau comme les mares temporaires (Samraoui, 2002).

Un modèle est proposé pour mesurer la variation dans le ratio Calanoides / Cyclopoïdes, une évidence qui suggère que les Calanoides en général sont plus disposés pour la prédation par les prédateurs zooplanctoniques alors que les Copépodes cyclopoïdes sont plus susceptibles pour la prédation par les poissons (Hurlbert & Mulla, 1981). Le zooplancton peut avoir une certaine instabilité dans sa composition et une hétérogénéité dans sa répartition qualitative et quantitative, suggérant clairement une double influence des facteurs abiotiques du milieu (transparence de l'eau, oxygène dissous, pH...) et de la prédation par les poissons sur la structure de la communauté de Zooplancton dans les mares traitées avec des densités différentes de *G. holbrooki* (Bidi-Akli *et al.*, 2014).

Bien que le plan expérimental planifié ait été légèrement modifié par l'invasion d'un certain nombre de poissons dans des étangs de contrôle en raison de l'inondation de la zone expérimentale, nous pouvons affirmer que cette invasion a été limitée dans sa portée. La modélisation des données par des fonctions de polynôme d'ordre élevé a indiqué deux tendances d'opposition principales : un certain taxa (totalise le zooplancton, Anostraca, Copepoda, Calanoida) diminué brusquement tandis que d'autres (Cladocera et Cyclopoïda) ont atteint un niveau maximal en mars avant de diminuer. Les Ostracoda exhibent les deux tendances selon la densité des poissons. Une des faiblesses des fonctions polynômiales est leur difficulté de s'ajuster à des données asymptotiques. Ceci était le cas pour les modèles présentés traitant la disparition de zooplancton à la fin de la période d'étude. Une façon de contourner cette difficulté aurait été de limiter l'analyse à une période plus courte (janvier à mars/avril) pour ces taxa. Cette troncature aurait aussi résolu une autre difficulté : la présence des valeurs négatives dans les mois qui suivent. Comme le but principal des modèles statistiques adoptés était de fournir une description quantitative des données qui peuvent être utilisées pour évaluer des modèles théoriques, nous nous sommes abstenus de mettre en œuvre cette troncature pour ne pas présenter des biais (Mirvan, 2004). Les Gambusies sont connus pour s'alimenter principalement sur le zooplancton (Cladocera, Copepoda et Ostracoda) même si les proies comme les insectes puissent dominer le régime alimentaire en été (Bence & Murdoch, 1986 ; Bence, 1988 ; Soto & Hurlbert, 1991 ; Farley, 1980 ; Blaustein & Karban, 1990, Miura *et al.*, 1979 ; Colwell & Shaefer, 1983 ; Daniels & Felley, 1992 ; Hurlbert & Mulla, 1981 ; Mansfield & Mcardle, 1998 ; Cabral *et al.*, 1998). Au contraire, les Ostracoda n'ont pas été enregistré dans quelques études (Walters & Legner, 1980 ; Crivelli & Boy, 1987) et leur absence est expliqué

par leur style de vie benthique. Cependant, certains Ostracodes sont planctoniques et l'absence de records peut dépendre de la composition d'espèce et des habitats.

La prédation dépendante de la taille par les Gambusies sur Anostraca (adapté aux habitats aquatiques sans poissons) et Ostracoda dans les deux premiers mois (janvier et février) semble avoir été une source importante de mortalité et il semble avoir influencé la structure de la communauté de zooplancton d'El Feid des étangs en modifiant leur peuplement. Sous la prédation intensive induite par la haute densité des Gambusies, les grands branchiopodes comme *Chirocephalus*, *diaphanous* Prévost, les grands Ostracoda comme *Cypris bispinosa* Lucas et les Daphniids ont été réduits tandis que les Copepodes cyclopoïdes et les petits cladocères ont d'abord profité de l'élimination rapide de leurs plus grands concurrents (Irvine *et al.*, 1989) et ont atteint un niveau maximal en mars. Bien que considéré comme un prédateur polyphage, la Gambusie peut afficher un choix sélectif des proies (Miura *et al.*, 1979) et les Anostracées constituent la proie préférentielle des Gambusies (Leyse *et al.*, 2004). Ces grands branchiopodes jouent un rôle clé dans les réseaux trophiques aquatiques, façonnant des communautés d'invertébrés dans des zones humides temporaires (Jocqué *et al.*, 2010 ; Waterkeyn *et al.*, 2011).

Tant les copepodes Calanoides que les Cyclopoïdes sont d'efficaces et sélectifs brouteurs (Wickham, 1995 ; Jürgens & Jeppesen, 2000), mais à cause de leurs mouvements rapides et saccadés, les copepodes Cyclopoïdes souvent coexistent avec les poissons et sont plus abondants aux concentrations nutritives plus hautes à cause de la disponibilité de leur proie qui consiste à la présence du microzooplancton (Pace, 1986 ; Brunnell *et al.*, 2012). En présence de poisson et en absence des copepodes Cyclopoïdes qui peuvent influencer la dynamique et former des structures de communauté de zooplancton de petite taille (Nagata & Hanazato, 2006). Les changements provoqués par l'absence d'Anostraca, Calanoides copepodes et, dans une moindre mesure, Ostracoda, peuvent avoir abouti aux changements dans des réseaux alimentaires aboutissant à la survie croissante d'un certain zooplancton de petite taille (Lynch *et al.*, 1981). Cette hypothèse semble être congruente aux modèles enregistrés pour les Cyclopoïdes copepodes et Cladocères dans notre étude et d'autres études précédentes effectuées dans le nord-est de l'Algérie où des lacs peu profonds et des marais accueillent généralement les Gambusies aussi bien que d'autres espèces de poisson comme *Barbus callensis* Valenciennes, *Pseudophoxinus* spp., *Cyprinus carpio* Linnaeus et *Anguilla Anguilla* Linnaeus. Seule exception des salamandres *Pleurodeles poireti* Gervais et *P. nebulosus* Guichenot, les prédateurs dans des étangs temporaires ont été surtout représentés par des invertébrés

(Notonectids, *Cybister* sp. *Chaoborus* sp. *Cyclopoides*, etc). Le fait, que le poisson peut avoir accès aux étangs temporaires, ces marécages n'offrent pas toujours "l'espace sans ennemi" "enemy-free space" (Jeffries & Lawton, 1984) à de grands crustacés les crevettes et les Calanoides copepodes (Samraoui, 2002). Une série d'études a montré qu'il y avait un contraste marqué dans la composition du zooplancton, large surtout d'eau permanents (Samraoui *et al.*, 1998) et les étangs plus petits, provisoires et sans poissons caractérisés par la présence de grand branchiopodes (Samraoui & Dumont, 2002), les grands copepodes comme le *calanoids Diaptomus cyaneus* Gurney, *Hemidiaptomus gurneyi* Roy et *Mixodiaptomus lilljeborgii* Guerne et Richard et les Ostracodes comme *Cypris bispinosa* (Samraoui, 2002). Les assemblages au niveau des étangs provisoires a été aussi caractérisé par l'absence d'un certain cyclopoïdes comme *Mesocyclops ogonius* Onabamiro et beaucoup de chydorides (*Alona affinis* Leydig, *A. guttata* Sars, la taxe *Alonella excise*, *Graptoleberis testudinaria* (le Pêcheur), *Macrothrix rosea* (Jurine) et *M. cf. spinosa* le Roi qui s'est révélé être assez commun à travers les eaux permanent (Samraoui, 2002).

Des résultats semblables ont été trouvés en Italie où la composition et la succession temporelle des communautés de zooplancton ont différé selon l'hydropériode de l'étang (Vagaggini *et al.*, 2002) et où l'absence de *Gambusia holbrooki* a été associée à un changement des rotifères et des micro crustacés comme les cladocères au corps petit et les copépodes larvaire dominé par les Daphniidae au grand corps et les copépodes adulte (Margaritora *et al.*, 2001).

Le support pour le rôle de compétition dans des communautés de zooplancton a été basé sur des études de chevauchement de niche (Makarewicz & Assimile, 1975 ; Williams, 1982) mais cette association a été discuté et reste controversé (Colwell & Futuyama, 1971 ; Hurlbert, 1978).

L'hypothèse d'efficacité de taille (Brooks & Dodson, 1965) pose en principe que la dominance de zooplancton au grand corps sur des homologues plus-petits-taille dans l'habitat d'étang sans poissons est expliquée par leur capacité d'exploiter une plus large gamme de particules alimentaires. Cependant, les habitudes d'alimentation sélectives de taille des poissons enlèveraient la grande espèce et favoriseraient ainsi le zooplancton au corps petit (Zaret & Kerfoot, 1975 ; Lyche, 1989 ; He *et al.*, 1994 ; Post *et al.*, 1997, Hurlbert *et al.*, 1972). Une hypothèse alternative soutient que la prédominance du zooplancton de grande taille est mieux expliquée par leur immunité relative des invertébrés prédateurs (Dodson, 1974).

IV.2.4. Régime alimentaire de *Gambusia holbrooki* dans les mares temporaires

Cette partie est une contribution à l'étude du régime alimentaire de *G. holbrooki* dans les mares temporaires d'El Feid durant la période de décembre 2011 à mai 2012.

Nos résultats présentés dans cette partie montrent que l'analyse de l'inventaire des aliments consommés par *G. holbrooki* et des tendances générales de son régime alimentaire a montré que ce poisson est exclusivement carnivore. Nous avons constaté que le régime alimentaire de cette espèce introduite est très diversifié. Il est essentiellement constitué par des microinvertébrés et des macroinvertébrés, représentés principalement par les Copépodes, des Cladocères, larves de Chironomidés (Diptères), Coléoptères adultes et autres taxons comme les Hyménoptères, Hydracariens avec de faibles fréquences. Ces résultats sont en accord avec ceux de Garcia-Berthou (1999), Meiro *et al.*, (2001), Blanco *et al.*, (2004).

Lloyd *et al.*, (1986) ont relevé que *Gambusia* est un omnivore opportuniste avec une préférence pour les aliments des animaux. Arthington (1989) a constaté que *Gambusia* préfère les petites proies, ce qui concorde avec celui de Bence et Murdoch (1986) qui a enquêté sur la taille sélective pour la prédation de *Gambusia*. Ces deux études sont en conflit avec des études de terrain par qui a suggéré que *Gambusia* sélectionne généralement les plus grandes proies qu'elles puissent réussir à capturer.

Le cannibalisme est présent dans les sites étudiés représenté par les écailles de poissons trouvés dans 19 tubes digestifs. Les Mollusques bien que présents, constituent une source d'alimentation négligeable.

Nos résultats notent la variation de coefficient de vacuité au cours de la période d'étude au sein des sites étudiés. La disponibilité alimentaire étant généralement mieux fournie en hiver (janvier et février) et au printemps (mars, avril et mai), ces données confirment, également que *G. holbrooki* est plus ou moins active en hiver. Mais on note que ce coefficient était nul au mois de mars chez les deux sexes, peut être due à l'effet de l'inondation dans les deux mois (février et mars).

Nos résultats confirment les études de Bounaceur (1997), Layachi (1997) et Guebailia (2012) avec des petites différences à cause de la typologie des sites étudiés. L'impact de *G. holbrooki* est également important et non moins bien connu (Hurlbert & Mulla, 1981).

L'étude de cette espèce dans les mêmes zones humides de la Numidie orientale (Bounnaceur, 1997 ; Layachi, 1997 ; Terki, 1997) a démontré que *G. holbrooki* occupe pratiquement la même niche écologique (régime alimentaire, habitat, phénologie) que les espèces autochtones mais que les différences subtiles en font un formidable compétiteur (spectre alimentaire plus large, plus grande agressivité, fécondité plus élevée).



CONCLUSION



Conclusion

Les mares temporaires sont une caractéristique importante du paysage nord-africain ; ces milieux éphémères hébergent une faune originale avec probablement beaucoup d'espèces endémiques adaptées aux dynamiques des écosystèmes locaux comme d'autres habitats distincts.

Dans ce travail, nous sommes limités à un modèle qui consiste à étudier les mares temporaires et surtout à comprendre la distribution et l'abondance de la faune et la flore aquatiques de ces mares avec et sans *Gambusia holbrooki*. Et d'identifier également les facteurs importants qui régissent la structure et le fonctionnement de ces milieux.

Scinque paramètres ont été mesurés de façon très régulière sur une durée d'un cycle hydrologique en 2012. Ce suivi nous a permis d'acquérir une importante base de données très utile pour évaluer l'effet de *Gambusia holbrooki* vis-à-vis de différents paramètres.

L'étude des variables abiotiques a montré qu'il existe des variations de ces paramètres (Conductivité et température de l'eau) entre l'espace et le temps. *Gambusia holbrooki* semblait bien supporter ces variations, c'est une espèce très résistante, qui s'adapte à tous les facteurs abiotiques, aux conditions climatiques et hydrologiques défavorables. Les résultats de cette étude montrent que les mares temporaires hébergent une faune très diversifiée et qui s'adaptent bien que possible aux variations des facteurs des milieux.

Pour examiner les rôles puissants de la prédation et la compétition dans la structure des communautés de zooplancton, nous avons utilisé une étude expérimentale pour analyser l'impact des Gambusies, *Gambusia holbrooki*, sur un ensemble de 24 étangs temporaires. Les Gambusies ont été introduites avec des densités différentes (0, 8, 16 et 80 poissons) et l'assemblage du zooplancton a été contrôlé mensuellement entre janvier et mai. Les résultats ont indiqué que la prédation de poisson a diminué manifestement l'abondance globale du zooplancton, tandis que les grands crustacés (Anostraca et Calanoida) ont été rapidement éliminés, Cyclopoida et Cladocera ont atteint un niveau maximal en mars avant de disparaître à un stade ultérieur de l'hydropériode. Ces résultats sont congruents à la théorie soutenant l'influence tant de la prédation que de la compétition comme des forces majeures formant des communautés d'eau douce.

L'impact de *Gambusia holbrooki* sur les communautés de zooplancton d'étangs temporaires semble suivre deux chemins distincts:

1) L'Élimination de grands branchiopodes comme *Chirocephalus diaphanus* qui disparaît vite tandis que d'autre grand zooplancton comme Calanoid copepods diminue fermement.

2) Suite à l'absence de grands, vraisemblablement concurrents, les taxa comme Cladocera, Cyclopid copepods et, dans une moindre mesure, Ostracoda augmentent leur abondance et atteignent le pic en mars avant de disparaître. Ces résultats suggèrent que la compétition à un rôle important dans la structuration des communautés zooplanctonique.

L'analyse globale du régime alimentaire de cette espèce montre qu'il est essentiellement constitué par des Copépodes, Cladocères, larves de Chironomidés (Diptères sous forme adultes et larves), Coléoptères adultes et autres taxons comme les Hyménoptères, Hydracariens avec de faibles fréquences.

L'impact de *Gambusia* sur les invertébrés est également, plus important, sa présence est synonyme de disparition de nombreux Crustacés (Daphniidés) et insectes (Samraoui, 1998). Il faut éviter à tout prix l'introduction d'espèces exotiques. Au pire, il faut étudier son écologie et évaluer son impact potentiel avant son introduction (Samraoui, 1998).

Cette espèce est également considérée comme partiellement responsable du déclin de plusieurs espèces d'amphibiens (Hulbert & Mulla, 1981 ; Arthington, 1989) et des œufs et alevins de poissons indigènes (Rupp, 1996). En effet, les résultats obtenus par le calcul de la richesse spécifique et des indices de la diversité sont conformes à ceux obtenus par l'analyse multi variée.

Finalement, ces résultats ne pourraient que servir de références bibliographiques à des travaux ultérieures. Nous espérons à travers cette étude ouvrir de nouveaux horizons à l'étude écologique des mares afin de maintenir et de transmettre notre biodiversité aux futures générations.

Des travaux futurs, plus approfondies sur la biologie et l'écologie des espèces exogènes; pourront combler beaucoup de lacunes afin de mieux connaître la structure et le fonctionnement des mares temporaires en vue de leur protection.



RESUMES



Résumé

Les prédateurs jouent un rôle important au sein des écosystèmes et leurs effets peuvent stabiliser ou déstabiliser la dynamique de leurs proies. L'impact des poissons sur les réseaux trophiques aquatiques est relativement bien connu mais leur présence au sein des milieux temporaires comme les mares est relativement moins bien étudiée.

Nous avons utilisé une approche expérimentale pour étudier l'influence d'un poisson allochtone *Gambusia holbrooki* sur les peuplements faunistiques des mares temporaires du Nord-est algérien. Un total de 24 mares a été distribué de manière aléatoire en 4 lots (trois densités de poissons différentes et un lot témoin) et suivi de manière mensuelle sur un cycle hydrologiques. En parallèle, L'étude des variables abiotiques a montré qu'il existe des variations de ces paramètres (conductivité et température de l'eau) entre l'espace et le temps. *Gambusia holbrooki* semblait bien supporter ces variations. Les résultats de cette étude montrent que les mares temporaires hébergent une faune très diversifiée et qui s'adaptent bien que possible aux variations des facteurs des milieux. La population de microinvertébrés dans les mares temporaires d'El Feid est constituée principalement de Copépodes qui sont la composante la plus abondante, comparativement aux Cladocères et Ostracodes. Concernant les macroinvertébrés les Arthropodes sont les plus abondants. L'analyse globale du régime alimentaire de cette espèce montre qu'il est essentiellement constitué par des Copépodes, Cladocères, les Chironomes (Diptères sous forme adultes et larves), Coléoptères adultes et autres taxons comme les Hyménoptères, Hydracariens avec de faibles fréquences.

Le zooplancton peut avoir une certaine instabilité dans sa composition et une hétérogénéité dans sa répartition qualitative et quantitative, suggérant clairement une double influence des facteurs abiotiques du milieu (transparence de l'eau, oxygène dissous, pH...) et de la prédation par les poissons sur la structure de la communauté de zooplancton dans les mares traitées avec des densités différentes de *G. holbrooki*.

Face à l'expansion des poissons introduits à travers les zones humides algériennes, les mares temporaires se sont des milieux vulnérables, et refuges d'une faune et flore excessivement menacées.

Mots clés : *Gambusia holbrooki*, mares temporaires, paramètres abiotiques, macroinvertébrés, zooplancton, régime alimentaire, impact.

Abstract

Predators play an important role in ecosystems and their effects can stabilize or destabilize the dynamics of their prey. The impact of fish on aquatic food webs is relatively well known, but their presence in temporary environments such as ponds is relatively less well studied.

We used an experimental approach to study the influence of a fish *Gambusia holbrooki* immigrant on faunal population's temporary pools North-east Algeria. A total of 24 mares were randomly distributed into 4 groups (three different fish densities and a control group) and monitoring on a monthly basis over a hydrological cycle. In parallel, the study of abiotic variables showed that there are variations in these parameters (conductivity and temperature of water) between space and time. *Gambusia holbrooki* seemed to support these changes. The results of this study show that temporary pools are home to a very diverse fauna and that fit well as possible to changes in the environment factors. The population of micro-invertebrates in temporary pools of El Feid consists mainly of copepods are the most abundant component compared to Cladocerans and Ostracods. On macroinvertebrates Arthropods are the most abundant. The overall analysis of the diet of this species shows that it essentially consists of Copepods, Cladocerans, the Chironomidae (Diptera as adults and larvae form), adult beetles and other taxa such as Hymenoptera, water mites with low frequencies.

The zooplankton may be some instability in its composition and heterogeneity in its qualitative and quantitative distribution, clearly suggesting a double influence of abiotic environmental factors (water clarity, dissolved oxygen, pH ...) and predation by fish on the structure of the zooplankton community in pools treated with different densities of *G. holbrooki*.

Faced with the expansion of fish introduced through the Algerian wetlands, temporary pools are vulnerable areas, and shelters an overly endangered flora and fauna.

Keywords: *Gambusia holbrooki*, temporary pools, abiotic parameters, macroinvertebrates, zooplankton, diet, impact.

المخلص

الحيوانات المفترسة تلعب دورا مهما في النظم الايكولوجية وأثرها يمكن ان يتسبب في استقرار او زعزعت استقرار فرائسها. أثر السمك على الشبكات الغذائية المائية معروف نسبيا، لكن وجودها في المسطحات المائية المؤقتة مثل البرك درست بشكل اقل نسبيا.

استخدمنا منهج تجريبي لدراسة مدى تأثير الأسماك الغير محلية سمك الجمبوزية *Gambusia holbrooki* على الكائنات الحيوانات الموجودة في المسطحات المائية المؤقتة شمال شرق الجزائر. مجمع من البرك المؤقتة يتكون من أربعة وعشرون بركة موزعة بطريقة عشوائية الى أربع مجموعات (ثلاثة مجموعات تحتوي على كثافة مختلفة من اسماك الجمبوزية وتبقى مجموعة خالية من الاسماك). قمنا بتتبع هذه البرك شهريا خلال دورة هيدرولوجية. وفي موازاة ذلك، أظهرت دراسة المتغيرات البيئية، ان هناك اختلافات في هذه المعايير (كثافة ودرجة حرارة الماء) بين الزمان والمكان. ويبدو ان سمك الجمبوزية يتأقلم مع هذه المتغيرات. نتائج هذه الدراسة تظهر ان هذه البرك المؤقتة موطن لعدد مختلف وكبير من الكائنات الحيوانية والتي تتأقلم بشكل كبير مع تغيرات عوامل البيئة. اللاقاريات المجهرية تتواجد في البرك المؤقتة تتكون أساسا من Copépodes وهي الكائنات الأكثر وفرة بالمقارنة مع Cladoceres و Ostracodes اما اللاقاريات الكبيرة، المفصليات هي الأكثر وفرة. التحليل الشامل للنظام الغذائي لهذه الأسماك يظهر انه يتكون أساسا من مجدا فيات، وقشريات والحشرات ذوات الجناحين (يرقات او كبيرة)، والخنافس الصغيرة وغيرها من الأصناف ذوات الاجنحة الغشائية والعتث المائي مع وجودهم بكمية ضئيلة.

العوالق المائية يمكن ان تتعرض الى عدم الاستقرار في تكوينها وعدم التجانس في توزيعها النوعي والكمي وهذا يشير بوضوح الى تأثير مزدوج من العوامل البيئية الغير حيوية (شفافية الماء، الاكسجين المذاب، ودرجة الحموضة...) ومن الافتراض من قبل الأسماك على مجتمع العوالق المائية في البرك المؤقتة مع وجود كثافات مختلفة من سمك الجمبوزية *Gambusia holbrooki*

وفي مواجهة التوسع للأسماك الغير محلية من خلال المناطق الرطبة الجزائرية تبقى المسطحات المائية المؤقتة هي الأخرى معرضة للخطر، وملاجئ مهددة بالانقراض لمختلف الكائنات الحية الحيوانية والنباتية.

الكلمات المفتاحية: سمك الجمبوزية، البرك المؤقتة، العوامل البيئية الغير حيوية، اللاقاريات الكبيرة، واللاقاريات المجهرية، النظام الغذائي، الاثر.



REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES



REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Aissaoui, R. (1998). Contribution à l'étude de la toxicité d'un insecticide organochloré, le lindane : impact sur quelques organes d'un poisson téléostéen d'eau douce, *Gambusia affinis*. Thèse de Magister. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Alison, L. & Linden., Joseph, J. & Cech, J.R. (1990). Prey selection by mosquitofish (*Gambusia affinis*) in California rice fields: effect of vegetation and prey species. *American Mosquito Control Association*, 6: 115-120.

Amoros, C. (1984). Crustacés cladocères. *Association française de limnologie*, 5 :72-150.

Angeler, D. & Álvarez-Cobelas, M. & Sánchez-Carrillo, S. & Maria, A. (2002). Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. *Aquatic Sciences*, 64: 76-86.

Annani, F. (2013). Essai de biotypologie des zones humides du constantinois. Thèse Doctorat. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Arab, A. (2004). Recherche faunistique et écologique sur les réseaux hydrographiques du Chelif et du bassin du Mazafran. Thèse de Doctorat. Université Houari Boumediene.

Armstrong, R. C. (1977). Dispersal of mosquitofish through cattails in drainage ditches. *Vector Control Association*, 45:103-104.

Arthington, A.H. (1989). Diet of *Gambusia affinis holbrooki*, *Xiphophorus helleri*, *X. maculatus* and *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae) in Streams of Southeastern Queensland, Australia. *Asian Fisheries Science*, 2: 193-212.

Arthington, A.H. & Marshall, C.J. (1999). Diet of the exotic mosquito fish, *Gambusia holbrooki*, in an Australian lake and potential for competition with indigenous fish species. *Asian Fisheries Science*, 12: 1-16.

Bagnouls, F., Gaussen, H. (1957). Les climats biologiques et leurs classifications. *Annales de Géographie*, 335 : 193-220.

Barnaud, G. (1998). Conservation des zones humides. Concepts et méthodes appliqués à leur caractérisation. Muséum national d'histoire naturelle, Paris. 153-179.

- Beaudoin, R. (2007).** Modélisation individu-centrée pour aider à la détection et à l'interprétation des effets des polluants chimiques sur la dynamique de population d'un poisson, la Gambusie en écosystème expérimental. Thèse de Doctorat. Université de Rennes.
- Beldi, H. (1993).** Contribution à l'étude de *Gambusia affinis* (téléostéen, vivipare), croissance des alevins, étude du cycle sexuel et corrélation métabolique. Thèse de Magistère. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Beldi, H. (2001).** Reproduction de *Gambusia affinis* (poisson, téléostéen) dans la région d'Annaba. *Synthèse*, 9 :15-18.
- Beldi, H. (2007).** Etude de *Gambusia affinis* (poisson, téléostéen) et *Donax trunculus* (mollusque, pélécy-pode) : écologie, physiologie et impacts de quelques altéragènes. Thèse Doctorat. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Ben Slimane, M. (2003).** Effet des apports allochtones du platane (*Platanus acerifolia*) et du peuplier noir (*Populus nigra*) sur les milieux aquatiques récepteurs. Thèse de Doctorat. Université Sidi Mohamed Ben Abdallah.
- Bence, J.R. & Murdoch, W.W. (1986).** Prey size selection by the mosquitofish: relation to optimal diet theory. *Ecology*, 67: 324-336.
- Biggs, J. & P. Williams, P. Whitfield, P. Nicolet, & A. Weatherby. (2005).** 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond 295 Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 693-714.
- Benslimane, N. (2001).** Contribution à l'étude écologique des zones humides de la Numidie Orientale et des zones de Guerbès. Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Bensettiti, F., Lacoste A. (1999).** Les Ripisylves du nord de l'Algérie: essai de synthèse synsystématique à l'échelle de la Méditerranée occidentale. *Ecologia mediterranea*, 1:13-39.
- Benyacoub, S. (1993).** Ecologie de l'avifaune forestière nicheuse de la région d'El Kala (Nord-Est algérien). Thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar, Annaba.
- Benzie, A.H. (2005).** Cladocera. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. The Genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*) (Anomopoda: Daphniidae). Kenobi Productions, 376p.

- Bidi, A., Arab, A., Samraoui, B. (2014).** Variation spatio-temporelle du zooplancton dans le barrage de la réserve de chasse de Zéralda (Algérie). *Ecologie (terre vie)* 69: 214-224.
- Blanco, S., Romo, S., Villena, M.J. (2004).** Experimental study on the diet of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) under different conditions in a shallow lake. *International Review of Hydrobiology*, 89: 250-262.
- Blaustein, I. & H. J. Dumont. (1990).** Typhloplanid flatworms (*Mesostoma* and related genera): mechanisms of predation and evidence that they structure aquatic invertebrate communities. *Hydrobiologia*, 198: 61-77.
- Blaustein, L. & R. Karban. (1990).** Indirect effects of the mosquitofish *Gambusia affinis* on the mosquito *Culex tarsalis*. *Limnology & Oceanography*, 35: 767-771.
- Boix, D. & J. Sala, S. Gascon., & S. Brucet. (2006).** Predation in a temporary pond with special attention to the trophic role of *Triops cancriformis* (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca). *Hydrobiologia*, 571: 341-353.
- Bortone, S.A., Davis, W.P. (1994).** Fish intersexuality as indicator of environmental stress. *Biological Sciences*, 44: 165-172.
- Bortone, S.A., Cody, R.P. (1999).** Morphological Masculinization in Poeciliid Females from a Paper Mill Effluent Receiving Tributary of the St. Johns River, Florida, USA. *The Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 63: 150-156.
- Bosford, L.W. & B. Vondracek, T.C. Wainwright, A. L. Linden, R. G. Kope, D. E. Reed, and J. Cech. (1987).** Population development of the mosquitofish, *Gambusia affinis*, in rice fields. *Environmental Biology of Fishes*, 20: 143-154.
- Boucenn, N., Bouyedda, N., Guebailia, A. (2009).** L'étude écologique des mares temporaires de la Numidie Orientale (2007-2008). Mémoire d'ingénieur. Université 08 mai. Guelma.
- Bouchard, R. W. (2004).** Guide to aquatic macro invertebrates of the upper Midwest. Water resources center. University of Minnesota.
- Bouhala, Z., Hadjoudi, S., Mouas, W. (2009).** Contribution à l'étude typologique des mares temporaires de la Numidie Orientale (cycle 6 : 2006-2007). Mémoire d'ingénieur. Université 08 mai. Guelma.

Boukhadcha, M. (1999). Typologie des zones humides de la Numidie. Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Boukhamza, N.Z., Belhamra, M., Boulhamza, M., Doumandji, S., Voisin, JF. (2008). Biologie de reproduction de la tourterelle des bois *Streptopelia turtur arenicola* dans le Nord de L'Algérie. *Alauda*, 76 : 207-222.

Bounaceur, F. (1993). Contribution à l'étude écologique de *Gambusia affinis* dans trois sites de Nord-est algérien. Thèse de Magistère. Université El-Harrach.

Bouriach, M. (2016). Ecologie de la reproduction de la cigogne blanche (*Ciconia ciconia*) dans un milieu anthropisé, Drean, nord-est d'Algérie. Thèse Doctorat. Université 08 mai 1945. Guelma.

Bouzioukh, F. (2000). Effets secondaires de quelques insecticides nouveaux sur la croissance, le métabolisme et la reproduction chez un poisson larvifère *Gambusia affinis* : aspect morphologique, histologique et biochimique. Thèse de Magistère. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Bouzeraa, N. (2010). Etude des effets d'un pesticide carbamate sur le système de défense antioxydant et sur le comportement de *Gambusia affinis* (poisson, téléostéen) au cours du cycle reproducteur. Thèse de Magister. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Boyd, C.E., Ferguson, D.E. (1964). Spectrum of cross-resistance to insecticides in the mosquitofish *Gambusia affinis*. *Mosquito news*, 24: 19-21.

Braun-blanquet, J. (1936). Un joyau floristique et phytosociologique, « l'isoetion » méditerranéen. Bulletin de la Société des sciences naturelles. *Nîmes sigma*, 42: 141-163.

Brendonck, L., M. Jocque, A. Hulsmans, & B. Vanschoenwinkel. (2010). Pools 'on the rocks': freshwater rock pools as model system in ecological and evolutionary research. *Limnetica*, 29: 25-40.

Brendonck, L., E. Michels, L. De Meester, & B. Riddoch. (2002). Temporary pools are not 'enemy-free'. *Hydrobiologia*, 486: 147-159.

- Britton, R.H., Moser, M.E. (1982).** Size specific predation by herons and its effects on the sex-ratio of natural populations of mosquito fish *Gambusia affinis* (Baird and Girard). *Oecologie*, 53: 146-151.
- Brooks, J. L. & S. I. Dodson. (1965).** Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150: 28-35.
- Brown, K. M. (1982).** Resource overlap and completion in pond snails: an experimental analysis. *Ecology*, 63: 412-422.
- Brunnell, D. B., K. M. Keeler, E. A. Puchala, B. M. Davis, and S. A. Pothoven. (2012).** Comparing seasonal dynamics of the Lake Huron zooplankton community between 1983-1984 and 2007 and revisiting the impact of Bythotrephes planktivory. *Journal of Great Lakes Research*, 38: 451-462.
- Bruslé, J., Quignard, JP. (2001).** Biologie des poissons d'eau douce européennes- collection aquaculture. *Pisciculture*, 535-544.
- Bruton, M.N. (1988).** Biologie et écologie des poissons d'eaux douce africains. Editions de l'Orstom. France.
- Cabral, J. A., Mieiro, C. L., Marques, J. (1998).** Environmental and biological factor influence the relationship between a predator fish, *Gambusia holbrooki*, and its main prey in rice fields of the lower monde go river valley (Portugal). *Hydrobiologia*, 382: 41-51.
- Cabral, J. A., Marques, J.C. (1999).** Life history, population dynamics and production of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae), in rice fields of the lower monde go river valley, western Portugal. *Acta Oecologica*, 20: 6.
- Cameron, W., Jossel, J. (1997).** Does predation by the fish *Gambusia holbrooki* (Atheriniformes: Poeciliidae) contribute to declining frog populations. *Australian zmiogist*, 3: 30.
- Casterlin, M.E., Reynolds, W.W. (1977).** Aspects of habitat selection in the mosquitofish *Gambusia affinis*. *Hydrobiologia*, 2: 125-127.
- Cech, J.J.JR., Schwab, R.G., Coles, W.C., Bridges, B.B. (1992).** Mostiquofish reproduction: effects of photoperiod and nutrition. *Aquaculture*, 101: 361-369.

Chaib, J. (1997). Les mares entre culture et nature. Le courrier de la nature : spécial mares. La Société Nationale de Protection de la Nature (France).

Chaib, N. (2002). Contribution à l'étude écologique et hydro chimique de quelques hydro systèmes de la Numidie (Région d'El Kala et de Guerbes-sanhadja). Thèse de Magister. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Chaib, N. (2011). Cartographie de la qualité des eaux de surface du bassin hydrographique de l'Oued Kebir (Nord-est d'Algérie). Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Chakri, K. (2007). Contribution à l'étude écologique de *Daphnia magna* (Branchiopoda : Anomopoda) dans la Numidie, et inventaire des grands Branchiopodes en Algérie. Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Chakri, KH., Touati, L., Alfarhan, A.H., Al-Rasheid, R., Samraoui, B. (2010). Effet des kairomones de vertèbres et d'invertébrés sur l'histoire de vie de *Daphnia magna* Straus (Crustacea : Branchiopoda). *Comptes Rendus Biologies*, 333 : 836-840.

Chambolle, P. (1973). Recherches sur les facteurs physiologiques de la reproduction chez les poissons "vivipares" analyses expérimentale sur *Gambusia sp.* Bulletin biologique de la France et de la Belgique, 107: 27-101.

Chessel, D., Bourneaud, M. (1987). Progrès récents en analyse de données écologiques. Communication au 4^{ème} colloque de l'Afie « La gestion des systèmes écologiques ».

Chessel, D., Doledec, S. (1992). Ade Software. Multivariate Analysis and Graphical display for environmental data (version 4). Université de Lyon.

Chessman, B. (1995). Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification, and a biotic index. *Australian Journal of Ecology*, 20: 122-129.

Chevassut, G. (1956). Les groupements végétaux du marais de la Rassauta .l'Institut National Agronomique d'El Harrach, 4-92.

Chevassut, G., Quezel, P. (1956). Contribution à l'étude des groupements végétaux des mares temporaires à *Isoetes velata* et de dépressions humides à *Isoetes hystrix* en Afrique du nord. Bulletin de la société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord, 47: 59-73.

- Chung, N. (1981).** Rate of acclimation of the tropical salt-marsh fish (*Cyprinodont dear-borni*) to temperature changes. *Hydrobiologia*, 78: 177-181.
- Chung, N. (2000).** Heat resistance and thermal acclimation rate in tropical tetra *Astyanax bimaculatus* of Venezuela. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 459-463.
- Ciuffa, D. (2007).** Nutrients and fish effects on plankton community in freshwater mesocosms. Thèse de Doctorat. University of Rome “Tor Vergata”.
- Cojocarul, I., Irinel, E. (2004).** La Diversité des Coléoptères aquatiques (Insecta ; Coleoptera) du marais du Vacaresti (Bucaresti). *Biologie animale*, 77-83.
- Collinson, N. H., J. Biggs., A. Corfield., M. J. Hodson., D. Walker., M. Whitfield & P. J. Williams, (1995).** Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74: 125-133.
- Collins, J.P., Wilbur, H.M. (1979).** Breeding habits and habitats of the amphibians of the Edmin S. George Reserve, Michigan with notes on the local distribution of fishes. *Occasional Papers Museum Zoology Michigan no*, 686: 1-34.
- Colwell, R. K., D. J. Futuyma. (1971).** On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*, 52: 567-576.
- Colwell, A. E., C. H. Schaefer. (1983).** Effects of an insect growth regulator on Plankton and *Gambusia affinis*. *Aquatic Toxicology*, 4: 247-269.
- Consiglia, R., Rocco, L., Vincenzo, S., Gennaro, A., Gaetano, O. (1999).** A cytogenetic analysis of *Gambusia holbrooki* (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) from the River Sarno. *Italian Journal of Zoology*. 66: 291-296.
- Crivelli, A., V. Boy. (1987).** The diet of the mosquitofish *Gambusia affinis* (Baird & Girard) (Poeciliidae) in Mediterranean France. *Ecologie (Terre & Vie)*, 42: 421-435.
- Cucherousset, J., J-M. Paillisson, A. Carpentier, & L. J. Chapman. (2007).** Fish emigration from temporary wetlands during drought: the role of physiological tolerance. *Fundamental and Applied Limnology*, 168: 169-178.
- Dajoz, R. (1985).** Précis d'écologie, 3 édition. Dunod-Gauthier Villars., Paris.

- De Bélair, G. (1990).** Structure, fonctionnement et perspectives de gestion de quatre écosystèmes lacustres et marécageuses (El Kala, Est algérien). Thèse de Doctorat 3ème cycle. Université de Montpellier.
- De Belair, G., Samraoui, B (1994).** Death of a lake: Lac Noir in Northeastern Algeria. *Environmental Conservation*, 21: 169-172.
- Denby, J. (2003).** Predation by *Gambusia holbrooki*. NSW National Parks and Wildlife Service. NSW threat abatement plan. – The plague minnow. NPWS. Hurstville, NSW.
- Díaz-paniagua, C. (1983).** Influencia de las características del medio acuático sobre las poblaciones de larvas d'anfibios en la Reserva Biológica de Doñana (Huelva, España). *Doñana, Acta Vertebrata*, 10: 41-53.
- Dodson, S. I. (1974).** Zooplankton competition and predation: an experimental test of the size-efficiency hypothesis. *Ecology*, 55: 605-613.
- Drèze, V., Monod, G., Cravedi, J., Biagianti-Risbourg, S., Le Gac, F. (2000).** Effects of 4-Nonylphenol on Sex Differentiation and Puberty in Mosquitofish (*Gambusia holbrooki*). *Academic Publishers*, 9: 93-103.
- Drysdale, D.T., Bortone, S.A. (1989).** Laboratory induction of intersexuality in the mosquitofish, *Gambusia affinis*, using paper mill effluent. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 43: 611-617.
- Edwards, W., Dunlop, M., Rodgerson, L. (2006).** The evolution of rewards: seed dispersal, seed size and elaiosome size. *Journal of Ecology*, 94: 687-694.
- El Bouhali, B., Bennasser, L., Nasri, I., Gloaguen, V., Mouradi, A. (2008).** Contamination métallique de *Gambusia holbrooki* au niveau du lac Fouarat et de l'estuaire Sebou dans la région du Gharb (Maroc). *Afrique Science*, 1813-548.
- El Hamoumi, R., Dakki, M., Thevenot, M. (2007).** Etude écologique des larves d'anoues du Maroc. *Bulletin de l'institut scientifique, Rabat*, 29: 27-34.
- Emberger, L. (1971).** Travaux de botanique et d'écologie. Masson et compagnie, Paris.
- Engelhardt, W. (1998).** Guide de la vie dans les étangs, les ruisseaux et les mares. Vigot. France.

- Espina, S., Diaz-Herrera, F., Bucle, L.F. (1993).** Preferred and avoided temperatures in the crawfish *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae). *Journal of Thermal Biology*, 18: 35-39.
- Fiorenza, M. T., Mukhopadhyay, M., Westphal, H. (2001).** Expression screening for Lhx3 downstream genes identifies Thg-1pit as a novel mouse gene involved in pituitary development. *Gene*, 278: 125-130.
- Garcia-Berthou, E. (1999).** Food of introduced mosquitofish: Ontogenetic diet shift and prey selection. *Journal of fish biology*, 55: 135-147.
- Gary, K. (1990).** Offspring size variation in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*: Poeciliidae) from contrasting thermal environments. *Copeia*, 1: 10-18.
- Gary, K. (1992).** Plasticity of Life-History Characters in Eastern Mosquitofish (*Gambusia holbrooki*: Poeciliidae) in Response to Thermal Stress. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists (Asih)*, 1:94-102.
- Gauthier., H. (1928).** Nouvelles recherches sur la faune des eaux continentales de l'Algérie et la Tunisie. *Minerva*, Alger. 419.
- Gauthier-Lièvre, L. (1931).** Recherches sur la faune des eaux continentales de l'Afrique du nord. Bulletin de la Société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord. Algerie.
- Géhu, J., Kaabeche, M., Gharzouli, R. (1993).** Phytosociologie et typologie des habitats des rives des lacs de la région d'El-Kala (Algérie), Colloque. phytosociologiques. 22: 297-329.
- Géhu, J., Kaabeche, M., Gharzouli, R. (1994).** L'aulnaie glutineuse de la région d'El-kala (la Calle), Annaba, Algérie : une remarquable irradiation biogéographique européenne en Afrique du Nord, *Fitosociologia*. 27:67-71.
- Gerking, S. D., Ratcliff, T., Otto, R. G. (1975).** Laboratory and field tests of temperature on *Gambusia affinis*, the western mosquitofish. *International Association of Theoretical and Applied Limnology*, 19: 2498-2503.
- Ghrab, J., Bouattour, A. (1999).** Etude expérimentale de l'efficacité larvivore de *Gambusia affinis Holbrooki* (Girard, 1859) (Poisson-Poeciliidae). *Archives de l'Institut Pasteur de Tunis*, 76: 33-38.

- Giudicelli, J., Thiery, A. (1998).** La faune des mares temporaires, son originalité et son intérêt pour la biodiversité des eaux continentales méditerranéennes. *Ecologia mediterranea*, 24:135-143.
- Gliwicz, Z.M., Pijanowska, J. (1989).** The Role of predation in zooplankton succession, U. Sommer. *Plankton Ecology*, 253-296.
- Gray, J. (1988).** Evolution of the freshwater ecosystem: The fossil record. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, 62:1-214.
- Grillas, P., Gauthier, P., Yavercovski, N., Perennou, C. (2004).** Les mares temporaires méditerranéennes. Station Biologique de la Tour du Valat le Sambuc - 13200 Arles, France.
- Guebailia, A. (2012).** Etude comparative du régime alimentaire de *Gambusia holbrooki* en Numidie. Thèse de Magister. Université 08 mai 1945. Guelma.
- Gutierrez-Yurrita P.J., Montes, C. (1999).** Bioenergetics and phenology of reproduction of the introduced red swamp crawfish *Procambarus clarkii* in Doñana National Park (Spain), and implications for management. *Freshwater Biology*, 42: 561-574.
- Haas, J.D. (2005).** Evaluation of the impacts of introduced western mosquitofish, *Gambusia affinis*, on native Plains topminnow, *Fundulus sciadicus*, in Nebraska. Master en science. Université de Nebraska à Kearney, Canada.
- Hade, A. (2002).** Nos lacs -les connaître pour mieux les protéger. Editions Fides.
- Hamer, A.J., Lane, S.J., Mahony, M.J. (2002).** The role of introduced mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) in excluding the native green and golden bell frog (*Litoria aurea*) from original habitats in south-eastern Australia. *Conservation Ecology. Oecologia*, 132:445-452.
- Hamer, M. L., Appleton, C.C. (1991).** Life history adaptation of phyllopoeds in response to predators, vegetation and habitat duration in North–Eastern Natal. *Hydrobiologia*, 105-6.
- Hammouda, S. (2000).** Impact de *Gambusia affinis* sur les milieux aquatiques. Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Hammouda, S. (2007).** Impact de *Gambusia affinis* sur les milieux aquatiques. Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.

- Hammoudi, H. (1999).** Biotypologie des mares de la Numidie Orientale. Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- He, X., M. D. Scheurell, P. A. Soranno., R.A. Wright. (1994).** Recurrent response patterns of a zooplankton community to whole-lake fish manipulation. *Freshwater Biology*, 32: 61-72.
- Heath, A. G., Turner, B. T., Davis, W. P. (1993).** Temperature preferences and tolerances of three fish species inhabiting hyperthermal pond on mangrove Islands. *Hydrobiologia*, 259: 47-55.
- Henkanathgedara, S.M., Fisher, J.D.L., McEwen, D.C., Stockwell, C.A. (2015).** The impacts of recently established fish populations on zooplankton communities in a desert spring, and potential conflicts in setting conservation goals. *Diversity*, 7: 3- 15.
- Horth, L. (2003).** Melanic body color and aggressive mating behavior are correlated traits in male mosquitofish (*Gambusia holbrooki*). *The Royal Society*, 1033-1040.
- Hurlbert, S. H. (1978).** The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59: 67-77.
- Hurlbert, S.H., Mulla, M.S. (1981).** Impacts of mosquitofish (*Gambusia affinis*) predation on plankton communities. *Hydrobiologia*, 83: 125-151.
- Hurlbert, S. H., J. Zedler, and D. Fairbanks. (1972).** Ecosystem alteration by Mosquitofish *Gambusia affinis* predation. *Science*, 175: 639-641.
- Irvine, K., B. Moss, & H. Balls. (1989).** The loss of submerged plants with eutrophication II. Relationships between fish and zooplankton in a set of experimental ponds, and conclusions. *Freshwater. Biology*, 22: 89-107.
- Jeffries, M. J., and Lawton, J. H. (1984).** Enemy free space and the structure of ecological communities. *Biological Journal of Linnean Society*, 23: 269-286.
- Jeppesen, E., Jensen J.P., Sondergaard, M., Lauridsen, T., Landkildehus, F. (2000).** Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish Lakes: Changes Along a nutrient Gradient. *Freshwater biology*, 45: 201-218.
- Jocqué, M., B. Vanschoenwinkel, & L. Brendonck. (2010).** Anostracan monopolization of early successional phases in temporary waters? *Archivfür Hydrobiologie*, 176: 127-132.

- Jürgens, K., & E. Jeppesen. (2000).** The impact of metazooplankton on the structure of the microbial food web in a shallow, hypertrophic lake. *Journal of Plankton Research*, 22: 1047-1070.
- Karolak, S. (2006).** Alien Fish in the Murray-Darling basin. *MDBC publication*. Canberra.
- Keklak, M.M., Newman, M.C., Mulvey, M. (1994).** Enhanced uranium tolerance of an exposed population of the eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*, Girard 1859). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27: 20-24.
- Khaled-khodja, S. (1998).** Ecologie de deux sites dulçaquicoles de la Numidie algérienne (la Garaâ de Bourdim et la Nechâ d'Oum Eel Agareb). Thèse de Magister. Université Badji Mokhtar Annaba.
- Khelifi, M. (1998).** Composition et abondance du zooplancton dans les eaux côtières de l'est-algérien de golfe d'Annaba et plateau continental d'El Kala. Thèse de Magister. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Korinek, V. (1999).** A guide limnetic species of Cladocera of African inland waters (Crustacea: Branchiopoda) (Using the morphology of parthenogenetic females). *The International Association of Theoretical and Applied Limnology*. 57p.
- Lacroix, G. (1999).** Lacs et rivières milieux vivants. Yves verbeeck. France.
- Launaci, A. (1987).** Recherches hydrologiques sur les peuplements d'invertébrés benthiques du bassin de l'Oued Aissi (G Kabylie). Thèse Magister. Université Mouloud Mammeri. Tizi-Ouzou.
- Layachi, N. (1997).** Etude comparative de deux étangs dunaires : Gareat Estah et Gareat Dakhla (nord-est algérien). Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar Annaba.
- Lazarro, X. (1987).** A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, 146: 97-167.
- Leyse, K. E., S. P. Lawler, and T. Strange. (2004).** Effects of an alien fish, *Gambusia affinis*, on an endemic California fairy shrimp, *Linderia occidentalis*: implications for conservation of diversity in fishless lakes. *Biological Conservation*, 118: 57-65.

- Lintermans, M., (2007).** Fishes of the Murray-Darling basin an introductory guide: Murray-Darling basin commission, Canberra.
- Lloyd, L.N., (1990a).** Native fishes as alternatives to the exotic fish, *Gambusia*, for insect control. D.A. Pollard (ed.), *Introduced and Translocated Fishes and their Ecological Effect*. Canberra, 115-122.
- Lockwood, J.L., Hoopes, M.F., Marchetti, M.P. (2007).** Invasion ecology. *Blackwell Publishing*.
- Losange, Didier, M. (1999).** Faune de France: Poisson d'eau douce. Editions Artemis. 120p.
- Lund, M. (1999b).** Interactions between riparian vegetation, macroinvertebrates and fish (*Gambusia holbrooki*) (Girard) in Lake Monger (Western Australia). The faculty of health, engineering and science.
- Lutterschmidt, W. I. (1997).** Comparative physiology and macroecology of thermal tolerance in ectothermic vertebrates with correlates of phylogeny and biogeography. These de Doctorat, Université d'Oklahoma, Norman, OK, USA.
- Lutterschmidt, W. I., Hutchison, V. H. (1997).** The critical thermal maximum: History and critique. *Canadian Journal of Zoology*, 75: 1561-1574.
- Lyche, A. (1989).** Plankton community response to reduction of planktivorous fish populations: a review of 11 case studies. *AquaFennica*, 19: 59-66.
- Lynch, M., B. Monson, M. Sandheinrich., L. Weider. (1981).** Size specific mortality rates in zooplankton populations. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologue*, 21: 363-368.
- Makarewicz, J. C., and G.E. Likens. (1975).** Niche analysis of a zooplankton community. *Science*, 190: 1000-1003.
- Mansfield, S., Mcardle, B.H. (1998).** Dietary composition of *Gambusia affinis* (family poeciliidae) populations in the northern Waikato region of New Zealand. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 32: 375-383.
- Maria do Rosário da Silva Simões Braga. (2013).** Efeitos tóxicos subletais de piritionato de zinco em parâmetros toxicológicos de *Gambusia holbrooki*. Universidade Fernando Pessoa. Porto.

- McDowall, R.M. (1996a).** *Freshwater Fishes of South-Eastern Australia*. Reed Books, Chatswood, NSW: 247p.
- McDowall, R.M. (1996).** Family Poeciliidae: Livebearers. (Edition), *Freshwater Fishes of South Eastern Australia*, Reed Books, Chatswood, NSW. 247p.
- Mebarki, M. (2001).** Etude hydro biologique de trois réseaux hydrographiques de Kabylie (Parc National du Djurdjura, Oued Sébaou et Oued Boughni): faunistique, écologie et biogéographie des macroinvertébrés benthiques. Thèse de Magistère. Université Tisi ouzou.
- Mekki, M. (1998).** Etude comparative de l'écologie de quatre dépressions dunaires du nord-est algérien. Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Menai, R. (2005).** Contribution à l'étude des macro-invertébrés des eaux continentales de l'Algérie : inventaire, écologie et biogéographie des odonates. Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Metallaoui, S. (1999).** Etude écologiques des mares endoréiques et temporaires. Thèse de Magister. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Mieiro, C. L., Cabral, J. A., Marques, J. C. (2001).** Predation pressure of introduced mosquitofish (*Gambusia holbrooki* Girard), on the native zooplankton community. A case study from representative habitats in the lower Mondego River Valley (Portugal). *Limnetica*, 20: 279 -292.
- Miura, T., R. M. Takahashi, & R. J. Stewart. (1979).** Habitat and food selection by the mosquitofish, *Gambusia affinis*. *Proceedings of the California Mosquito Vector Association*, 47: 46-0.
- Moisan, J., Gagnon, E., Laporte, Y., Baillargeon, J.P., Pelletier, L., Piedboeuf, N., Laporte, Y., Johanne, R., Cloutier, L., Deschamps, D., Genier, F., Andre, M. (2008).** Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec. Dépôt légal. Bibliothèque et Archives nationales du Québec.
- Moreno, V.R., Navarro, A. (2009).** *Gambusia – Gambusia holbrooki* Girard, 1859. Université de Murcia. Madrid.
- Morgan, L.A. and Buttemer, W.A. (1996).** Predation by the non-native fish *Gambusia holbrooki* on small *Litoria aurea* and *L. dentata* tadpoles. *Australian zoologist*, 30: 143-49.

- Muylaert, K., Declerck, S., Van wichelen, J., Demeester, L., Vyverman, W. (2006).** An evaluation of the role of daphnids in controlling phytoplankton biomass in clear water versus turbid shallow lakes. *Limnologica*, 36: 69-78.
- Nagata, T., & T. Hanazato. (2006).** Different predation impacts of two cyclopoid species on a small- sized zooplankton community: an experimental analysis with mesocosms. *Hydrobiologia*, 55: 233-242.
- Necibi, F. (2001).** Inventaire et écologie des calanoides des eaux continentales de la Numidie Orientale. Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Nelson, J.S. (1994).** Fishes of the world, third edition. Wiley. New York, 1-600.
- Newell, R.C., Branch, G.M. (1980).** The influence of temperature on the maintenance of metabolic energy balance in marine invertebrates. *Advances in Marine Biology* 17: 329-396.
- Nunes, B., Carvalho, F., Guilhermino, L. (2004).** Acute and chronic effects of clofibrate and clofibric acid on the enzymes acetylcholinesterase, lactate dehydrogenase and catalase of the mosquitofish, *Gambusia holbrooki*. *Chemosphere*, 57: 1581-1589.
- Nunes, B., Carvalho, F., Guilhermino, L. (2005).** Acute toxicity of widely used pharmaceuticals in aquatic species: *Gambusia holbrooki*, *Artemia parthenogenetica* and *Tetraselmis chuii*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61: 413-419.
- Nunes, B., Carvalho, F., Guilhermino, L. (2005).** Characterization and use of the total head soluble cholinesterases from mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) for screening of anticholinesterase activity. *Journal of enzyme inhibition and medicinal chemistry*, 20: 369-376.
- Nunes, B., Gaio, A. Carvalho, F., Guilhermino, L. (2008).** Behaviour and biomarkers of oxidative stress in *Gambusia holbrooki* after acute exposure to widely used pharmaceuticals and a detergent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71: 341- 354.
- Orlando, E.F., William, P.D., Louis, J.G. (2002).** Aromatase activity in the ovary and brain of the eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) exposed to paper mill effluent. *Environmental health perspectives*, 10: 429-433.
- Oscoz, J., Miranda, P., Leunda, P. (2008).** Additional records of Eastern mosquitofish *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859) for the River Ebro basin (Spain). *Aquatic invasions*, 2: 108-112.

- Ouali, K. (1997).** Observation de l'influence de quelques facteurs externes et internes sur les principales phases du cycle de reproduction d'un poisson téléostéen vivipare, *Gambusia affinis*. Mémoire de Magister. Université d'Annaba, Algérie.
- Ozenda, P. (1982).** Les végétaux dans la biosphère. Doin. Paris. 431p.
- Pace, M. L. (1986).** An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnology and Oceanography*, 31: 45-55.
- Peden, A.E. (1972).** The function of gonopodial parts and behavioral pattern during copulation by *Gambusia* (poeciliidae). *Canadian Journal of Zoology*, 50: 955-968.
- Peck, G.W., Walton, W.E. (2008).** Effect of mosquitofish (*Gambusia affinis*) and sestonic food abundance on the invertebrate community within a constructed treatment wetland. *Freshwater biology*, 1-14.
- Post, D. M., S. R. Carpenter, D. L. Christensen, K. L. Cottingham, J. F. Kitchell, and D. E. Schindler. (1997).** Seasonal effects of variable recruitment of a dominant piscivore on pelagic food web structure. *Limnology and Oceanography*, 42: 722-729.
- Preston, D.L., Henderson, J.S., Johnson, P.T.S. (2012).** Community ecology of invasions: direct and indirect effects of multiple invasive species on aquatic communities. *Ecology*, 93: 1254-1261.
- Pyke, GH. (2005).** A review of the biology of *Gambusia affinis* and *G. holbrooki*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15: 339-365.
- Ramade, F. (1984).** Ecologie fondamentale. Edition, Mac-Graw-Hill, Paris, 362 p.
- Ramade, F. (1984).** Eléments d'écologie : écologie fondamentale. 2ème Edition. *Science internationale*.
- Randy, G., Martin. (1975).** Sexual and aggressive behavior, density and social structure in a natural population of mosquitofish, *Gambusia affinis holbrooki*. *Copeia*, 445-454.
- Redaounia, A. (1999).** Etude d'un gradient Floro-faunistique sur un échantillon de neuf mares (mares Gauthier). Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Redaounia, A. (2009).** Ecologie des mares Gauthier- Parc National d'El Kala- (nov 2007- mai 2008). Thèse de Magister. Université 08 mai. Guelma.

- Redmond, M.D., Preston, D.L., Gaffney, R.M. (2014).** Effects of multiple invasive species in experimental aquatic communities. *Teaching issues and experiments in ecology*, 10:1-2
- Reznick, D.N., Braun, B. (1987).** Fat cycling in the mosquitofish (*Gambusia affinis*): fat storage as a reproductive adaptation. *Oecologia*, 73: 401-413.
- Rosa-Moliner, E., Proskocil, B.J., Hendricks, S.E., Fritsch, B. (1998).** A mechanism for anterior transposition of the anal fin and its appendicular support in the western mosquitofish, *Gambusia affinis* (Baird and Girard, 1854). *Acta Anatomica*, 163: 75-91.
- Rosen, D.E., Gordon, M. (1953).** A new fish of the genus *Gambusia* from Southern Veracruz, Mexico, with a discussion of the tribe *Gambusiini* Hubbs. *Zoological*, 36: 267-272.
- Rosen, D. E., Bailey, R. M. (1963).** The poeciliid fishes (Cyprinodontiformes), their structure, zoo-geography, and systematics. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 126: 1-176.
- Samraoui, B. (1998).** Status and seasonal patterns of adult Rhopalocera (Lepidoptera) in Northeastern Algeria. *Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo*, 19: 285-298.
- Samraoui, B. (2002).** Branchiopoda (Ctenopoda and Anomopoda) and Copepoda from eastern Numidia, Algeria. *Hydrobiologia*, 47: 173-176.
- Samraoui, B. (2008).** Les mares temporaires en Algérie : un outil de formation et de biosurveillance des changements globaux. *Au fil des mares*, 6/7: 18-19.
- Samraoui, B., De Belair, G., (1997).** The Guerbes- Senhadja wetlands (N.E. Algeria). Part I: an overview. *Ecology*, 28: 233-250.
- Samraoui, B., De Belair, G. (1998).** Les zones humides de la Numidie orientale : Bilan des connaissances et perspectives de gestion. *Synthese*, 4: 1-90.
- Samraoui B. & Dumont, H.J. (2002).** The large Branchiopods (Anostraca, Notostraca and Spinicaudata) and a review of their diversity and status within Algeria. *Hydrobiologia*, 486: 119-123.
- Samraoui, B., Samraoui, F. (2008).** An ornithological survey of the wetlands of Algeria: Important Bird Areas, Ramsar sites and threatened species. *Wildfowl*, 58: 71- 98.

Samraoui, B., De Belair, G., Benyacoub, S. (1992). A much threatened lake: Lac des Oiseaux (North-east Algeria). *Environmental Conservation* 19 : 264-267.

Samraoui, B., Segers, H., Maas, S., Baribwegure, D., Dumon, H.J. (1998). Rotifera, Copepoda, Cladocera and Ostracoda of Northeastern Algeria. *Hydrobiologia*, 386: 183-193.

Samraoui, B., Samraoui, F., Benslimane, N., Alfarhan, A. H., Al-Rasheid, K. (2012). A precipitous decline of the Algerian newt *Pleurodeles poireti* Gervais, 1835 and other changes in the status of amphibians of Numidia, north-eastern Algeria. *Ecologie*, 67:1-71.

Sarah, E., Durant., William, A., Hopkins. (2008). Amphiban predation on larval mostiquoes. *Canadian zoology*, 86:1159-1164.

Saúl, B., Susana., Villena, M. (2004). Experimental study on the diet of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) under different ecological conditions in a shallow lake. *Hydrobiology*, 89: 250-262.

Sebti, S. (2001). Contribution à une étude typologique des mares temporaires de la Numidie. Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Seltzer, P. (1946). Le climat de l'Algérie. Imp. La Typo-Litho-Carbonel, Alger.

Sivagnaname, N., Kalyanasundaram, M. (2004). Laboratory evaluation of mathanolic extract of *Atlantia monophylla* (Family: Rutadeae) against immature stage of mosquitoes and non-target organisms. Mémoire Institute Oswaldo Cruz, 99: 115-118.

Soltani, N., Rehim, N., Beldi, H., Bendali, F. (1999). Activité du triflumuron sur *Culex pipiens* (Diptera ; Culicidae) et impact sur deux espèces larvivores non visées. *Annales- Societe Entomologique de France*, 35:59-64.

Specziár, A. (2004). Life history pattern and feeding ecology of the introduced eastern mosquito fish, *Gambusia holbrooki*, in a thermal spa under temperate climate, of Lake Heviz, Hungary. *Hydrobiologia* 522: 249-260.

Spillmann, CH. (1961). Faune de France: poissons d'eau douce. Le chevalier, Paris : 303 p.

Stanback, M. (2010). *Gambusia holbrooki* predation on *Pseudacris feriarum* tadpoles. *Herpetological conservation and biology* 5:486-489.

- Stockwell, C. A., Henkanathgedara, S. M. (2011).** Conservation biology of poeciliids. Invited book chapter, Editors: Schlupp, I., Pilastro, A., Evans, J. The evolutionary ecology of the Livebearing Fishes". University of Chicago. 128-141.
- Swanson, C., Cech, J.J. (1996).** Comments on "adverse assessments of *Gambusia affinis*. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 12:163-164.
- Tachet, H., Richoux, PH., Bournaud, M., Usseglio-polatera, PH. (2000).** Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie. C.N.R.S. Editions. Paris.
- Tatara, C. P., Mulvey, M., Newman, M. C, (2002).** Genetic and demographic responses of mercury- exposed mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) populations: temporal stability and reproductive components of fitness. *Environmental toxicology and Chemistry*, 21: 2191-2197.
- Terki, F. (1997).** Etude comparative de deux dépressions dunaires: le lac bleu et la saulaie (Parc National d'El Kala). Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Thea, M., Miller, H., Louis, J. (2006).** Water quality influences reproduction in female mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) from eight Florida springs. *Environmental health perspectives*, 69-75.
- Thiery, A. (1991).** Multispecies coexistence of Branchiopods (Anostraca, Notostraca, and Spinicondata) in temporary ponds of Chaouia plain (Western Morocco): Sympatry of syntropy between usually allopatric species. *Hydrobiologia*, 212: 117-136.
- Tidjani (1997).** Les mécanorécepteurs d'un prédateur de larves de moustiques, *Gambusia affinis*, topographie et structure. Mémoire de Magistère. Université Badji Mokhtar .Annaba.
- Touati, L. (2008).** Distribution spatio-temporelle des genres *Daphnia* et *Simocephalus* dans les mares temporaires de la Numidie. Thèse de Magistère. Université 08 Mai. Guelma.
- Touchi, W., Korichi, Y., Moulla, M. (2013).** Ecologie et comportement alimentaire d'un poisson d'eau douce: *Gambusia affinis* (Baird et Girard, 1853) récolté dans le lac naturel de Réghaïa. USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems""CIPCA4"TAGHIT (Bechar). Algeria, 19- 21.

- Vagaggini, D., G. Ulisse, M. Seminara, and G. Margaritora. (2002).** Zooplankton communities in two astatic basins in the Natural Reserve of Castelporziano (central Italy): composition and temporal succession. *Journal of Freshwater Ecology*, 17: 27-36.
- Vignes, J.C. (1995).** Population structure, fecundity and feeding regime of mosquitofish in a lake of the Basque Country. *Munibe (Ciencias naturales - Natur Zientziak)* 47: 101- 106.
- Waterkeyn, A., P. Grillas, M. Anton-Pardo, B. Vanschoenwinkel, & L. Brendonck. (2011).** Can large branchiopods share microcrustacean communities in Mediterranean temporary wetlands? *Marine and Freshwater Research*, 62: 46-53.
- Williams, J. B. (1982).** Temporal and spatial patterns of abundance of the Chydoridae (Cladocera) in Lake Itasca. *Minnesota. Ecology*, 63: 345-353.
- Wickham, S. A. (1995).** Cyclops predation on ciliates: species-specific differences and functional responses. *Journal Plankton Research*, 17: 1633-1646.
- Williams, D.S. (1987).** The Ecology of Temporary Waters. Croom Helm. *Timber Press Portland, London & Sydney*.
- Wurtsbaugh, W. A., Cech, Jr., Compton, J. (1980).** Effect of fish size on prey size selection in *Gambusia affinis*. *Mosquito and Vector Control Association of California*, 48: 48-51.
- Zaidi, N., Soltani, N, (2010).** Chronic toxicity of flucycloxon in the mosquitofish, *Gambusia affinis*: acetylcholinesterase and catalase activities and pattern of recovery. *Annals of Biological Research*, 1: 210-217.
- Zaret, T.M., and W.C. Kerfoot. (1975).** Fish predation on *Bosmina longirostris*: body-size selection vs. visibility selection. *Ecology*, 56: 232-237.
- Zimmerman, E.G., Liu, E.H., Smith, M.H., Wooten, M.C. (1988).** Microhabitat variation in enzyme activities in the mostiquofish, *Gambusia affinis*. *Candian Zoology*, 66: 515-521.
- Zouaidia, H. (2003).** Contribution à l'étude écologique d'un complexe de mares temporaires (mares Gauthier). Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.

[1] http://farm3.static.flickr.com/2587/3947233561_b2cfb51a6a.jpg



ANNEXE



ANNEXE.1

Tab.1. Les valeurs de la température de l'eau dans les 24 mares temporaires d'El Feid durant la période d'étude de l'année 2012.

El Feid	Lat	Long	Gamb	janv-12	fev-12	mar-12	avr-12	mai-12
F1	36°43.961'N	08°01.780'E	0	5	4,9	5,8		14,3
F2	36°43.959'N	08°01.772'E	8	5	5,3	6,8		16,4
F3	36°43.958'N	08°01.766'E	80	5,3	5,3	7,5		17
F4	36°43.966'N	08°01.770'E	0	5	5,9	7,3		18,7
F5	36°43.954'N	08°01.772'E	16	5,3	5,9	7,8		15,9
F6	36°43.957'N	08°01.775'E	8	5,9	5,1	6,4		17
F7	36°43.964'N	08°01.766'E	16	5,5	5,7	8,6		asséché
F8	36°43.965'N	08°01.774'E	0	5,5	4,2	6,8		asséché
F9	36°43.967'N	08°01.762'E	8	4,9	5,9	7,6		19,1
F10	36°43.956'N	08°01.769'E	80	4,7	5,5	8,2		asséché
F11	36°43.953'N	08°01.766'E	8	4,6	5,4	7,6		asséché
F12	36°43.949'N	08°01.757'E	0	5,4	5,8	7,6		22
F13	36°43.957'N	08°01.756'E	80	5,5	5,1	9		asséché
F14	36°43.954'N	08°01.754'E	16	5,9	5,2	6,4		25
F15	36°43.944'N	08°01.748'E	80	5,8	5,3	9,2		25
F16	36°43.946'N	08°01.735'E	16	6,2	5,9	7,5		asséché
F17	36°43.955'N	08°01.729'E	16	5,9	6	10,5		asséché
F18	36°43.959'N	08°01.740'E	8	5,7	6,2	9,4		asséché
F19	36°43.974'N	08°01.742'E	16	6	6,5	11,4		asséché
F20	36°43.973'N	08°01.755'E	80	5,9	5	7,5		asséché
F21	36°43.977'N	08°01.758'E	0	4,8	6,3	7,2		25
F22	36°43.967'N	08°01.764'E	8	5,4	6,7	8,5		asséché
F23	36°43.999'N	08°01.811'E	0	5,4	inondé	inondé		asséché
F24	36°44.010'N	08°01.820'E	80	5,2	inondé	inondé		18

Tab.2. Valeurs minimal et maximal et écart-type de la température des mares temporaires d'El Feid de l'année 2012.

Mares	Gamb	Janv-12	fev-12	Mar-12	avr-12	mai-12	min	max	moy	Ecartype
F1(G0)	0	5	4,9	5,8		14,3	4,9	14,3	7,50	4,55
F4(G0)	0	5	5,9	7,3		18,7	5	18,7	9,23	6,39
F8(G0)	0	5,5	4,2	6,8		asséché	4,2	6,8	5,50	1,30
F12(G0)	0	5,4	5,8	7,6		22	5,4	22	10,20	7,92
F21(G0)	0	4,8	6,3	7,2		25	4,8	25	10,83	9,50
F23(G0)	0	5,4	inondé	inondé		asséché	5,4	5,4	5,40	
F2(G8)	8	5	5,3	6,8		16,4	5	16,4	8,38	5,41
F6(G8)	8	5,9	5,1	6,4		asséché	5,1	6,4	5,80	0,66
F9(G8)	8	4,9	5,9	7,6		19,1	4,9	19,1	9,38	6,58
F11(G8)	8	4,6	5,4	7,6		asséché	4,6	7,6	5,87	1,55
F18(G8)	8	5,7	6,2	9,4		asséché	5,7	9,4	7,10	2,01
F22(G8)	8	5,4	6,7	8,5		asséché	5,4	8,5	6,87	1,56
F5(G16)	16	5,3	5,9	7,8		15,9	5,3	15,9	8,73	4,90
F7(G16)	16	5,5	5,7	8,6		17	5,5	17	9,20	5,39
F14(G16)	16	5,9	5,2	6,4		25	5,2	25	10,63	9,60
F16(G16)	16	6,2	5,9	7,5		asséché	5,9	7,5	6,53	0,85
F17(G16)	16	5,9	6	10,5		asséché	5,9	10,5	7,47	2,63
F19(G16)	16	6	6,5	11,4		asséché	6	11,4	7,97	2,98
F3(G80)	80	5,3	5,3	7,5		17	5,3	17	8,78	5,58
F10(G80)	80	4,7	5,5	8,2		asséché	4,7	8,2	6,13	1,83
F13(G80)	80	5,5	5,1	9		asséché	5,1	9	6,53	2,15
F15(G80)	80	5,8	5,3	9,2		25	5,3	25	11,33	9,28
F20(G80)	80	5,9	5	7,5		asséché	5	7,5	6,13	1,27
F24(G80)	80	5,2	inondé	inondé		18	5,2	18	11,60	9,05

Tab.3. Valeurs minimal et maximal et écart-type de la profondeur des mares temporaires d'El Feid de l'année 2012.

Mares	Gamb	janv-12	fév-12	mar-12	avr-12	mai-12	min	max	moy	ecartype
F1(G0)	0	75	92	96	107	35	35	107	81	28,17
F4(G0)	0	93	120	141	88	42	42	141	96,8	37,37
F8(G0)	0	40	65	80	50	asséché	40	80	58,75	17,50
F12(G0)	0	50	90	84	67	14	14	90	61	30,56
F21(G0)	0	78	157	105	75	21	21	157	87,2	49,51
F23(G0)	0	20	inondé	inondé	12	asséché	12	20	16	5,66
F2(G8)	8	90	117	140	111	54	54	140	102,4	32,39
F9(G8)	8	35	75	80	52	asséché	35	80	60,5	20,92
F6(G8)	8	80	105	104	75	40	40	105	80,8	26,57
F11(G8)	8	40	80	77	42	asséché	40	80	59,75	21,70
F18(G8)	8	15	40	48	15	asséché	15	48	29,5	17,06
F22(G8)	8	36	65	60	42	asséché	36	65	50,75	13,94
F5(G16)	16	90	130	116	112	48	48	130	99,2	32,02
F7(G16)	16	65	105	109	85	31	31	109	79	32,06
F14(G16)	16	50	80	86	65	3	3	86	56,8	33,16
F16(G16)	16	45	90	34	30	asséché	30	90	49,75	27,57
F17(G16)	16	15	35	43	9	asséché	9	43	25,5	16,11
F19(G16)	16	17	35	40	10	asséché	10	40	25,5	14,29
F3(G80)	80	55	100	96	80	30	30	100	72,2	29,48
F10(G80)	80	52	100	92	59	asséché	52	100	75,75	23,78
F13(G80)	80	30	65	70	44	asséché	30	70	52,25	18,63
F15(G80)	80	40	80	93	80	26	26	93	63,8	29,04
F20(G80)	80	50	60	79	25	asséché	25	79	53,5	22,49
F24(G80)	80	37	inondé	inondé	35	33	33	37	35	2,00

Tab.4. Valeurs minimal et maximal et écart-type de la conductivité des mares temporaires d'El Feid de l'année 2012.

Mares	Gamb	janv-12	fév-12	mar-12	avr-12	mai-12	min	max	moy	ecartype
F1(G0)	0	958	964	911	879	926	879	964	928	35
F4(G0)	0	649	649	870	675	840	649	870	737	109
F8(G0)	0	1029	678	879	644	asséché	644	1029	808	180
F12(G0)	0	932	491	560	558	727	491	932	654	178
F21(G0)	0	1331	575	808	650	605	575	1331	794	313
F23(G0)	0	1011	inondé	inondé	739	asséché	739	1011	875	192
F2(G8)	8	897	670	784	591	740	591	897	736	116
F6(G8)	8	1598	923	975	716	asséché	716	1598	1053	380
F9(G8)	8	1111	587	767	647	876	587	1111	798	208
F11(G8)	8	466	799	975	783	asséché	466	975	756	212
F18(G8)	8	1143	782	946	740	asséché	740	1143	903	183
F22(G8)	8	1589	633	1999	618	asséché	618	1999	1210	695
F5(G16)	16	559	712	698	605	744	559	744	664	78
F7(G16)	16	982	571	611	562	800	562	982	705	182
F14(G16)	16	866	691	803	623	687	623	866	734	98
F16(G16)	16	1250	856	853	705	asséché	705	1250	916	234
F17(G16)	16	921	800	920	739	asséché	739	921	845	91
F19(G16)	16	700	720	904	847	asséché	700	904	793	99
F3(G80)	80	1152	565	573	552	800	552	1152	728	258
F10(G80)	80	1245	518	758	716	asséché	518	1245	809	309
F13(G80)	80	881	534	961	754	asséché	534	961	783	186
F15(G80)	80	615	462	626	583	690	462	690	595	84
F20(G80)	80	785	691	836	832	asséché	691	836	786	67
F24(G80)	80	807	inondé	inondé	872	1059	807	1059	913	131

Tab.5. Valeurs minimal et maximal et écart-type de la transparence des mares temporaires d'El Feid de l'année 2012.

Mares	Gamb	janv-12	fév-12	mar-12	avr-12	mai-12	min	max	moy	ecartype
F1(G0)	0	50	53	26	45	20	20	53	38,8	14,86
F4(G0)	0	62	12	28	39	42	12	62	36,6	18,43
F8(G0)	0	40	18	45	38	asséché	18	45	35,25	11,87
F12(G0)	0	50	90	69	42	14	14	90	53	28,62
F21(G0)	0	53	9	21	54	21	9	54	31,6	20,59
F23(G0)	0	20	inondé	inondé	4	asséché	4	20	12	11,31
F2(G8)	8	75	27	42	67	54	27	75	53	19,22
F6(G8)	8	34	36	11	52	asséché	11	52	33,25	16,88
F9(G8)	8	80	15,5	27	30	40	15,5	80	38,5	24,79
F11(G8)	8	40	38	50	42	asséché	38	50	42,5	5,26
F18(G8)	8	15	24	23	15	asséché	15	24	19,25	4,92
F22(G8)	8	36	16	23	42	asséché	16	42	29,25	11,87
F5(G16)	16	65	42	47	60	31	31	65	49	13,73
F7(G16)	16	90	10	35	55	48	10	90	47,6	29,26
F14(G16)	16	33	16	13	46	3	3	46	22,2	17,14
F16(G16)	16	45	45	22	15	asséché	15	45	31,75	15,56
F17(G16)	16	15	35	15	9	asséché	9	35	18,5	11,36
F19(G16)	16	17	35	32	10	asséché	10	35	23,5	11,96
F3(G80)	80	55	13,5	65	50	33	13,5	65	43,3	20,29
F10(G80)	80	46	17	51	56	asséché	17	56	42,5	17,48
F13(G80)	80	30	27	49	27	sséché	27	49	33,25	10,59
F15(G80)	80	40	10	52	80	26	10	80	41,6	26,59
F20(G80)	80	25	30	13	20	asséché	13	30	22	7,26
F24(G80)	80	37	inondé	inondé	10	21	10	37	22,6	13,58

Tab.6. Valeurs minimal et maximal et écart-type du recouvrement végétal hydrophytes des mares temporaires d'El Feid de l'année 2012.

Mares	Gamb	janv-12	fév-12	mar-12	avr-12	mai-12	min	max	moy	ecartype
F1(G0)	0	65	50	80	80	1	1	80	55,2	32,75
F4(G0)	0	15	5	70	35	1	1	70	25,2	28,29
F8(G0)	0	7	30	50	20	asséché	7	50	26,75	18,14
F12(G0)	0	70	10	60	80	10	10	80	46	33,62
F21(G0)	0	2	2	85	100	20	2	100	41,8	47,16
F23(G0)	0	60	inondé	inondé	90	asséché	60	90	75	21,21
F2(G8)	8	25	10	60	100	1	1	100	39,2	40,75
F6(G8)	8	35	55	60	10	asséché	10	60	40	22,73
F9(G8)	8	1	2	20	60	5	1	60	17,6	24,91
F11(G8)	8	5	1	5	80	asséché	1	80	22,75	38,21
F18(G8)	8	5	65	80	100	asséché	5	100	62,5	40,93
F22(G8)	8	5	5	1	10	asséché	1	10	5,25	3,69
F5(G16)	16	25	7	50	5	20	5	50	21,4	18,09
F7(G16)	16	15	3	50	20	5	3	50	18,6	18,90
F14(G16)	16	5	14	60	95	asséché	5	95	43,5	41,94
F16(G16)	16	5	20	70	100	asséché	5	100	48,75	44,04
F17(G16)	16	5	66	60	100	asséché	5	100	57,75	39,33
F19(G16)	16	2	1	5	5	1	1	5	2,8	2,05
F3(G80)	80	10	1	10	85	5	1	85	22,2	35,31
F10(G80)	80	20	1	15	50	asséché	1	50	21,5	20,63
F13(G80)	80	40	2	50	95	asséché	2	95	46,75	38,24
F15(G80)	80	5	1	3	80	90	1	90	35,8	45,07
F20(G80)	80	2	5	1	100	asséché	1	100	27	48,70
F24(G80)	80	45	inondé	inondé	35	15	15	45	31,6667	15,28

Tab.7. Valeurs minimal et maximal et écart-type du recouvrement végétal héliophytes des mares temporaires d'El Feid de l'année 2012.

Mares	Gamb	janv-12	févr-12	mars-12	avr-12	mai-12	min	max	moy	ecartype
F1(G0)	0	5	5	60	70	100	5	100	48	41,92
F4(G0)	0	2	5	40	70	100	2	100	43,4	42,16
F8(G0)	0	2	10	60	100	asséché	2	100	43	45,85
F12(G0)	0	7	2	15	95	100	2	100	43,8	49,27
F21(G0)	0	85	85	100	100	100	85	100	94	8,22
F23(G0)	0	55	inondé	inondé	100	asséché	55	100	77,5	31,82
F2(G8)	8	5	10	50	95	100	5	100	52	45,08
F6(G8)	8	7	10	75	90	asséché	7	90	45,5	43,18
F9(G8)	8	1	10	50	70	100	1	100	46,2	41,32
F11(G8)	8	2	10	30	85	asséché	2	85	31,75	37,40
F18(G8)	8	65	2	40	100	asséché	2	100	51,75	41,30
F22(G8)	8	2	2	40	100	asséché	2	100	36	46,27
F5(G16)	16	2	10	30	70	100	2	100	42,4	41,58
F7(G16)	16	2	5	40	80	100	2	100	45,4	43,94
F14(G16)	16	1	15	40	100	100	1	100	51,2	46,69
F16(G16)	16	10	5	45	100	asséché	5	100	40	43,78
F17(G16)	16	50	2	30	100	asséché	2	100	45,5	41,32
F19(G16)	16	50	2	40	100	asséché	2	100	48	40,37
F3(G80)	80	5	5	50	90	100	5	100	50	45,14
F10(G80)	80	5	5	10	80	asséché	5	80	25	36,74
F13(G80)	80	5	5	20	95	asséché	5	95	31,25	43,08
F15(G80)	80	15	5	10	95	100	5	100	45	48,09
F20(G80)	80	2	3	10	100	asséché	2	100	28,75	47,63
F24(G80)	80	15	inondé	inondé	100	50	15	100	55	42,72

Tab.8. Analyse statistique de la corrélation de Spearman entre la densité de *Gambusia* et la température de l'eau dans les mares temporaires d'El Feid.

			Densité de Gambusia	T-janvier	T-fevrier	T-mars	T-avril	T-mai	moy
Rho de Spearman	Densité de Gambusia	Coefficient de corrélation	1,000	,295	-,138	,458*	.	,000	,121
		Sig. (bilatéral)	.	,162	,541	,032	.	1,000	,573
		N	24	24	22	22	0	12	24
T-janvier		Coefficient de corrélation	,295	1,000	-,034	,214	.	,198	-,168
		Sig. (bilatéral)	,162	.	,880	,339	.	,538	,434
		N	24	24	22	22	0	12	24
T-fevrier		Coefficient de corrélation	-,138	-,034	1,000	,545**	.	,215	,298
		Sig. (bilatéral)	,541	,880	.	,009	.	,525	,177
		N	22	22	22	22	0	11	22
T-mars		Coefficient de corrélation	,458*	,214	,545**	1,000	.	,152	,035
		Sig. (bilatéral)	,032	,339	,009	.	.	,655	,877
		N	22	22	22	22	0	11	22
T-avril		Coefficient de corrélation
		Sig. (bilatéral)
		N	0	0	0	0	0	0	0
T-mai		Coefficient de corrélation	,000	,198	,215	,152	.	1,000	,836**
		Sig. (bilatéral)	1,000	,538	,525	,655	.	.	,001
		N	12	12	11	11	0	12	12
moy		Coefficient de corrélation	,121	-,168	,298	,035	.	,836**	1,000
		Sig. (bilatéral)	,573	,434	,177	,877	.	,001	.
		N	24	24	22	22	0	12	24

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** . La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Tab.9. Analyse statistique de la corrélation de Pearson entre la densité de *Gambusia* et la conductivité de l'eau dans les mares temporaires d'El Feid.

		Densité de Gambusia	Cond-janv	Cond-fév (µs/cm)	Cond-mars	Cond-avr	Cond-mai	moye
Densité de <i>Gambusia</i>	Corrélation de Pearson	1	-,150	-,462*	-,224	,139	,267	-,207
	Sig. (bilatérale)	.	,483	,030	,316	,517	,402	,332
	N	24	24	22	22	24	12	24
Cond-janv	Corrélation de Pearson	-,150	1	,099	,423*	-,171	-,137	,702**
	Sig. (bilatérale)	,483	.	,663	,050	,425	,671	,000
	N	24	24	22	22	24	12	24
Cond-fév (µs/cm)	Corrélation de Pearson	-,462*	,099	1	,243	,601**	,518	,516*
	Sig. (bilatérale)	,030	,663	.	,277	,003	,102	,014
	N	22	22	22	22	22	11	22
Cond-mars	Corrélation de Pearson	-,224	,423*	,243	1	,213	,262	,832**
	Sig. (bilatérale)	,316	,050	,277	.	,341	,436	,000
	N	22	22	22	22	22	11	22
Cond-avr	Corrélation de Pearson	,139	-,171	,601**	,213	1	,730**	,368
	Sig. (bilatérale)	,517	,425	,003	,341	.	,007	,077
	N	24	24	22	22	24	12	24
Cond-mai	Corrélation de Pearson	,267	-,137	,518	,262	,730**	1	,686*
	Sig. (bilatérale)	,402	,671	,102	,436	,007	.	,014
	N	12	12	11	11	12	12	12
moye	Corrélation de Pearson	-,207	,702**	,516*	,832**	,368	,686*	1
	Sig. (bilatérale)	,332	,000	,014	,000	,077	,014	.
	N	24	24	22	22	24	12	24

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** . La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Tab.10. Analyse statistique de la corrélation de Pearson entre la densité de *Gambusia* et le recouvrement végétal hydrophyte dans les mares temporaires d'El Feid.

		Densité de <i>Gambusia</i>	janvier	fevrier	mars	avril	mai	moyenne
Densité de <i>Gambusia</i>	Corrélation de Pearson	1	-,065	-,355	-,548**	,139	,530	-,176
	Sig. (bilatérale)		,762	,105	,008	,516	,077	,411
	N	24	24	22	22	24	12	24
janvier	Corrélation de Pearson	-,065	1	,180	,374	,019	-,220	,461*
	Sig. (bilatérale)	,762		,422	,086	,929	,491	,023
	N	24	24	22	22	24	12	24
fevrier	Corrélation de Pearson	-,355	,180	1	,540**	,128	-,233	,674**
	Sig. (bilatérale)	,105	,422		,009	,571	,490	,001
	N	22	22	22	22	22	11	22
mars	Corrélation de Pearson	-,548**	,374	,540**	1	,239	-,373	,724**
	Sig. (bilatérale)	,008	,086	,009		,283	,258	,000
	N	22	22	22	22	22	11	22
avril	Corrélation de Pearson	,139	,019	,128	,239	1	,179	,664**
	Sig. (bilatérale)	,516	,929	,571	,283		,577	,000
	N	24	24	22	22	24	12	24
mai	Corrélation de Pearson	,530	-,220	-,233	-,373	,179	1	,164
	Sig. (bilatérale)	,077	,491	,490	,258	,577		,611
	N	12	12	11	11	12	12	12
moyenne	Corrélation de Pearson	-,176	,461*	,674**	,724**	,664**	,164	1
	Sig. (bilatérale)	,411	,023	,001	,000	,000	,611	
	N	24	24	22	22	24	12	24

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

**.. La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Tab.11. Analyse statistique de la corrélation de Pearson entre la densité de *Gambusia* et le recouvrement végétal héliophyte dans les mares temporaires d'El Feid.

		Densité de <i>Gambusia</i>	janvier	fevrier	mars	avril	mai	moyenne
Densité de <i>Gambusia</i>	Corrélation de Pearson	1	-,229	-,217	-,560**	,131	-,513	-,359
	Sig. (bilatérale)		,282	,331	,007	,543	,088	,085
	N	24	24	22	22	24	12	24
janvier	Corrélation de Pearson	-,229	1	,558**	,373	,443*	-,039	,718**
	Sig. (bilatérale)	,282		,007	,087	,030	,904	,000
	N	24	24	22	22	24	12	24
fevrier	Corrélation de Pearson	-,217	,558**	1	,662**	,136	. ^c	,826**
	Sig. (bilatérale)	,331	,007		,001	,545	,000	,000
	N	22	22	22	22	22	11	22
mars	Corrélation de Pearson	-,560**	,373	,662**	1	,014	. ^c	,759**
	Sig. (bilatérale)	,007	,087	,001		,951	,000	,000
	N	22	22	22	22	22	11	22
avril	Corrélation de Pearson	,131	,443*	,136	,014	1	-,329	,247
	Sig. (bilatérale)	,543	,030	,545	,951		,296	,245
	N	24	24	22	22	24	12	24
mai	Corrélation de Pearson	-,513	-,039	. ^c	. ^c	-,329	1	-,082
	Sig. (bilatérale)	,088	,904	,000	,000	,296		,800
	N	12	12	11	11	12	12	12
moyenne	Corrélation de Pearson	-,359	,718**	,826**	,759**	,247	-,082	1
	Sig. (bilatérale)	,085	,000	,000	,000	,245	,800	
	N	24	24	22	22	24	12	24

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

**.. La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

ANNEXE.2

Tab.12. Analyse statistique de la corrélation de Pearson entre la densité de *Gambusia* et les zygopteres dans les mares temporaires d'El Feid.

		Densité de Gambusia	janvier	février	mars	avril	mai	moy
Densité de <i>Gambusia</i>	Corrélation de Pearson	1	. ^a	-,168	-,012	,157	,649 [*]	,363
	Sig. (bilatérale)	.	.	,454	,957	,463	,022	,081
	N	24	24	22	22	24	12	24
janvier	Corrélation de Pearson	. ^a	. ^a	. ^a	. ^a	. ^a	. ^a	. ^a
	Sig. (bilatérale)
	N	24	24	22	22	24	12	24
février	Corrélation de Pearson	-,168	. ^a	1	,459 [*]	-,135	. ^a	,427 [*]
	Sig. (bilatérale)	,454	.	.	,032	,550	,000	,047
	N	22	22	22	22	22	11	22
mars	Corrélation de Pearson	-,012	. ^a	,459 [*]	1	-,201	-,140	,307
	Sig. (bilatérale)	,957	.	,032	.	,369	,682	,165
	N	22	22	22	22	22	11	22
avril	Corrélation de Pearson	,157	. ^a	-,135	-,201	1	,341	,757 ^{**}
	Sig. (bilatérale)	,463	.	,550	,369	.	,278	,000
	N	24	24	22	22	24	12	24
mai	Corrélation de Pearson	,649 [*]	. ^a	. ^a	-,140	,341	1	,831 ^{**}
	Sig. (bilatérale)	,022	.	,000	,682	,278	.	,001
	N	12	12	11	11	12	12	12
moy	Corrélation de Pearson	,363	. ^a	,427 [*]	,307	,757 ^{**}	,831 ^{**}	1
	Sig. (bilatérale)	,081	.	,047	,165	,000	,001	.
	N	24	24	22	22	24	12	24

Tab.12. Analyse statistique de la corrélation de Pearson entre la densité de *Gambusia* et les Chironomes dans les mares temporaires d'El Feid.

		Dansité de Gambusia	janvier	février	mars	avril	mai	moy
Dansité de <i>Gambusia</i>	Corrélation de Pearson	1	-,066	. ^a	,539 ^{**}	,135	,513	,565 ^{**}
	Sig. (bilatérale)	.	,760	.	,010	,529	,088	,004
	N	24	24	22	22	24	12	24
janvier	Corrélation de Pearson	-,066	1	. ^a	-,115	-,079	-,091	,249
	Sig. (bilatérale)	,760	.	.	,611	,714	,779	,240
	N	24	24	22	22	24	12	24
février	Corrélation de Pearson	. ^a	. ^a	. ^a	. ^a	. ^a	. ^a	. ^a
	Sig. (bilatérale)
	N	22	22	22	22	22	11	22
mars	Corrélation de Pearson	,539 ^{**}	-,115	. ^a	1	,132	-,239	,812 ^{**}
	Sig. (bilatérale)	,010	,611	.	.	,560	,479	,000
	N	22	22	22	22	22	11	22
avril	Corrélation de Pearson	,135	-,079	. ^a	,132	1	-,135	,363
	Sig. (bilatérale)	,529	,714	.	,560	.	,676	,081
	N	24	24	22	22	24	12	24
mai	Corrélation de Pearson	,513	-,091	. ^a	-,239	-,135	1	,392
	Sig. (bilatérale)	,088	,779	.	,479	,676	.	,208
	N	12	12	11	11	12	12	12
moy	Corrélation de Pearson	,565 ^{**}	,249	. ^a	,812 ^{**}	,363	,392	1
	Sig. (bilatérale)	,004	,240	.	,000	,081	,208	.
	N	24	24	22	22	24	12	24

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** . La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Tab.13. Analyse statistique de la corrélation de Spearman entre la densité de *Gambusia* et les larves de Notonectidea dans les mares temporaires d'El Feid.

			Dansité de Gambusia	L.Notonecta
Rho de Spearman	Dansité de Gambusia	Coefficient de corrélation	1,000	-,442*
		Sig. (bilatéral)	.	,031
		N	24	24
	L.Notonecta	Coefficient de corrélation	-,442*	1,000
Sig. (bilatéral)		,031	.	
N		24	24	

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

Tab.14. Analyse statistique de la corrélation de Spearman entre la densité de *Gambusia* et les Coléoptères de dans les mares temporaires d'El Feid.

			Dansité de Gambusia	janvier	février	mars	avril	mai	moyenne
Rho de Spearman	Dansité de Gambusia	Coefficient de corrélation	1,000	,083	-,150	,241	,539**	-,169	,030
		Sig. (bilatéral)	.	,698	,504	,279	,007	,546	,891
		N	24	24	22	24	15	24	
	janvier	Coefficient de corrélation	,083	1,000	,187	,204	,206	,700**	,816**
Sig. (bilatéral)		,698	.	,405	,362	,333	,004	,000	
N		24	24	22	22	24	15	24	
	février	Coefficient de corrélation	-,150	,187	1,000	,086	-,101	-,122	,028
Sig. (bilatéral)		,504	,405	.	,704	,655	,691	,903	
N		22	22	22	22	22	13	22	
	mars	Coefficient de corrélation	,241	,204	,086	1,000	,491*	,039	,501*
Sig. (bilatéral)		,279	,362	,704	.	,020	,900	,017	
N		22	22	22	22	22	13	22	
	avril	Coefficient de corrélation	,539**	,206	-,101	,491*	1,000	-,175	,250
Sig. (bilatéral)		,007	,333	,655	,020	.	,533	,238	
N		24	24	22	22	24	15	24	
	mai	Coefficient de corrélation	-,169	,700**	-,122	,039	-,175	1,000	,701**
Sig. (bilatéral)		,546	,004	,691	,900	,533	.	,004	
N		15	15	13	13	15	15	15	
	moyenne	Coefficient de corrélation	,030	,816**	,028	,501*	,250	,701**	1,000
Sig. (bilatéral)		,891	,000	,903	,017	,238	,004	.	
N		24	24	22	22	24	15	24	

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Tab.14. Analyse statistique de la corrélation de Spearman entre la densité de *Gambusia* et *Cybister senegalensis* dans les mares temporaires d'El Feid.

			Dansité de Gambusia	Cybister senegalensis
Rho de Spearman	Dansité de Gambusia	Coefficient de corrélation	1,000	-,506*
		Sig. (bilatéral)	.	,012
		N	24	24
	Cybister senegalensis	Coefficient de corrélation	-,506*	1,000
Sig. (bilatéral)		,012	.	
N		24	24	

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

ANNEXE.3

Tab.15. Analyse statistique de la corrélation de Spearman entre la densité de *Gambusia* et les Cladocères dans les mares temporaires d'El Feid.

			Densité de Gambusia	janvier	février	mars	avril	mai
Rho de Spearman	Densité de <i>Gambusia</i>	Coefficient de corrélation	1,000	-,427*	-,314	-,307	-,103	-,198
		Sig. (bilatéral)	.	,037	,154	,164	,633	,538
		N	24	24	22	22	24	12
	janvier	Coefficient de corrélation	-,427*	1,000	,250	,146	-,168	-,470
		Sig. (bilatéral)	,037	.	,262	,518	,432	,123
		N	24	24	22	22	24	12
	février	Coefficient de corrélation	-,314	,250	1,000	,013	-,065	-,536
		Sig. (bilatéral)	,154	,262	.	,954	,775	,089
		N	22	22	22	22	22	11
	mars	Coefficient de corrélation	-,307	,146	,013	1,000	,537**	,433
		Sig. (bilatéral)	,164	,518	,954	.	,010	,183
		N	22	22	22	22	22	11
	avril	Coefficient de corrélation	-,103	-,168	-,065	,537**	1,000	,399
		Sig. (bilatéral)	,633	,432	,775	,010	.	,199
		N	24	24	22	22	24	12
	mai	Coefficient de corrélation	-,198	-,470	-,536	,433	,399	1,000
		Sig. (bilatéral)	,538	,123	,089	,183	,199	.
		N	12	12	11	11	12	12

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

Tab.16. Analyse statistique de la corrélation de Spearman entre la densité de *Gambusia* et les Ostracodes dans les mares temporaires d'El Feid.

			Densité de Gambusia	janvier	février	mars	avril	mai	moy
Rho de Spearman	Densité de <i>Gambusia</i>	Coefficient de corrélation	1,000	-,332	-,258	-,432*	,015	-,491	-,544**
		Sig. (bilatéral)	.	,112	,246	,045	,944	,089	,006
		N	24	24	22	22	24	13	24
	janvier	Coefficient de corrélation	-,332	1,000	,452*	,666**	,456*	,493	,719**
		Sig. (bilatéral)	,112	.	,035	,001	,025	,087	,000
		N	24	24	22	22	24	13	24
	février	Coefficient de corrélation	-,258	,452*	1,000	,406	,338	,757**	,555**
		Sig. (bilatéral)	,246	,035	.	,061	,124	,007	,007
		N	22	22	22	22	22	11	22
	mars	Coefficient de corrélation	-,432*	,666**	,406	1,000	,423	,777**	,941**
		Sig. (bilatéral)	,045	,001	,061	.	,050	,005	,000
		N	22	22	22	22	22	11	22
	avril	Coefficient de corrélation	,015	,456*	,338	,423	1,000	,515	,488*
		Sig. (bilatéral)	,944	,025	,124	,050	.	,072	,016
		N	24	24	22	22	24	13	24
	mai	Coefficient de corrélation	-,491	,493	,757**	,777**	,515	1,000	,653*
		Sig. (bilatéral)	,089	,087	,007	,005	,072	.	,016
		N	13	13	11	11	13	13	13
	moy	Coefficient de corrélation	-,544**	,719**	,555**	,941**	,488*	,653*	1,000
		Sig. (bilatéral)	,006	,000	,007	,000	,016	,016	.
		N	24	24	22	22	24	13	24

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** . La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Tab.17. Analyse statistique de la corrélation de Spearman entre la densité de *Gambusia* et les Anostracés dans les mares temporaires d'El Feid.

			Densité de Gambusia	janvier	février	mars	avril	mai	moy
Rho de Spearman	Densité de <i>Gambusia</i>	Coefficient de corrélation	1,000	-,398	-,443*	-,436*	.	.	-,402
		Sig. (bilatéral)	.	,054	,039	,043	.	.	,051
		N	24	24	22	22	24	12	24
	janvier	Coefficient de corrélation	-,398	1,000	,999**	,815**	.	.	,999**
		Sig. (bilatéral)	,054	.	,000	,000	.	.	,000
		N	24	24	22	22	24	12	24
	février	Coefficient de corrélation	-,443*	,999**	1,000	,817**	.	.	1,000**
		Sig. (bilatéral)	,039	,000	.	,000	.	.	.
		N	22	22	22	22	22	11	22
	mars	Coefficient de corrélation	-,436*	,815**	,817**	1,000	.	.	,817**
		Sig. (bilatéral)	,043	,000	,000	.	.	.	,000
		N	22	22	22	22	22	11	22
	avril	Coefficient de corrélation
		Sig. (bilatéral)
		N	24	24	22	22	24	12	24
	mai	Coefficient de corrélation
		Sig. (bilatéral)
		N	12	12	11	11	12	12	12
	moy	Coefficient de corrélation	-,402	,999**	1,000**	,817**	.	.	1,000
		Sig. (bilatéral)	,051	,000	.	,000	.	.	.
		N	24	24	22	22	24	12	24

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

ANNEXE.4

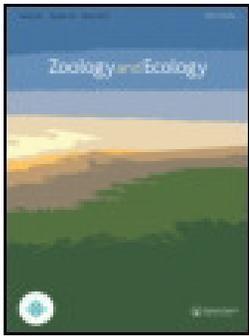
Tab.18. Nombre de tubes digestifs de poisson *Gambusia holbrooki* examinés

		mois				
		janvier	février	mars	avril	mai
mares						
Feid 1	Nombre d'intestins pleins examinés	0	0	0	0	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	0	0	0	0	0
Feid 2	Nombre d'intestins pleins examinés	0	8	0	0	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	2	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	0	10	0	0	0
Feid 3	Nombre d'intestins pleins examinés	1	6	0	2	8
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	1
	Nombre total d'intestins examinés	1	6	0	2	9
Feid 4	Nombre d'intestins pleins examinés	2	0	0	0	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	2	0	0	0	0
Feid 5	Nombre d'intestins pleins examinés	3	0	0	2	3
	Nombre d'intestins vides examinés	1	0	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	4	0	0	2	3
Feid 6	Nombre d'intestins pleins examinés	3	3	3	2	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	3	0	1	0
	Nombre total d'intestins examinés	3	6	3	3	0
Feid 7	Nombre d'intestins pleins examinés	0	2	3	0	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	0	2	3	0	0
Feid 8	Nombre d'intestins pleins examinés	0	2	0	0	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	1	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	0	3	0	0	0
Fied 9	Nombre d'intestins pleins examinés	0	13	5	2	7
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	1
	Nombre total d'intestins examinés	0	13	5	2	8
Feid 10	Nombre d'intestins pleins examinés	13	3	1	3	0
	Nombre d'intestins vides examinés	1	0	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	14	3	1	3	0
Feid 11	Nombre d'intestins pleins examinés	3	0	0	0	0
	Nombre d'intestins vides examinés	1	0	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	4	0	0	0	0
Feid 12	Nombre d'intestins pleins examinés	0	0	0	0	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	0	0	0	0	0
		33	7	0	2	0

Feid 13	Nombre d'intestins vides examinés	1	0	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	34	7	0	2	0
Feid 14	Nombre d'intestins pleins examinés	3	1	3	2	0
	Nombre d'intestins vides examinés	1	0	0	0	0
Feid 15	Nombre total d'intestins examinés	4	1	0	2	0
	Nombre d'intestins pleins examinés	0	1	0	0	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
Feid 16	Nombre total d'intestins examinés	0	1	0	0	0
	Nombre d'intestins pleins examinés	3	1	0	4	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
Feid 17	Nombre total d'intestins examinés	3	1	0	4	0
	Nombre d'intestins pleins examinés	0	0	0	0	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
Feid 18	Nombre total d'intestins examinés	0	0	0	0	0
	Nombre d'intestins pleins examinés	3	4	0	1	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
Feid 19	Nombre total d'intestins examinés	3	4	0	1	0
	Nombre d'intestins pleins examinés	1	1	0	1	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
Feid 20	Nombre total d'intestins examinés	1	1	0	1	0
	Nombre d'intestins pleins examinés	19	5	0	10	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
Feid 21	Nombre total d'intestins examinés	19	5	0	10	0
	Nombre d'intestins pleins examinés	0	4	0	0	1
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
Feid 22	Nombre total d'intestins examinés	0	4	0	0	1
	Nombre d'intestins pleins examinés	0	1	0	1	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	1	0	0	0
Feid 23	Nombre total d'intestins examinés	0	2	0	1	0
	Nombre d'intestins pleins examinés	0	0	0	0	0
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
Feid 24	Nombre total d'intestins examinés	0	0	0	0	0
	Nombre d'intestins pleins examinés	10	0	0	2	4
	Nombre d'intestins vides examinés	0	0	0	0	0
	Nombre total d'intestins examinés	10	0	0	2	4

Tab.19. Variation mensuelle du nombre de proies et des tubes digestifs contenant ces proies

Proies	Nombre de proie					Nombre d'intestins contenant la proie				
	janvier	février	mars	avril	mai	janvier	février	mars	avril	mai
Cladocères	81	232	146	447	131	12	24	13	11	14
Copépodes	341	110	83	663	97	89	37	11	28	12
Ostracodes	20	7	0	37	57	4	1	0	2	10
Rotifères	1	0	0	10	0	1	0	0	5	0
L, Diptères	229	30	6	29	14	30	17	2	8	5
Diptères, adulte	1	2	0	2	2	2	2	0	1	2
L, Hémiptères	1	1	0	4	14	1	1	0	3	4
L, Ephéméroptères	0	2	0	0	3	0	1	0	0	1
L, Coléoptères	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Coléoptères, adulte	2	4	0	12	118	2	3	0	4	9
Hyménoptère	0	1	2	3	0	0	1	2	3	0
Odonates	0	0	0	12	5	0	0	0	6	7
Collemboles	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Insectes, indéterminé	2	15	2	9	5	2	14	2	9	4
Hydra cariens	9	10	1	4	2	7	6	1	4	2
Araignées	1	0	0	1	6	1	0	0	1	2
Gastéropodes	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1



Impact of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki*, on temporary ponds: insights on how predation may structure zooplankton communities

Dalal Haiahem, Laïd Touati, Nasser Baaziz, Farrah Samraoui, Ahmed H. Alfarhan & Boudjéma Samraoui

To cite this article: Dalal Haiahem, Laïd Touati, Nasser Baaziz, Farrah Samraoui, Ahmed H. Alfarhan & Boudjéma Samraoui (2017): Impact of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki*, on temporary ponds: insights on how predation may structure zooplankton communities, *Zoology and Ecology*, DOI: [10.1080/21658005.2017.1337372](https://doi.org/10.1080/21658005.2017.1337372)

To link to this article: <http://dx.doi.org/10.1080/21658005.2017.1337372>



Published online: 07 Jun 2017.



Submit your article to this journal [↗](#)



Article views: 16



View related articles [↗](#)



View Crossmark data [↗](#)



Impact of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki*, on temporary ponds: insights on how predation may structure zooplankton communities

Dalal Haiahem^{a,b}, Laid Touati^{b,c}, Nasser Baaziz^{b,c}, Farrah Samraoui^{a,b}, Ahmed H. Alfarhan^d and Boudjéma Samraoui^{b,e} 

^aDepartment of Ecology, FSNV-STU, University of Guelma, Guelma, Algeria; ^bLaboratoire de Conservation des Zones humides, University of Guelma, Guelma, Algeria; ^cDepartment of Biology, University of Constantine, Constantine, Algeria; ^dDepartment of Botany and Microbiology, King Saud University, Riyadh, Saudi Arabia; ^eDepartment of Biology, University of Annaba, Annaba, Algeria

ABSTRACT

Ecological and evolutionary processes can conveniently be explored through the simplified communities of temporary ponds. In order to investigate the potent roles of predation in structuring zooplankton communities, we used a manipulative study to analyze the impact of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki*, on a set of 24 temporary ponds. Fish were introduced at different densities (0, 8, 16 and 80 mosquitofish), and zooplankton assemblages were monitored monthly between January and May. Fish predation decreased markedly the overall abundance of zooplankton. Large crustaceans (Anostraca and Calanoida) were rapidly eliminated, while Cyclopoida and Cladocera peaked in March before in turn disappearing in the later stages of the hydroperiod. These results are congruent with the theory supporting the influence of both predation and competition as major interacting forces shaping freshwater communities.

ARTICLE HISTORY

Received 24 February 2017
Accepted 29 May 2017

KEYWORDS

Competition; *Gambusia holbrooki*; predation; fish; temporary ponds; zooplankton

Introduction

Temporary ponds are lentic habitats that are characterized by the advent of a recurrent dry phase (Williams 2006). As seasonality may preclude vertebrate predators such as fish, these wetlands may host a high biodiversity (Collinson et al. 1995; Biggs et al. 2005) and may offer sanctuaries to vulnerable and highly specialized biota (Wiggins, Mackayn, and Smith 1980; Wellborn, Skelly, and Werner 1996). In arid landscapes of the Mediterranean biome, temporary ponds represent an important but often neglected component (Williams 2000; Díaz-Paniagua et al. 2010). Very often, these simplified ecosystems provide a most convenient setting to explore ecological and evolutionary processes (Wilbur 1997; Brendonck et al. 2010). Conversely, the management and conservation of these overlooked wetlands may benefit from detailed ecological studies (Jeffries 2005; Miracle et al. 2010).

Competition and predation are recognized as major structuring forces driving community patterns and shaping coexistence and diversity (Hutchinson 1959; Levins 1979; Zaret 1980; Sih et al. 1985). Although previously considered to be providers of 'enemy-free space' (Jeffries and Lawton 1984), temporary aquatic habitats have been shown to host a wide range of top predators such as Turbellarians, Odonata, notonectids, dytiscids, and

newts (Wiggins, Mackayn, and Smith 1980; Blaustein and Dumont 1990; Skelly 1996; Brendonck et al. 2002; Stoks and McPeck 2003; Boix et al. 2006) which may influence species composition and size structure of zooplankton communities.

In contrast, the role of competition in temporary ponds has been harder to document (Brown 1982; Bengtsson 1993; Yee, Willig, and Moorhead 2005). In recent years, the recognition of the key role played by large branchiopods in driving zooplankton communities has attracted increasing research (Sánchez and Angeler 2007; Jocqué, Vanschoenwinkel, and Brendonck 2010). Anostracans have been shown to have a competitive edge and even prey on microcrustaceans (Jawahar et al. 1996; Sarma and Nandini 2002). They can also significantly depress populations of cyclopoid copepods and ostracods (Waterkeyn et al. 2011). The latter authors found a similar but non-significant trend for cladocerans. These findings highlight the importance of species sorting processes in shaping temporary ponds communities (Leibold et al. 2004; Vanschoenwinkel et al. 2007).

Temporary ponds can offer transient but rich resources that are opportunistically exploited by fish like the eastern mosquitofish (hereafter referred to as mosquitofish), *Gambusia holbrooki* Girard, which can invade them (Poizat and Corivelli 1997; Cucherousset

et al. 2007). Mosquitofish have been introduced worldwide by the pet trade and for mosquito control (Botsford et al. 1987; Lever 1996; Swanson, Cech, and Pietrahita 1996; Helfman 2007; Pyke 2008). The benefit of such

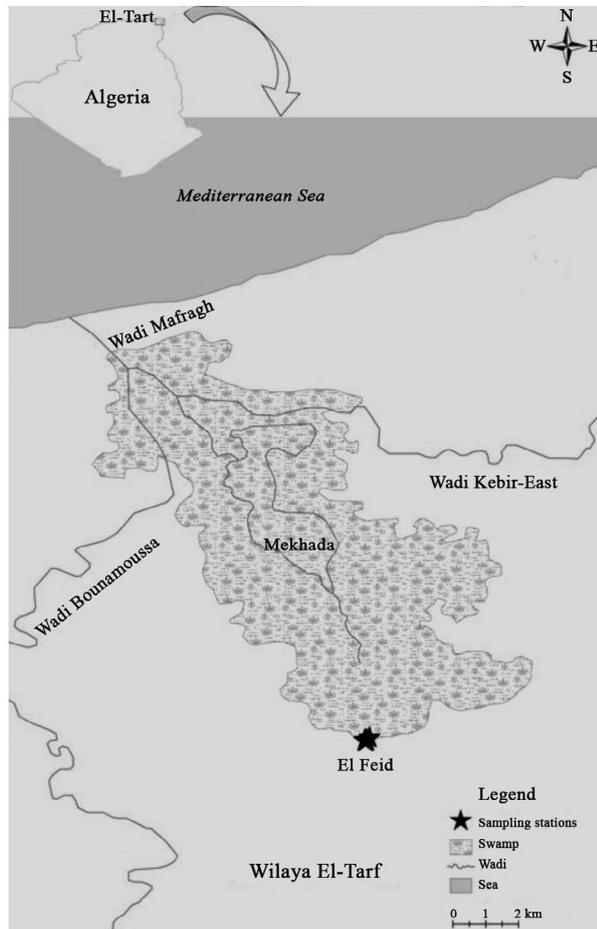


Figure 1. Map of Algeria (inset) with location of the study site El Feid, north-eastern Algeria.

dissemination is contentious as *G. holbrooki* and its congeners, the closely related *G. affinis* Baird and Girard, are generalist predators often spurning mosquito larvae and switching to alternative prey (Linden and Cech 1990). In contrast, their adverse impact on indigenous biota and ecosystems has been well documented (Hurlbert, Zedler, and Fairbanks 1972; Barrier and Hicks 1994; Webb and Joss 1997; Arthington and Marshall 1999; Pyke and White 2000; Pyke 2005; Alcaraz and García-Berthou 2007; Smith et al. 2011; Henkanaththegedara et al. 2015; Kumar et al. 2015) and has promptly earned them the title of the world's worst invasive fish species (Lowe et al. 2000).

In order to investigate the processes shaping zooplankton dynamics in temporary aquatic waters, we used a manipulative approach to evaluate the impact of different densities of the invasive mosquitofish on the zooplankton communities of a set of 24 temporary ponds. Characterization of the impact of mosquitofish provides a basis for understanding changes induced by predation and provides insight into other mechanisms affecting zooplankton communities.

Materials and methods

The El Feid ponds are a set of small temporary pools of unknown age which are located on the southern bank of the Mekhada marsh, north-eastern Algeria (36° 43.970'N, 8° 01.739'E) (Figure 1). The ponds dry up in summer–autumn (June–November) and are generally devoid of fish. Some peripheral ponds located close to the Mekhada marsh may harbour mosquitofish which may invade some temporary ponds when water levels in the marsh are high. From a set of 24 ponds (Table 1), we randomly selected 4 sets of 6 ponds which contain 0, 8, 16 or 80 mosquitofish, respectively, using the sample

Table 1. List of the sampling sites with GPS coordinates and typological information.

Code	Lat. (N)	Long. (E)	<i>Gambusia</i>	Diameter (m)	Max. Depth (cm)	Conductivity (mS/cm ⁻¹)	Transparency (cm)	Helophytes (%)
F1	36°43.961'	08°01.780'	0	8.3	107	0.9	38.8	48.0
F2	36°43.959'	08°01.772'	8	4.3	141	0.7	36.6	43.4
F3	36°43.958'	08°01.766'	80	4.0	80	0.8	35.3	43.0
F4	36°43.966'	08°01.770'	0	4.4	90	0.7	53.0	43.8
F5	36°43.954'	08°01.772'	16	4.1	157	0.8	31.6	94.0
F6	36°43.957'	08°01.775'	8	2.5	20	0.9	12.0	77.5
F7	36°43.964'	08°01.766'	16	4.0	140	0.7	53.0	52.0
F8	36°43.965'	08°01.774'	0	3.0	80	1.1	33.3	45.5
F9	36°43.967'	08°01.762'	8	4.5	105	0.8	38.5	46.2
F10	36°43.956'	08°01.769'	80	3.4	80	0.8	42.5	31.8
F11	36°43.953'	08°01.766'	8	2.8	48	0.9	19.3	51.8
F12	36°43.949'	08°01.757'	0	4.5	65	1.2	29.3	36.0
F13	36°43.957'	08°01.756'	80	3.5	130	0.7	49.0	42.4
F14	36°43.954'	08°01.754'	16	3.4	109	0.7	47.6	45.4
F15	36°43.944'	08°01.748'	80	11.7	86	0.7	22.2	51.2
F16	36°43.946'	08°01.735'	16	12.4	90	0.9	31.8	40.0
F17	36°43.955'	08°01.729'	16	7.5	43	0.8	18.5	45.5
F18	36°43.959'	08°01.740'	8	9.0	40	0.8	23.5	48.0
F19	36°43.974'	08°01.742'	16	17.7	100	0.7	43.3	50.0
F20	36°43.973'	08°01.755'	80	3.5	100	0.8	42.5	25.0
F21	36°43.977'	08°01.758'	0	3.0	70	0.8	33.3	31.3
F22	36°43.967'	08°01.764'	8	2.5	93	0.6	41.6	45.0
F23	36°43.999'	08°01.811'	0	12.4	79	0.8	22.0	28.8
F24	36°44.010'	08°01.820'	80	13.4	37	0.9	22.7	55.0

function (R Development Core Team 2015). Ponds were mapped using the Global Positioning System (GPS). We collected fish from a nearby dune slack and kept them in aquaria before their introduction and then translocated them to the study ponds in December 2011. We monthly sampled zooplankton using a plankton net (mesh size = 100 μm) from January to May 2012. We standardized sampling by dragging the net ten times across each pond and collecting the zooplankton in a 50 ml container. The collected zooplankton included the Anostraca, Cladocera, Copepoda (Calanoida and Cyclopoida) and Ostracoda orders.

Statistical analyses

The growth curve analysis (Mirman 2014) was used to analyze the influence of *Gambusia holbrooki* on total zooplankton, Anostraca, Cladocera, Copepoda and Rotifera abundances over the course of 5 months (January–May). The overall curves were modelled with second-order orthogonal polynomials and fixed effects of *Gambusia* (four levels: 0, 8, 16 and 80 fish) on all month effects. The 0-*Gambusia* was treated as the baseline, and parameters were estimated for the other *Gambusia* conditions. The model also included random effects of pools on all month terms. The fixed effects of *Gambusia* were added individually and their effects on model fit were evaluated using model comparisons. Improvements in model fit were evaluated using -2 times the change in log-likelihood, which is distributed as χ^2 with degrees of freedom equal to the number of parameters added. Because the intercept term for the orthogonal polynomials corresponds to the overall average, we used Kruskal-Wallis tests to check for differences at the start of the study period (y-intercept). All analyses were carried out in R (R Development Core Team 2015).

Results

During the months of January and February, heavy rains fell in the study area with cases of flooding. We recorded the presence of mosquitofish in 3 ponds where no fish were introduced confirming that some mosquitofish managed to invade nearby ponds during flooding. Ponds which were planned as controls displayed the highest mean and variance in zooplankton abundance, reflecting probably the absence/presence of fish (105 ± 276.2 and 52.7 ± 128.5 for controls and ponds with fish, respectively). As only two Harpacticoid copepods were recorded, they were not treated separately but were included in total zooplankton abundance and Copepoda analyses.

There was a seasonal decline of total zooplankton abundance (Figure 2(a)). The effect of mosquitofish on the intercept ($\chi^2 = 0.72$, $p = 0.87$), the linear term ($\chi^2 = 0.28$, $p = 0.96$) and the quadratic term ($\chi^2 = 0.22$, $p = 0.97$) did not improve model fit, indicating the

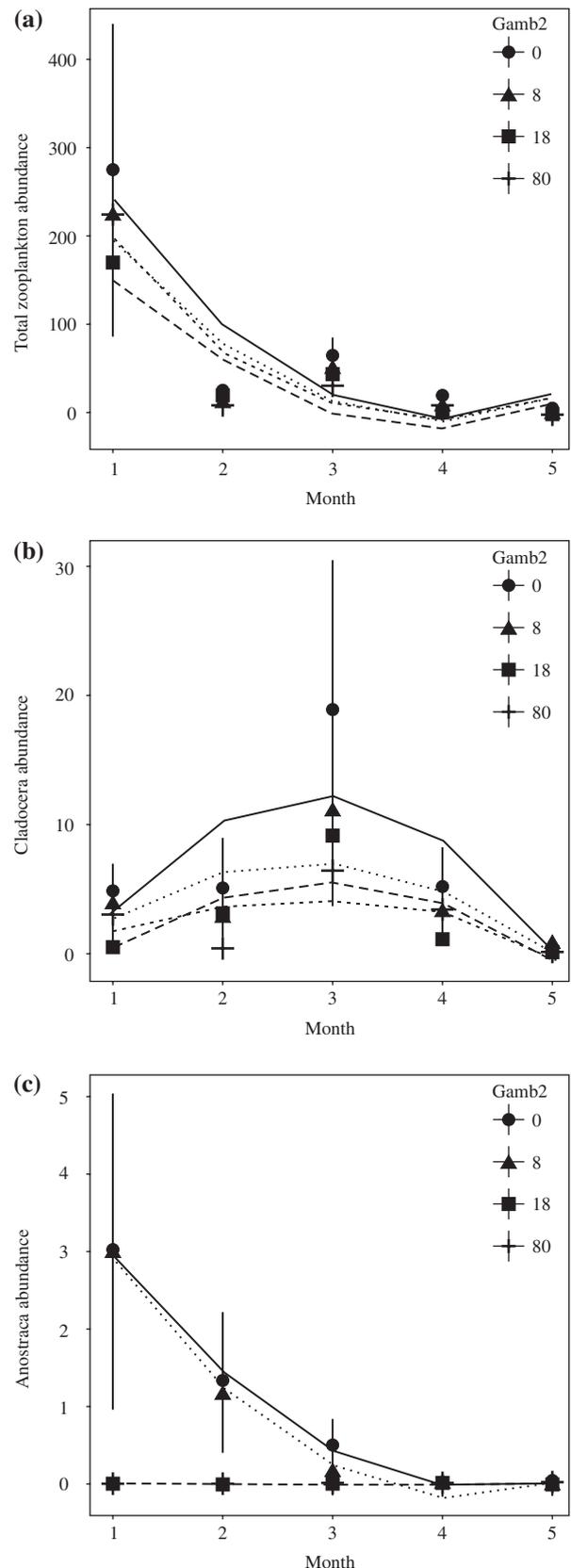


Figure 2. Seasonal changes of zooplankton at El Feid ponds: total zooplankton (a), Cladocera (b), and Anostraca (c). Ponds contained 0, 8, 16 or 80 fish, while months were coded as 1 = January, 2 = February, etc.

mosquitofish conditions did not differ in total zooplankton abundance. Tables 2a and 2b show the fixed effects parameter estimates and their standard errors along with

Table 2a. Parameter estimates for analysis of effect of different densities of *Gambusia* on total zooplankton, Cladocera and Anostraca.

	Zooplankton			Cladocera			Anostraca		
	Estimates	Std. error	<i>p</i>	Estimates	std. error	<i>p</i>	Estimates	Std. error	<i>p</i>
Intercept	76.87	26.48	0.008	6.9	1.74	<0.001	0.64	0.23	0.008
Linear	-173.29	76.64	0.033	-2.53	2.79	0.366	-1.5	0.57	0.014
Quadratic	102.45	66.11	0.134	-9.98	4.41	0.032	0.55	0.28	0.061
<i>Gambusia</i> _8	-16.03	37.45	0.672	-2.73	2.46	0.276	-0.26	0.15	0.096
<i>Gambusia</i> _16	-29.73	37.45	0.43	-4.13	2.46	0.104	-0.25	0.15	0.115
<i>Gambusia</i> _80	-21.97	37.45	0.56	-4.17	2.46	0.101	-0.25	0.15	0.115
Linear: <i>Gambusia</i> _8	28.88	108.38	0.79	0.21	3.94	0.957	0.48	0.31	0.142
Linear: <i>Gambusia</i> _16	62.19	108.38	0.57	1.79	3.94	0.65	0.46	0.31	0.154
Linear: <i>Gambusia</i> _80	32.15	108.38	0.77	1.48	3.94	0.709	0.46	0.31	0.154
Quadratic: <i>Gambusia</i> _8	-13.54	93.49	0.88	4.54	6.24	0.473			
Quadratic: <i>Gambusia</i> _16	-39.91	93.49	0.67	4.54	6.24	0.473			
Quadratic: <i>Gambusia</i> _80	-3.56	93.49	0.97	7.13	6.24	0.264			

Table 2b. Parameter estimates for analysis of effect of different densities of *Gambusia* on Copepoda, Calanoida, Cyclopoida and Ostracoda.

	Copepoda			Calanoida			Cyclopoida			Ostracoda		
	Estimates	Std. error	<i>p</i>	Estimates	Std. error	<i>p</i>	Estimates	std. error	<i>p</i>	Estimates	Std. error	<i>p</i>
Intercept	29.13	12.48	0.028	27.23	12.57	0.04	1.67	0.74	0.034	10.67	3.15	0.002
Linear	-75.95	37.13	0.052	-74.74	37.4	0.06	-0.74	1.52	0.632	-16.76	7.42	0.03
Quadratic	53.14	31.89	0.108	56.21	32.07	0.09	-2.49	1.13	0.033	4.99	5.66	0.39
<i>Gambusia</i> _8	-4.87	17.66	0.785	-4.23	17.78	0.81	-0.4	1.05	0.707	-3.4	4.46	0.45
<i>Gambusia</i> _16	-8.07	17.66	0.652	-7.6	17.78	0.67	-0.5	1.05	0.639	-8.43	4.46	0.07
<i>Gambusia</i> _80	-4.33	17.66	0.808	-4.5	17.78	0.8	0.6	1.05	0.574	-8.37	4.46	0.07
Linear: <i>Gambusia</i> _8	11.65	52.51	0.826	11.01	52.89	0.84	0.16	2.16	0.942	5.53	10.5	0.6
Linear: <i>Gambusia</i> _16	21.61	52.51	0.684	20.92	52.89	0.7	0.32	2.16	0.884	15.07	10.5	0.16
Linear: <i>Gambusia</i> _80	6.75	52.51	0.899	9.7	52.89	0.86	-2.95	2.16	0.182	14.65	10.5	0.18
Quadratic: <i>Gambusia</i> _8	-7.17	45.1	0.875	-8.24	45.36	0.86	0.49	1.6	0.761	-3.79	8.01	0.64
Quadratic: <i>Gambusia</i> _16	-17.91	45.1	0.695	-17.95	45.36	0.7	0.09	1.6	0.956	-7.48	8.01	0.36
Quadratic: <i>Gambusia</i> _80	-1.25	45.1	0.978	-4.81	45.36	0.92	3.12	1.6	0.058	-7.04	8.01	0.39

p-values estimated using the normal approximation for the *t*-values. Total zooplankton abundance did not differ in January (Kruskal–Wallis test: $\chi^2 = 0.71$, $df = 3$, $p = 0.87$).

Cladocera increased initially, peaking in March, before disappearing at the end of the study period (Figure 2(b)). The effect of mosquitofish on the intercept ($\chi^2 = 2.49$, $p = 0.48$), the linear term ($\chi^2 = 0.32$, $p = 0.96$) and the quadratic term ($\chi^2 = 1.32$, $p = 0.72$) did not improve model fit, indicating the mosquitofish conditions did not differ in cladoceran abundance. Table 2a shows the fixed effects parameter estimates and their standard errors along with estimated *p*-values. No differences were found in Cladocera abundance at the start of the study period (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 5.0938$, $df = 3$, p -value = 0.1651).

In fishless ponds or those containing low density fish, Anostraca declined gradually, whereas in ponds with high density fish, Anostraca were virtually absent at the start of the experiment (Figure 2(c)). The effect of mosquitofish on the intercept ($\chi^2 = 0.76$, $p = 0.86$) and the linear term ($\chi^2 = 3.00$, $p = 0.39$) did not improve model fit, indicating the mosquitofish conditions did not differ in Anostraca abundance. Models with the quadratic term failed to converge. Fixed effects parameter estimates and their standard errors along with estimated *p*-values

are shown in Table 2a. No differences were noted at the start of the study period (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 4.55$, $df = 3$, $p = 0.20$).

Copepoda followed the same trend as exhibited by the total zooplankton abundance with a seasonal decline (Figure 3(a)). The effect of mosquitofish on the intercept ($\chi^2 = 0.11$, $p = 0.99$), the linear term ($\chi^2 = 0.05$, $p = 1.00$) and the quadratic term ($\chi^2 = 0.20$, $p = 0.99$) did not improve model fit, indicating the mosquitofish conditions did not differ in Copepoda abundance. Table 2b shows the fixed effects parameter estimates and their standard errors along with estimated *p*-values. There were no differences in Copepoda abundance between ponds at the start of the study period (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 0.30013$, $df = 3$, p -value = 0.96).

Calanoida also declined in a way similar to Copepoda and total zooplankton abundance (Figure 3(b)). The effect of mosquitofish on the intercept ($\chi^2 = 0.06$, $p = 1.0$), the linear term ($\chi^2 = 0.04$, $p = 1.0$) and the quadratic term ($\chi^2 = 0.17$, $p = 0.98$) did not improve model fit indicating the mosquitofish conditions did not differ in Calanoida abundance. Table 2b shows the fixed effects parameter estimates and their standard errors along with estimated *p*-values. No differences in Calanoida abundance were

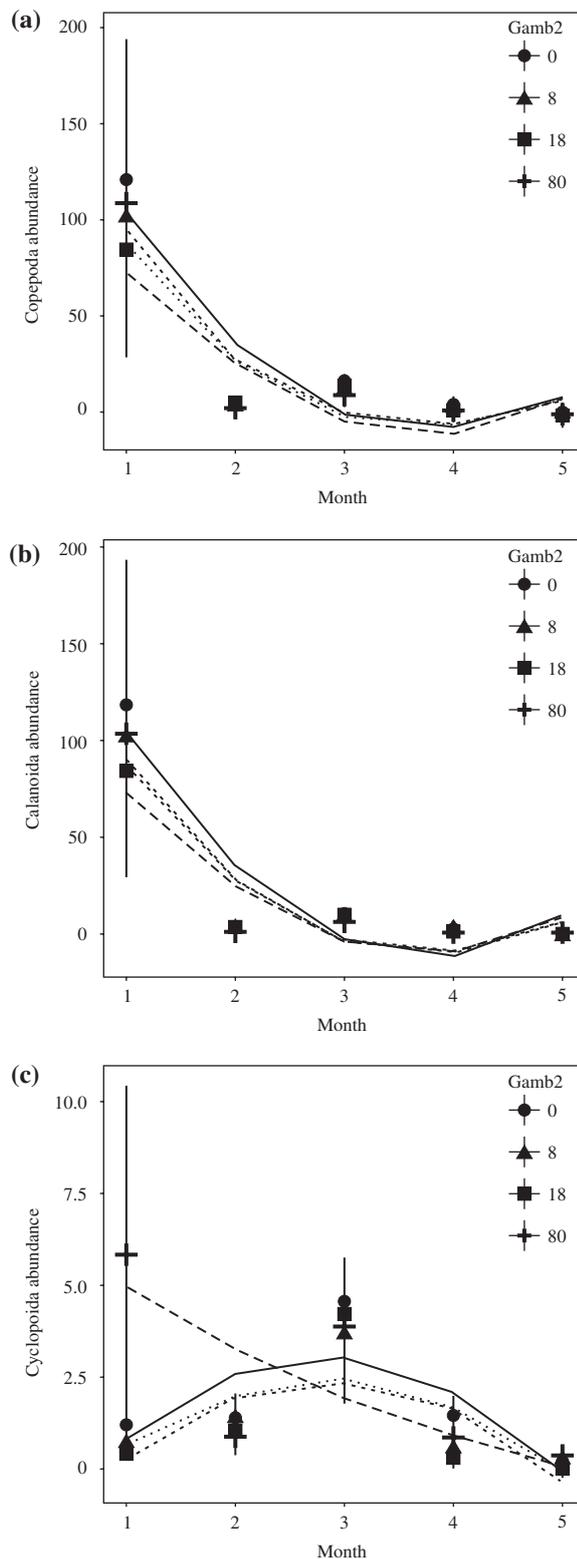


Figure 3. Seasonal changes of zooplankton at El Feid ponds: Copepoda (a), Calanoida (b), and Cyclopoida (c). Ponds contained 0, 8, 16 or 80 fish, while months were coded as 1 = January, 2 = February, etc.

noted at the start of the study period (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 1.013$, $df = 3$, p -value = 0.7981).

With one exception, Cyclopoida displayed a similar trend as Cladocera with a peak in abundance in March (Figure 3(c)). The effect of mosquitofish on the intercept ($\chi^2 = 0.62$, $p = 0.89$), the linear term ($\chi^2 = 0.76$, $p = 0.86$) and

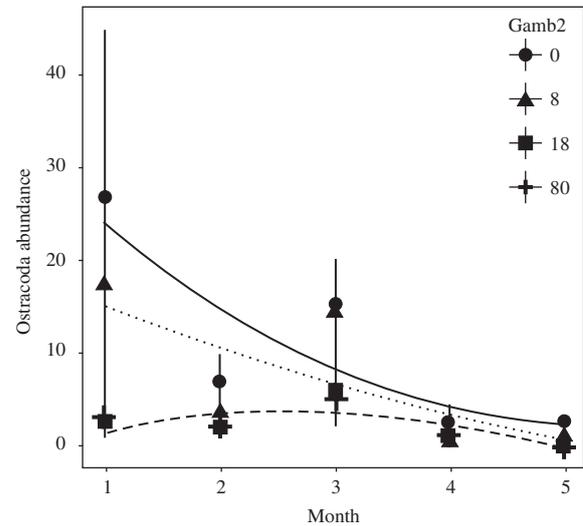


Figure 4. Seasonal changes of Ostracoda at El Feid ponds. Ponds contained 0, 8, 16 or 80 fish, while months were coded as 1 = January, 2 = February, etc.

the quadratic term ($\chi^2 = 4.81$, $p = 0.19$) did not improve model fit, indicating the mosquitofish conditions did not differ in Cyclopoida abundance. The values for the fixed effects parameter estimates and their standard errors along with p -value estimates are shown in Table 2b. There were no differences in Cyclopoida abundance at the start of the study period (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 2.9461$, $df = 3$, p -value = 0.4).

Ostracoda abundance displayed two distinct trends according to fish abundance. In fishless ponds and in those housing low density fish, there was a gradual decline in Ostracoda abundance, whereas in ponds hosting higher densities of fish, Ostracoda abundance rose slightly, peaking in March, before declining (Figure 4). The effect of mosquitofish on the intercept ($\chi^2 = 2.61$, $p = 0.45$), the linear term ($\chi^2 = 1.88$, $p = 0.60$) and the quadratic term ($\chi^2 = 1.10$, $p = 0.78$) did not improve model fit, indicating the mosquitofish conditions did not differ in Ostracoda abundance (Figure 4). Fixed effects parameter estimates and their standard errors along with p -values are displayed in Table 2b. No differences in Ostracoda abundance were found at the start of the study period (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 3.9764$, $df = 3$, p -value = 0.264).

Discussion

Although the planned experimental setup was slightly altered by the invasion of some fish into control ponds due to the flooding of the experimental area, the main conclusions stand as this invasion was limited in scope. The modelling of the data by higher-order polynomial functions indicated two main contrasting trends: Some taxa (total zooplankton, Anostraca, Copepoda, Calanoida) decreased sharply, whereas others (Cladocera and Cyclopoida) peaked in March before decreasing. Ostracoda exhibited both trends depending on fish density.

One of the weaknesses of polynomial functions is the difficulty in fitting asymptotic data. This was the case for the presented models dealing with the disappearance of zooplankton at the end of the study period. One way to circumvent this difficulty would have been to restrict the analysis to a shorter period (January to March/April) for these taxa. This truncation would also have resolved another associated difficulty: the presence of negative fitted values in later months. As the main goal of the adopted statistical models was to provide a quantitative description of the data that can be used to evaluate theoretical models, we refrained from implementing this truncation in order not to introduce experimenter bias (Mirman 2014).

Mosquitofish are known to feed mainly on zooplankton (Cladocera, Copepoda and Ostracoda) although insect prey may dominate in summer (Miura, Takahashi, and Stewart 1979; Farley 1980; Hurlbert and Mulla 1981; Colwell and Schaefer 1983; Bence and Murdoch 1986; Bence 1988; Blaustein and Karban 1990; Soto and Hurlbert 1991; Daniels and Felley 1992; Cabral, Mieiro, and Marques 1998; Mansfield and Mcardle 1998). In contrast, Ostracoda were not recorded in some studies (Walters and Legner 1980; Crivelli and Boy 1987) and their absence was explained by their benthic lifestyle. However, some ostracods are planktonic and this lack of records may depend on habitats and species composition.

The size-selective predation by mosquitofish on Anostraca (adapted to fishless aquatic habitats) and Ostracoda in the first two months (January and February) appear to have been an important source of mortality and it seems to have influenced the zooplankton community structure of the El Feid ponds by modifying their grazing community. Under the intensive predation induced by the high density of mosquitofish, large branchiopods like *Chirocephalus diaphanous* Prévost (Samraoui and Dumont 2002), large Ostracoda like *Cypris bispinosa* Lucas (Samraoui et al. 1998) and Daphniids were reduced while cyclopoid copepods and small cladocerans first benefitted from the rapid elimination of their larger competitors (Irvine, Moss, and Balls 1989) and peaked in March.

Although considered a polyphagous predator, mosquitofish may display selectivity in prey choice (Miura, Takahashi, and Stewart 1979) and Anostracans constitute preferential prey to mosquitofish (Leyse, Lawler, and Strange 2004). These large branchiopods play a keystone role in aquatic food webs, shaping invertebrate communities in temporary wetlands (Jocqué, Vanschoenwinkel, and Brendonck 2010; Waterkeyn et al. 2011).

Both Calanoid and Cyclopoid copepods are efficient selective grazers (Wickham 1995; Jürgens and Jeppesen 2000), but because of their rapid and jerky movements, Cyclopoid copepods often coexist with fish and are more abundant at higher nutrient concentrations because of the corresponding increased availability of their

microzooplankton prey (Pace 1986; Bunnell et al. 2012). In the presence of fish and in the absence of their larger counterparts, Cyclopoid copepods are able to influence dynamics and shape small-sized zooplankton community structures (Nagata and Hanazato 2006).

The changes provoked by the absence of Anostraca, Calanoid copepods and, to a lesser extent, Ostracoda may have resulted in shifts in food webs resulting in increasing survival of some small-sized zooplankton (Lynch et al. 1981). This hypothesis seems to be congruent with patterns recorded for the Cyclopoid copepods and Cladocerans in our study and from previous surveys carried out in northeast Algeria where shallow lakes and marshes generally host the mosquitofish as well as other fish species like *Barbus callensis* Valenciennes, *Pseudophoxinus* spp., *Cyprinus carpio* Linnaeus, and *Anguilla anguilla* Linnaeus.

With the exceptions of ribbed salamanders *Pleurodeles poireti* Gervais and *P. nebulosus* Guichenot, predators in temporary ponds were mostly represented by invertebrates (Notonectids, *Cybister* spp., *Chaoborus* sp., Cyclopoids, etc.). Yet, because fish are able to access temporary ponds, these wetlands do not always offer 'enemy-free space' (Jeffries and Lawton 1984) to large crustaceans like fairy shrimps and Calanoid copepods (Samraoui 2002).

A series of surveys have shown that there was a marked contrast in the composition of the zooplankton of large, mostly permanent, water bodies (Samraoui et al. 1998) and smaller temporary and fishless ponds characterized by the presence of large branchiopods (Samraoui and Dumont 2002), large copepods like the calanoids *Diaptomus cyaneus* Gurney, *Hemidiaptomus gurneyi* Roy and *Mixodiaptomus lilljeborgii* Guerne and Richard and large free-swimming Ostracods like *Cypris bispinosa* (Samraoui 2002). Assemblages of the temporary ponds were also characterized by the absence of some cyclopoids like *Mesocyclops ogonius* Onabamiro and many chydorids (*Alona affinis* Leydig, *A. guttate* Sars, *Alonella excisa* (Fisher), *Graptoleberis testudinaria* (Fisher), *Macrothrix rosea* (Jurine) and *M. cf. spinosa* King which were found to be fairly common across the permanent and large water bodies (Samraoui 2002).

Similar results were found in Italy where the composition and temporal succession of zooplankton communities differed according to pond hydroperiod (Vagaggini et al. 2002) and where the absence of *Gambusia holbrooki* has been associated with a shift from rotifers and microcrustaceans like small-bodied cladocerans and larval copepods to dominance by large-bodied Daphniidae and adult copepods (Margaritora, Ferrara, and Vagaggini 2001). The length of the hydroperiod is recognized as a structuring force of invertebrate communities (Wellborn, Skelly, and Werner 1996) but its effect in our study was masked by its reduced duration and similarity across the sampled ponds.

Support for the role of competition in driving zooplankton communities has been based on niche overlap studies (Makarewicz and Likens 1975; Williams 1982) but this association has been disputed and remains controversial (Colwell and Futuyma 1971; Hurlbert 1978).

The size-efficiency hypothesis (Brooks and Dodson 1965) posits that the dominance of large-bodied zooplankton over smaller-sized counterparts in fishless pond habitats is explained by their ability to exploit a wider range of food particles. However, the size-selective feeding habits of fish would remove the large species and thus favour the small-bodied zooplankton (Hurlbert, Zedler, and Fairbanks 1972; Zaret and Kerfoot 1975; Lyche 1989; He et al. 1994; Post et al. 1997). An alternative hypothesis argues that the predominance of large-sized zooplankton is better explained by their relative immunity from invertebrate predators (Dodson 1974).

Conclusion

The impact of *Gambusia holbrooki* on the zooplankton communities of temporary ponds seems to follow two distinct paths: (1) Elimination of large branchiopods like *Chirocephalus diaphanus* which swiftly disappear whereas other large zooplankton like Calanoid copepods decrease steadily; (2) Following the absence of large, presumably competitors, taxa like Cladocera, Cyclopoid copepods and, to a lesser extent, Ostracoda increase their abundance and peak in March before disappearing. These results suggest that predation and competition may have an important role in structuring zooplankton communities.

Acknowledgements

We are most grateful to the helpful comments of two anonymous referees.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

Funding

This work was supported by the International Research Group Program [IRG16-29], Deanship of Scientific Research, King Saud University, Riyadh, Saudi Arabia.

ORCID

Boudjéma Samraoui  <http://orcid.org/0000-0002-0608-9021>

References

Alcaraz, C., and E. García-Berthou. 2007. "Life History Variation of Invasive Mosquitofish (*Gambusia Holbrooki*) along a Salinity Gradient." *Biological Conservation* 139: 83–92.

- Arthington, A. H., and C. J. Marshall. 1999. "Diet of the Exotic Mosquitofish, *Gambusia Holbrooki*, in an Australian Lake and Potential for Competition with Indigenous Fish Species." *Asian Fisheries Science* 12: 1–16.
- Barrier, R. F. G., and B. J. Hicks. 1994. "Behavioral Interactions between Black Mudfish (*Neochanna Diversus*) and Mosquitofish (*Gambusia Affinis* Baird and Girard 1854)." *Ecology of Freshwater Fish* 3: 93–99.
- Bence, J. R. 1988. "Indirect Effects and Biological Control of Mosquitoes by Mosquitofish." *The Journal of Applied Ecology* 25: 505–521.
- Bence, J. R., and W. W. Murdoch. 1986. "Prey Size Selection by the Mosquitofish: Relation to Optimal Diet Theory." *Ecology* 67: 324–336.
- Bengtsson, J. 1993. "Interspecific Competition and Determinants of Extinction in Experimental Populations of Three Rockpool Daphnia Species." *Oikos* 67: 451–464.
- Biggs, J., P. Williams, P. Whitfield, P. Nicolet, and A. Weatherly. 2005. "15 Years of Pond Assessment in Britain: Results and Lessons Learned from the Work of Pond Conservation." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 693–714.
- Blaustein, I., and H. J. Dumont. 1990. "Typhlo Planid Flatworms (*Mesostoma* and Related Genera): Mechanisms of Predation and Evidence That They Structure Aquatic Invertebrate Communities." *Hydrobiologia* 198: 61–77.
- Blaustein, L., and R. Karban. 1990. "Indirect Effects of the Mosquitofish *Gambusia Affinis* on the Mosquito *Culex Tarsalis*." *Limnology & Oceanography* 35: 767–771.
- Boix, D., J. Sala, S. Gascon, and S. Brucet. 2006. "Predation in a Temporary Pond with Special Attention to the Trophic Role of *Triops Cancriformis* (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca)." *Hydrobiologia* 571: 341–353.
- Botsford, L. W., B. Vondracek, T. C. Wainwright, A. L. Linden, R. G. Kope, D. E. Reed, and J. Cech. 1987. "Population Development of the Mosquitofish, *Gambusia Affinis*, in Rice Fields." *Environmental Biology of Fishes* 20: 143–154.
- Brendonck, L., M. Jocque, A. Hulsmans, and B. Vanschoenwinkel. 2010. "Pools 'On the Rocks': Freshwater Rock Pools as Model System in Ecological and Evolutionary Research." *Limnetica* 29: 25–40.
- Brendonck, L., E. Michels, L. De Meester, and B. Riddoch. 2002. "Temporary Pools Are Not 'Enemy-free'." *Hydrobiologia* 486: 147–159.
- Brooks, J. L., and S. I. Dodson. 1965. "Predation, Body Size, and Composition of Plankton." *Science* 150: 28–35.
- Brown, K. M. 1982. "Resource Overlap and Completion in Pond Snails: An Experimental Analysis." *Ecology* 63: 412–422.
- Bunnell, D. B., K. M. Keeler, E. A. Puchala, B. M. Davis, and S. A. Pothoven. 2012. "Comparing Seasonal Dynamics of the Lake Huron Zooplankton Community between 1983–1984 and 2007 and Revisiting the Impact of Bythotrephes Planktivory." *Journal of Great Lakes Research* 38: 451–462.
- Cabral, J. A., C. L. Mieiro, and J. C. Marques. 1998. "Environmental and Biological Factors Influence the Relationship between a Predator Fish, *Gambusia Holbrooki*, and Its Main Prey in Rice Fields of the Lower Mondego River Valley (Portugal)." *Hydrobiologia* 382: 41–51.
- Collinson, N. H., J. Biggs, A. Corfield, M. J. Hodson, D. Walker, M. Whitfield, and P. J. Williams. 1995. "Temporary and Permanent Ponds: An Assessment of the Effects of Drying out on the Conservation Value of Aquatic Macroinvertebrate Communities." *Biological Conservation* 74: 125–133.
- Colwell, R. K., and D. J. Futuyma. 1971. "On the Measurement of Niche Breadth and Overlap." *Ecology* 52: 567–576.

- Colwell, A. E., and C. H. Schaefer. 1983. "Effects of an Insect Growth Regulator on Plankton and *Gambusia Affinis*." *Aquatic Toxicology* 4: 247–269.
- Crivelli, A., and V. Boy. 1987. "The Diet of the Mosquitofish *Gambusia Affinis* (Baird & Girard) (Poeciliidae) in Mediterranean France." *Revue D'Ecologie (Terre & Vie)* 42: 421–435.
- Cucherousset, J., J.-M. Paillisson, A. Carpentier, and L. J. Chapman. 2007. "Fish Emigration from Temporary Wetlands during Drought: The Role of Physiological Tolerance." *Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie* 168: 169–178.
- Daniels, G. L., and J. D. Felley. 1992. "Life History and Foods of *Gambusia Affinis* in Two Waterways of Southwestern Louisiana." *The Southwestern Naturalist* 37: 157–165.
- Díaz-Paniagua, C., R. Fernández-Zamudio, M. Florencio, P. García-Murillo, C. Gómez-Rodríguez, A. Portheault, L. Serrano, and P. Siljeström. 2010. "Temporary Ponds from Doñana National Park: A System of Natural Habitats for the Preservation of Aquatic Flora and Fauna." *Limnetica* 29: 41–58.
- Dodson, S. I. 1974. "Zooplankton Competition and Predation: An Experimental Test of the Size-efficiency Hypothesis." *Ecology* 55: 605–613.
- Farley, D. G. 1980. "Prey Selection by the Mosquitofish *Gambusia Affinis* in Fresno County Rice Fields." *Proceedings of the California Mosquito Vector Control Association* 48: 51–54.
- He, X., M. D. Scheurell, P. A. Soranno, and R. A. Wright. 1994. "Recurrent Response Patterns of a Zooplankton Community to Whole-lake Fish Manipulation." *Freshwater Biology* 32: 61–72.
- Helfman, G. S. 2007. *Fish Conservation: A Guide to Understanding and Restoring Global Aquatic Biodiversity and Fishery Resources*. Washington, DC: Publishers Island Press.
- Henkanaththegedara, S. M., J. D. L. Fisher, D. C. McEwen, and C. A. Stockwell. 2015. "The Impacts of Recently Established Fish Populations on Zooplankton Communities in a Desert Spring, and Potential Conflicts in Setting Conservation Goals." *Diversity* 7: 3–15.
- Hurlbert, S. H. 1978. "The Measurement of Niche Overlap and Some Relatives." *Ecology* 59: 67–77.
- Hurlbert, S. H., and M. S. Mulla. 1981. "Impacts of Mosquitofish *Gambusia Affinis* Predation on Plankton Communities." *Hydrobiologia* 83: 125–151.
- Hurlbert, S. H., J. Zedler, and D. Fairbanks. 1972. "Ecosystem Alteration by Mosquitofish *Gambusia Affinis* Predation." *Science* 175: 639–641.
- Hutchinson, G. E. 1959. "Homage to Santa Rosalia or Why Are There So Many Kinds of Animals?" *The American Naturalist* 93: 145–159.
- Irvine, K., B. Moss, and H. Balls. 1989. "The Loss of Submerged Plants with Eutrophication II. Relationships between Fish and Zooplankton in a Set of Experimental Ponds, and Conclusions." *Freshwater Biology* 22: 89–107.
- Jawahar, A., S. Sarma, G. Murugan, and H. J. Dumont. 1996. "Effect of Zooplankton Type and Abundance on Prey Consumption by the Fairy Shrimp, *Streptocephalus Proboscideus* (Anostraca: Crustacea)." *Hydrobiologia* 319: 191–202.
- Jeffries, M. 2005. "Small Ponds and Big Landscapes: The Challenge of Invertebrate Spatial and Temporal Dynamics for Europe Pond Conservation." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 541–547.
- Jeffries, M. J., and J. H. Lawton. 1984. "Enemy Free Space and the Structure of Ecological Communities." *Biological Journal of the Linnean Society* 23: 269–286.
- Jocqué, M., B. Vanschoenwinkel, and L. Brendonck. 2010. "Anostracan Monopolization of Early Successional Phases in Temporary Waters?" *Archiv Für Hydrobiologie* 176: 127–132.
- Jürgens, K., and E. Jeppesen. 2000. "The Impact of Metazooplankton on the Structure of the Microbial Food Web in a Shallow, Hypertrophic Lake." *Journal of Plankton Research* 22: 1047–1070.
- Kumar, R., P. Muhid, H.-U. Dahms, J. Sharma, and J.-S. Hwang. 2015. "Biological Mosquito Control is Affected by Alternative Prey." *Zoological Studies* 54: 703. doi: 10.1186/s40555-015-0132-9.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, et al. 2004. "The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology." *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Lever, C. 1996. *Naturalized Fishes of the World*. London: Academic Press.
- Levins, R. 1979. "Coexistence in a Variable Environment." *The American Naturalist* 114: 765–783.
- Leyse, K. E., S. P. Lawler, and T. Strange. 2004. "Effects of an Alien Fish, *Gambusia Affinis*, on an Endemic California Fairy Shrimp, *Linderia Occidentalis*: Implications for Conservation of Diversity in Fishless Lakes." *Biological Conservation* 118: 57–65.
- Linden, A. L., and J. J. Cech, Jr. 1990. "Prey Selection by Mosquitofish (*Gambusia Affinis*) in California Rice Fields: Effect of Vegetation and Prey Species." *Journal of the American Mosquito Control Association* 6: 115–120.
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas, and M. De Poorter. 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection from the Global Invasive Species Database*. Auckland: Invasive Species Specialist Group.
- Lyche, A. 1989. "Plankton Community Response to Reduction of Planktivorous Fish Populations: A Review of 11 Case Studies." *Aqua Fennica* 19: 59–66.
- Lynch, M., B. Monson, M. Sandheinrich, and L. Weider. 1981. "Size Specific Mortality Rates in Zooplankton Populations." *Verhandlungen Des Internationalen Verein Limnologie* 21: 363–368.
- Makarewicz, J. C., and G. E. Likens. 1975. "Niche Analysis of a Zooplankton Community." *Science* 190: 1000–1003.
- Mansfield, S., and B. H. Mcardle. 1998. "Dietary Composition of *Gambusia Affinis* (Family Poeciliidae) Populations in the Northern Waikato Region of New Zealand." *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 32: 375–383.
- Margaritora, F. G., O. Ferrara, and D. Vagaggini. 2001. "Predatory Impact of the Mosquitofish (*Gambusia Holbrooki* Girard) on Zooplanktonic Populations in a Pond at Tenuta Di Castel Porziano (Rome, Central Italy)." *Journal of Limnology* 60: 189–193.
- Miracle, M. R., B. Oertli, R. Céréghino, and A. Hull. 2010. "Preface: Conservation of European Ponds – Current Knowledge and Future Needs." *Limnetica* 29: 1–8.
- Mirman, D. 2014. *Growth Curve Analysis and Visualization Using R*. Boca Raton, FL: Chapman and Hall/CRC Press.
- Miura, T., R. M. Takahashi, and R. J. Stewart. 1979. "Habitat and Food Selection by the Mosquitofish, *Gambusia Affinis*." *Proceedings of the California Mosquito Vector Association* 47: 46–50.
- Nagata, T., and T. Hanazato. 2006. "Different Predation Impacts of Two Cyclopoid Species on a Small-sized Zooplankton Community: An Experimental Analysis with Mesocosms." *Hydrobiologia* 556: 233–242.
- Pace, M. L. 1986. "An Empirical Analysis of Zooplankton Community Size Structure across Lake Trophic Gradients." *Limnology and Oceanography* 31: 45–55.
- Poizat, G., and A. J. Crivelli. 1997. "Use of Seasonally Flooded Marshes by Fish in a Mediterranean Wetland: Timing and Demographic Consequences." *Journal of Fish Biology* 51: 106–119.

- Post, D. M., S. R. Carpenter, D. L. Christensen, K. L. Cottingham, J. F. Kitchell, and D. E. Schindler. 1997. "Seasonal Effects of Variable Recruitment of a Dominant Piscivorous on Pelagic Food Web Structure." *Limnology and Oceanography* 42: 722–729.
- Pyke, G. H. 2005. "A Review of the Biology of *Gambusia Affinis* and *G. Holbrooki*." *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15: 339–365.
- Pyke, G. H. 2008. "Plague Minnow or Mosquito Fish? A Review of the Biology and Impacts of Introduced *Gambusia* Species." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 171–191.
- Pyke, G. H., and A. W. White. 2000. "Factors Influencing Predation on Eggs and Tadpoles of the Endangered Green and Golden Bell Frog *Litoria Aurea* by the Introduced Plague Minnow *Gambusia Holbrooki*." *Australian Zoologist* 31: 496–505.
- RDevelopment Core Team. 2015. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna.
- Samraoui, B. 2002. "Branchiopoda (Ctenopoda and Anomopoda) and Copepoda from Eastern Numidia, Algeria." *Hydrobiologia* 470: 173–179.
- Samraoui, B., and H. J. Dumont. 2002. "The Large Branchiopods (Anostraca, Notostraca and Spinicaudata) of Numidia (Algeria)." *Hydrobiologia* 486: 119–123.
- Samraoui, B., H. Segers, S. Maas, D. Baribwegure, and H. J. Dumont. 1998. "Rotifera, Cladocera, Copepoda, and Ostracoda from Coastal Wetlands in Northeast Algeria." *Hydrobiologia* 386: 183–193.
- Sánchez, B., and D. G. Angeler. 2007. "Can Fairy Shrimps (Crustacea: Anostraca) Structure Zooplankton Communities in Temporary Ponds?" *Marine and Freshwater Research* 58: 827–883.
- Sarma, S. S. S., and S. Nandini. 2002. "Studies on Functional Response and Prey Selection Using Zooplankton in the Anostracan *Chirocephalus Diaphanus* Prevost." *Hydrobiologia* 486: 169–174.
- Sih, A., P. Crowley, M. McPeck, J. Petranka, and K. Strohmeier. 1985. "Predation, Competition, and Prey Communities: A Review of Field Experiments." *Annual Review of Ecology and Systematics* 16: 269–311.
- Skelly, D. K. 1996. "Pond Drying, Predators, and the Distribution of *Pseudacris* Tadpoles." *Copeia* 1996: 599–605.
- Smith, G. R., A. J. Terlecky, C. B. Dayer, A. Boyd, M. E. Ogle, and C. J. Dibble. 2011. "Effects of Mosquitofish and Ammonium Nitrate on Activity of Green Frog (*Lithobates Clamitans*) Tadpoles: A Mesocosm Experiment." *Journal of Freshwater Ecology* 26: 59–63.
- Soto, D., and S. H. Hurlbert. 1991. "Long-term Experiments on Calanoid-cyclopoid Interactions." *Ecological Monographs* 61: 245–265.
- Stoks, R., and M. A. McPeck. 2003. "Predators and Life Histories Shape *Lestes* Damselfly Assemblages along a Freshwater Habitat Gradient." *Ecology* 84: 1576–1587.
- Swanson, C., J. J. Cech, and R. H. Pietrahita. 1996. *Mosquitofish, Biology, Culture and Use in Mosquito Control*. Sacramento: Mosquito and Vector Control Association of California and University of California.
- Vagaggini, D., G. Ulisse, M. Seminara, and G. Margaritora. 2002. "Zooplankton Communities in Two Astatic Basins in the Natural Reserve of Castel Porziano (Central Italy): Composition and Temporal Succession." *Journal of Freshwater Ecology* 17: 27–36.
- Vanschoenwinkel, B., C. De Vries, M. Seaman, and L. Brendonck. 2007. "The Role of Metacommunity Processes in Shaping Invertebrate Rock Pool Communities along a Dispersal Gradient." *Oikos* 116: 1255–1266.
- Walters, L. L., and E. F. Legner. 1980. "Impact of the Desert Pupfish, *Cyprinodon Macularius*, and *Gambusia Affinis* on Fauna in Pond Ecosystems." *Hilgardia* 48: 1–18.
- Waterkeyn, A., P. Grillas, M. Anton-Pardo, B. Vanschoenwinkel, and L. Brendonck. 2011. "Can Large Branchiopods Share Microcrustacean Communities in Mediterranean Temporary Wetlands?" *Marine and Freshwater Research* 62: 46–53.
- Webb, C., and J. Joss. 1997. "Does Predation by *Gambusia Holbrooki* (Atheriformes: Poeciliidae) Contribute to Declining Frog Populations?" *Australian Zoologist* 30: 316–324.
- Wellborn, G. A., D. K. Skelly, and E. E. Werner. 1996. "Mechanisms Creating Community Structure across a Freshwater Habitat Gradient." *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 337–363.
- Wickham, S. A. 1995. "Cyclops Predation on Ciliates: Species-specific Differences and Functional Responses." *Journal of Plankton Research* 17: 1633–1646.
- Wiggins, G. B., R. J. Mackayn, and I. M. Smith. 1980. "Evolutionary and Ecological Strategies of Animals in Annual Temporary Pools." *Archiv Für Hydrobiologie* 58: 97–206.
- Wilbur, H. M. 1997. "Experimental Ecology of Food Webs: Complex Systems in Temporary Ponds." *Ecology* 78: 2279–2302.
- Williams, J. B. 1982. "Temporal and Spatial Patterns of Abundance of the Chydoridae (Cladocera) in Lake Itasca, Minnesota." *Ecology* 63: 345–353.
- Williams, W. D. 2000. "Biodiversity in Temporary Wetlands of Dryland Regions." *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie* 27: 141–144.
- Williams, D. D. 2006. *The Biology of Temporary Waters*. Oxford: Oxford University Press.
- Yee, S. H., M. R. Willig, and D. L. Moorhead. 2005. "Tadpole Shrimp Structure Macroinvertebrate Communities in Playa Lake Microcosms." *Hydrobiologia* 541: 139–148.
- Zaret, T. M. 1980. *Predation and Freshwater Communities*. New Haven, CT: Yale University Press.
- Zaret, T. M., and W. C. Kerfoot. 1975. "Fish Predation on *Bosmina Longirostris*: Body-Size Selection vs. Visibility Selection." *Ecology* 56: 232–237.