

ecologia *mediterranea*

Vol. 39 (2) – 2013

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology



Editor-in-Chief: Pr Thierry Dutoit

Institut méditerranéen de biodiversité et écologie (IMBE)
Mediterranean Institute of Biodiversity and Ecology

Naturalia Publications

ecologia mediterranea

Editor-in-Chief: Pr Thierry Dutoit

UMR CNRS IRD IMBE
Université d'Avignon, IUT
Site Agroparc, BP 1207
84911 Avignon cedex 09
France

Editorial Board

- Dr James Aronson, CNRS, Montpellier, France.
Dr Alex Baumel, Université Aix-Marseille, France.
Dr Élise Buisson, Université Avignon, France.
Dr Marc Cheylan, EPHESS, Montpellier, France.
Dr Cécile Claret, Université Aix-Marseille, France.
Pr Thierry Dutoit, Université Avignon, France.
Dr Bruno Fady, INRA, Avignon, France.
Pr Thierry Gauquelin, Université Aix-Marseille, France.
Dr Raphaël Gros, Université Aix-Marseille, France.
Dr Frédéric Guiter, Université Aix-Marseille, France.
Dr Sandrine Jauffret, Narges, Marseille, France.
Dr Ioannis Vogiatzakis, Open University of Cyprus, Cyprus.
Pr Serge Kreiter, Université Montpellier, France.
Dr Audrey Marco, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France.
Pr N.S. Margaris, University of Mytilène, Greece.
Pr Frédéric Médail, Université Aix-Marseille, France.
Pr François Mesléard, Université Avignon – Tour du Valat, France.
Dr Jérôme Orgeas, Université Aix-Marseille, France.
Dr Philippe Ponel, CNRS, Aix-Marseille, France.
Dr Roger Prodon, EPHE, Montpellier, France.
Dr Isabelle Schwob, Université Aix-Marseille, France.
Dr Brigitte Talon, Université Aix-Marseille, France.
Dr Éric Vidal, Université Aix-Marseille, France.

ISSN 0153-8756

http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr

Instructions to authors

ecologia mediterranea publishes original research reports and syntheses in the fields of fundamental and applied ecology of Mediterranean areas, except for descriptive articles or articles about systematic. The editors of *ecologia mediterranea* invite original contributions in the fields of: bioclimatology, biogeography, conservation biology, restoration ecology, populations biology, genetic ecology, landscape ecology, community ecology, microbial ecology, vegetal and animal ecology, ecophysiology, palaeoecology, palaeoclimatology, except marine ecology. Symposium proceedings, review articles, methodological notes, book reviews, Ph. D. thesis abstracts and comments on recent papers in *ecologia mediterranea* are also published.

Manuscript reviews

Manuscripts are reviewed by appropriate referees, or by the Editors. The final decision to accept or reject the manuscript is made by the Editors. Please send an electronic copy of your manuscript (doc or rtf files) to our journal (thierry.dutoit@univ-avignon.fr). When the article is accepted, the authors should take reviewer's comments into consideration. They will send back to the journal Editorial Office, within 1 month, an electronic copy of the corrected manuscript (doc or rtf). Pass this delay, the manuscript will be considered as a new submission. Enclose the original illustrations. Corrected proofs must be returned to the journal Editorial Office without delay. Books and monographs to be reviewed must be submitted to the Editor-in-chief.

Manuscript preparation

TEXT

Manuscripts (typewritten with double spacing and A4 size for paper) should be preferably written in French, English. If the language is not English, you should join an English short version and English titles of figures and tables. The manuscript must be complete: e.g. French and English titles, author(s) and address(es), French and English abstracts, an English short version (if English is not the language used in the article), key-words, text, references, acknowledgements, figures and tables. For research papers, the text should normally consist of 4 sections: introduction, methods, results, discussion. In typing the manuscript, please clearly distinguish titles from others paragraphs. Titles and subtitles should not be numbered. Avoid letters to number subtitles. Use lower-case letter type for names. Do not underline any word. In English, there is one blank after any punctuation, never before. Copy editing of manuscripts is performed by the journal.

AUTHORS

The email address of the corresponding author should be mentioned on the manuscript. Each author's address should be specified. The first time, please precise the complete address of the correspondent author to which the proofs should be sent.

ABSTRACTS, KEYWORDS AND SHORT VERSION

Abstracts should be no longer than 300 words. The English short version should not exceed one page long (1,000 words). Do not use more than six keywords. Keywords should not be present in the title.

REFERENCES

All publications cited in the text should be presented in a list of references following the text of the manuscript. The list of references should be arranged alphabetically on author's names, and chronologically for each author. You should abbreviate the titles of periodicals mentioned in the list of references (except if you are not sure of it). Check the manuscripts to make sure that all references are cited and that all citations in the text are included in the references. Use following system to write the references:

Journal article

Andow D.A., Karieva P., Levin S.A. & Okubo A., 1990. Spread of invading organisms. *J. Ecol.* 4: 177-188.

Book

Harper J.L., 1977. *Population biology of plants*. London, Academic Press. 300 p.

Book chapters

May R.M., 1989. Levels of organisation in ecology. In: Cherret J.M. (ed.), *Ecological concepts*. Oxford, Blackwell Scientific Public: 339-363.

Conference proceedings

Grootaert P., 1984. Biodiversity in insects, speciation and behaviour in Diptera. In: Hoffmann M. & Van der Veken P. (eds), *Proceedings of the symposium on "Biodiversity: study, exploration, conservation"*. Ghent, 18 November 1992: 121-141.

CITATIONS IN-TEXT

The words "figures" and "tables" announced in-text should be written in extenso and with lower-case letter type. In the text refer to the author's name and year of publication (followed by pages only if it is a quotation). If a publication is written by more than two authors, the name of the first author should be used followed by "et al." (this indication, however, should never be used in the list of references: first author and co-authors should be mentioned in it). Examples: "Since Dupont (1962) has shown that...", or "This is in agreement with previous results (Durand et al. 1990; Dupont & Dupont 1997)...".

ABBREVIATES, NOMENCLATURE

AND LATIN WORDS

Explanation of a technical abbreviate is required when the first use. International convention codes for nomenclature should be used. Latin words should be in italic (*et al.*, *a priori*, etc.), particularly for plants or animals' denomination (the first time, please precise author's name: for example, *Olea europaea* L.).

FIGURES AND TABLES

All illustrations should be submitted separately and they should be preceded by the figures and tables legends on a separate page. Figures and tables should be sent ready to be printed, so their size should be 16 × 22 cm or 8 × 22 cm maximum. All the illustrations being in-text should be cited, increasing numbered, and should have a legend. Computerised table columns should not be represented by signs (: or |).

ELECTRONIC FILE

Authors receive a free copy where their paper is published as well as an electronic version of their paper for distribution.

SUBSCRIPTION

(contact: ecologia@naturalia-publications.com)

1 year = 2 issues

	Subscription	Postage	Total
France	60 €	6 €	66 €
Europe	60 €	12 €	72 €
World	60 €	16 €	76 €

Mail this subscription to:

SARL Transfaire
Immeuble Wanad
F-04250 TURRIERS

Bank: CA SISTERON

IBAN: FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062

BIC: AGRIFRPP891

ecologia mediterranea

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology

Vol. 39 (2) – 2013

Sommaire/Contents

Éditorial – *Editorial*

2014, une nouvelle étape pour *ecologia mediterranea* ?

T. DUTOIT (éditeur en chef)

ÉLISE BUISSON et BRIGITTE TALON (éditrices en chef en 2014)..... 3

Articles originaux – *Original articles*

La diversité des lombriciens dans l'Est algérien
depuis la côte jusqu'au désert

The earthworm's diversity in Eastern Algeria from the coast to desert

K. BAZRI, G. OUAHRANI, Z. GHERIBI-AOULMI, D.J. DÍAZ COSÍN..... 5

Perspectives de phytostabilisation par *Jatropha curcas* L. des résidus
miniers de la mine de Zaida (Haute Moulouya, Maroc)

*Prospects for Jatropha curcas L. phytostabilization of mine tailings
from the mine Zaida (High Moulouya, Morocco)*

S. EL HIMER, A. BOUABDLI, B. BAGHDAD, N. SAIDI..... 19

Habitat d'alimentation et régime alimentaire de la Sterne hansel,
Gelochelidon nilotica, en période de nidification à Sebkha Zima,
centre-ouest du Maroc

*Foraging Habitat and Diet of Gull-billed Tern, Gelochelidon nilotica,
during the nesting period in Sebkha Zima, West-central Morocco*

M. AOURIR, M. RADI, M. ZNARI..... 31

Autoécologie du Marrube blanc (*Marrubium vulgare* L.)
et caractérisation de la biodiversité végétale
dans le Djebel de Tessala (Algérie nord-occidentale)

*Autecology of white Horehound (Marrubium vulgare L.)
and characterization of plant biodiversity in Jebel Tessala
(north-western Algeria)*

K. BOUTERFAS, Z. MEHDADI, A. LATRECHE, K. CHERIFI..... 39

Chemo-ecotone's soil characteristics and their effect
on the ionic content and plants distribution

*Les caractéristiques des sols de type chimio-écotone,
effets sur la teneur en ions et la distribution des plantes*

M. KAMEL, M. GABER SHEDED, S. HAMMAD..... 59

Évaluation de l'impact des aménagements pastoraux sur la dynamique de la production des pâturages dégradés au Maroc oriental <i>Evaluation of the impact of pastoral management on the dynamics of the production of degraded rangeland in eastern Morocco</i> M. ACHERKOUK, M.A. EL HOUMAIZI	69
Lutte contre trois bruches <i>Bruchus rufimanus</i> , <i>Callosobruchus maculatus</i> et <i>Acanthoscelides obtectus</i> avec les huiles essentielles extraites de <i>Cistus ladaniferus</i> (Cistaceae) <i>Fight against three weevils Bruchus rufimanus, Callosobruchus maculatus and Acanthoscelides obtectus with the essential oils of Cistus ladaniferus (Cistaceae)</i> Z. BOUCHIKHI-TANI, M. A. KHELIL	85
Vegetation dynamics and species distribution patterns in the inland desert wadis of South Sinai, Egypt <i>Dynamique de la végétation et répartition des espèces dans les oueds du désert intérieur du Sud-Sinaï en Égypte</i> F. SALAMA, M. ABD EL-GHANI, S. EL-NAGGAR, M. ALJARROUSHI	93
Résumés de Thèses – <i>Ph. D summaries</i> LAURENCE BERVILLE, AMINE HABIB BORSALI, LAURENT HARDION, ISABELLE MULLER, MÉLANIE CLOUARD	112
Publications – <i>Publications</i> <i>Écologie et conservation d'une steppe méditerranéenne : la plaine de Crau</i>	118
<i>La Flore de la France méditerranéenne continentale</i>	119

Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis.

Journal indexed in PASCAL-CBRS and Biosis

<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/>

Remerciements – *Acknowledgments*

Le comité éditorial de la revue remercie les collègues qui ont participé à ce numéro pour leurs conseils, corrections et avis.

The editorial committee thanks the colleagues who have participated in this volume for their advices, corrections and opinions.

D^r Ahmed AÏDOUD, Université de Rennes 1, Rennes, France

D^r Errol VELA, Université de Montpellier, Montpellier, France

D^r Estelle FOREY, Université de Rouen, Rouen, France

D^r Franck TORRE, Université d'Aix-Marseille, Marseille, France

D^r Jean-François DEBRAS, INRA-PSH, Avignon, France

D^r Jean-Philippe MEVY, Université d'Aix-Marseille, Marseille, France

D^r Michel VENNETIER, IRSTEA, Aix-en-Provence, France

D^r Véronique MASOTTI, Université d'Aix-Marseille, Marseille, France

P^r Thibaud DECAËNS, Université de Rouen, Rouen, France

Éditorial – *Editorial*

Thierry DUTOIT
Éditeur en chef
Editor-in-Chief

2014, une nouvelle étape pour *ecologia mediterranea* ?

Après huit années (2006-2013) passées au service de la revue *ecologia mediterranea* en tant qu'éditeur en chef, il est nécessaire en 2014 de passer la main à une nouvelle direction afin d'impulser une dynamique renouvelée à notre revue. En huit ans, douze fascicules ont été publiés dont deux numéros spéciaux, soit plus de cent articles en langue française, anglaise et même espagnole. Dès 2010, nous avons avec mes collègues du comité éditorial réussi à publier à nouveau deux fascicules par an à la fin de chaque semestre. Plus de la moitié de ces articles proviennent de nos collègues du Maghreb. *ecologia mediterranea* a ainsi continué de remplir sa mission initiale d'être une passerelle entre les rives sud et nord de la Méditerranée. Un site internet constamment actualisé a également été mis en place grâce au service de communication de l'université d'Avignon et des pays de Vaucluse que je remercie encore. Sur ce site (<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr>) peuvent être téléchargés gratuitement tous les fascicules parus depuis 1975 !

Avant de tourner la page, je voudrais remercier à nouveau les éditions Naturalia publications pour l'excellence de leur travail de publication et les relations de grande qualité professionnelle que nous avons eues durant ces huit années. Je voudrais remercier aussi tous les membres du comité éditorial ainsi que les correcteurs contactés pour leur disponibilité et leur efficacité dans l'instruction des articles soumis. Enfin, je n'oublierai pas de remercier les auteurs et nos abonnés qui permettent de faire vivre cette revue. Merci enfin à l'UMR CNRS-IRD, UAPV-AMU, Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie (IMBE), pour son indéfectible soutien ainsi qu'à notre soutien financier principal, la région Provence-Alpes-Côte-d'Azur. Je souhaite à mes successeurs le même plaisir que celui que j'ai eu dans l'activité éditoriale pour *ecologia mediterranea*.

Élise BUISSON
et Brigitte TALON
Éditrices en chef en 2014
Editor-in-Chief in 2014

Le comité éditorial et les nouvelles éditrices en chef d'*ecologia mediterranea* tiennent à remercier Thierry Dutoit pour son investissement remarquable dans la direction de la revue. Grâce à lui, elle a connu une nouvelle vie, rencontré de nouveaux lecteurs, plu à de nouveaux auteurs. Nous espérons pouvoir poursuivre sur cette lancée et conduire cette revue vers encore plus de reconnaissance internationale. Nous vous invitons à découvrir plus en détail les changements à venir qui seront exposés dans l'éditorial du prochain numéro (volume 40 (1) de 2014).

La diversité des lombriciens dans l'Est algérien depuis la côte jusqu'au désert

The earthworm's diversity in Eastern Algeria from the coast to desert

K. BAZRI¹, G. OUAHRANI², Z. GHERIBI-AOULMI³, D.J. DÍAZ COSÍN⁴

1. Laboratoire d'écologie, Département de biologie végétale et écologie, Université Constantine 1.DZ

Email : k_bazri@yahoo.fr

2. Laboratoire d'écologie, Département de biologie végétale et écologie, Université Constantine 1.DZ

Email : ouahranirania@yahoo.fr

3. Laboratoire de mathématiques appliquées et modélisation, Département mathématiques, Université Constantine 1.DZ

Email : gheribiz@yahoo.fr

4. Dpto. Zoología y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad Complutense de Madrid, Ciudad Universitaria, 28040 Madrid, España

Email : dadico@bio.ucm.es

Résumé

Un inventaire des vers de terre est effectué dans l'espace biogéographique de l'Est algérien depuis le littoral jusqu'au désert, sur trois années successives (2009, 2010 et 2011). Dix-huit espèces caractéristiques du Nord africain sont recensées. L'espèce Ap. trapezoides, qui n'a jamais été signalée dans la littérature pour la région d'étude domine dans l'ensemble du terrain étudié, elle est présente dans tous les étages bioclimatiques sauf dans l'aride. Les étages bioclimatiques du nord (humide et sub-humide) se distinguent par les biotopes les plus riches en espèces (de 7 à 9 espèces), alors que dans l'aride seule l'espèce Ap. rosea subsiste. La présence des taxons comme Ap. monticola, Ap. tetramammalis et Ap. carochensis est probablement due à un mouvement de séparation des plaques tectoniques à partir des bords de la péninsule Ibérique, lors des derniers oligocène et miocène.

La faune de vers de terre inventoriée dans la région d'étude est caractéristique des zones arides, avec une présence limitée des espèces superficielles, et est comparable à celle du sud de la péninsule Ibérique.

Abstract

Three earthworm sampling campaigns were performed in Eastern Algeria from the coast to the desert in 2009, 2010 and 2011, revealed a poor species diversity. Eighteen North African species were identified. Ap. trapezoides that had not been previously found in the area of study, dominated in the whole area; it is present in all the sampled bioclimatic sectors except in the arid one. North bioclimatic stages (humid and sub humid) contained the richest biotopes with 7 to 9 different species of earthworms, which decreased to a single species (Ap. rosea) in the arid stage. The presence of species such as Ap. monticola, Ap. tetramammalis and Ap. carochensis could be due to the movement of the tectonic plates that separated from the edge of the Iberian Peninsula during late Oligocene and Miocene.

Earthworm fauna from the sampling area is characteristic of arid areas, with a scarce presence of surface species, and is similar to the fauna from Southern Iberian Peninsula.

Mots clés : vers de terre, biodiversité, Est algérien, étages bioclimatiques en Algérie, pédofaune.

Keywords: earthworms, biodiversity, Eastern Algerian, bioclimatic stages in Algeria, the fauna of the ground.

Abridged english version

Aim of the study

The aim of our study was to document the biogeographical distribution of earthworm species in the different bioclimatic stages that characterize the climate in Eastern Algeria.

Selection of study sites

The study was carried out in 62 stations in the east of Algeria (Fig. 1), covering different bioclimatic stages (Fig. 2) including the humid (h), the wet mountains (hm), sub-humid (sh), semi-arid (sa), lower semi-arid (sa l), the mountain climate in the semi-arid (sa m) and the sub-arid (sba) and arid (a).

Sampling was conducted over three years (2009, 2010 and 2011), usually in the months of December and January during which soils are humid and worms are active. The sampling methods were different depending on the year. Specimens were hand sorted from soil blocs sampled in the top 30 cm layer. Species identifications were carried out based on keys of Álvarez (1971), Bouché (1972) and other references specifically dealing with earthworm fauna of Northern Africa. The percentages of presence (PP), abundance (PI), weight (PB) and combined percentage of dominance (PDC) were calculated for the entire study area and for different bioclimatic stages.

Results and Discussion

Eighteen African Northern species are identified (Appendix 2).

The species *Ap. trapezoides* and *Ap. rosea* are common in all the bioclimatic stages, except in the arid where we have registered only the presence of *Ap. rosea*. Throughout the study area *Ap. trapezoides* is the most dominant species, with a dominance percentage of 50.37% (Fig. 4).

Omodeo *et al.* (2003) believe that earthworm biodiversity is low over the whole Maghreb area (Morocco, Algeria and Tunisia). They identified 33 species of which 24 taxa were collected in Algeria. Baha (1997) has identified 11 species in the Algiers area. In our work, we have identified 18 species of which 4 species were not cited in previous studies:

Ap. trapezoides, *Ap. monticola*, *Ap. tetramammalis* et *Ap. carochensis*.

It is curious and hard to explain that *Ap. trapezoides*, the most common and dominant species in our study, was not previously quoted by other authors working on Algerian lumbricid fauna. Possible explanations include identification problems in this complex group of species, recent introduction and posterior expansion, or older introduction as suggested by the large geographic distribution of the species in the range of our study. Fernández *et al.* (2012) performed a detailed study using mitochondrial and nuclear genes and considered that *Ap. carochensis*, *Ap. monticola* and *Ap. tetramammalis* were sexual forms of *Ap. trapezoides*.

The density and biomass are respectively of 6.00 ± 1.41 to 29.60 ± 11.83 individuals/m², and 0.28 ± 0.39 to 13.13 ± 7.94 g/m². These results are almost similar to those of Omodeo and Martinucci (1987) in Algerian Northern, who found earthworm densities ranging from 11 to 12.7 individuals/m² and biomass ranging from 1.25 to 3.0 g/m². Edwards & Bohlen (1996) explained that soils with low organic matter contents, usually do not support high densities of earthworms. The highest values are usually found in fertilized pastures and the lowest in acid or arid soils (Lee 1985; Lavelle 2001).

Introduction

Les vers de terre de l'Afrique du Nord sont encore mal connus. En effet, ce groupe de la faune du sol semble susciter peu d'intérêt de la part des scientifiques en Algérie. Cet espace biogéographique très diversifié sur le plan du climat, du sol et de la végétation depuis le littoral jusqu'au désert pourrait cependant révéler une grande diversité lombricienne avec certainement des espèces très adaptées à la sécheresse.

En Algérie, les travaux relatifs à la biodiversité des lombriciens restent encore insuffisants. D'une part, l'identification et la classification de ces organismes demeurent difficiles par manque de taxonomistes qualifiés (Rougerie *et al.* 2009) et, d'autre part, l'étude des vers de terre n'est pas évidente à réaliser en raison de plusieurs contraintes liées à la nature des sols et à la complexité de ces organismes (Decaëns 2010).

Les lombriciens sont généralement bien connus en Europe humide et à un moindre degré dans les pays méditerranéens de l'Europe occidentale (Bouché 1972). Cette faune est vraisemblablement similaire à celle de l'Afrique du Nord (Omodeo *et al.* 1987 ; Bouché *et al.* 2003). En effet, les deux rives de la Méditerranée ont connu un contact direct bien avant le mésozoïque et le cénozoïque (Bouillin 1986). Ainsi, il serait judicieux de s'intéresser à la biodiversité des lombriciens dans le Nord africain en tenant compte d'une part des conditions climatiques et d'autre part des relations phylogéniques avec les vers de terre de l'Europe méditerranéenne.

Des auteurs ont rapporté des données sur les vers de terre dans l'Algérois, la Kabylie et le Maghreb. Ainsi, les efforts d'Omodeo et Martinucci (1987), couvrant 83 localités réparties sur la Tunisie, l'Algérie et le Maroc, ont rajouté trois nouvelles espèces pour la science (*Octodrilus maghrebinus*, *Octodrilus kabylianus* et *Eisenia xylophila*), et ont inventorié 12 autres espèces. La collection de Baha (1997) dans la zone de la Mitidja, une plaine côtière au sud d'Alger, a révélé 11 espèces, dont *Allobophora chlorotica* nouvellement découverte en Afrique du Nord, trois autres espèces non encore inventoriées en Algérie, ainsi qu'une cinquième, *Proselodrilus doumandjii*, décrite comme nouvelle espèce par Baha et Berra (2001).

Les recherches de Qiu et Bouché (1998a) dans le Rif marocain et les banlieues de Constantine ont abouti à la découverte des lombriciens avec des affinités franco-ibériennes tels que *Helodrilus rifensis* (Qiu & Bouché 1998b). Selon Omodeo *et al.* (1987), l'ensemble des vers de terre du Maghreb fait partie du faciès méditerranéen avec quelques taxons d'origine éthiopienne tels que *Ocnodrilus africanus*, *Eiseniella neapolitana* et *Criodrilus lacuum*. Quelques espèces d'origine ibérienne sont observées au Maroc (*Allobophora moebii*, *A. molleri*, *A. borellii*). Tandis qu'en Algérie et en Tunisie, des espèces de distribution tyrrhénienne (*Hormogaster redii*, *Helodrilus festai*) ont été observées avec d'autres espèces circumméditerranéennes et centro-européennes. Ouahrani et Gheribi (2008), ont également rajouté un nouveau taxon (*Hydrilus ghaniae*) à la liste des vers de terre d'Algérie.

Cependant, aucune étude générale n'a jusqu'à présent été effectuée pour l'ensemble de l'Est algérien, ni pour un transect depuis le Nord

(littoral) jusqu'au Sud (désert). L'objectif de notre travail diffère de tous les précédents du fait qu'il est l'unique à apporter des données de distribution biogéographique liée aux étages bioclimatiques caractérisant le climat algérien. Il vise donc à décrire la faune lombricienne le long d'un gradient depuis le littoral jusqu'au désert. Selon Decaëns (2010), il est possible que les facteurs climatiques (températures et précipitations) associés aux conditions édaphiques influencent les communautés lombriciennes, et il suggère que la faune du sol répond aux gradients altitudinaux, latitudinaux ou zonaux de la même manière que les organismes non édaphiques.

Matériel et méthodes

Choix des stations d'étude

L'étude porte sur 62 stations dans l'Est algérien (figure 1) réparties sur différents étages bioclimatiques (figure 2) : humide (h), montagnard humide (hm), subhumide (sh), semi-aride (sa), semi-aride inférieur (sa I), climat montagnard dans le semi-aride (sa m) et les étages subaride et aride (a). Le fait majeur est la juxtaposition de deux ensembles très différents : l'Atlas tellien (2 305 m) au nord, et l'Atlas saharien au sud qui atteint l'altitude de 2 392 m. Ces deux grandes unités enserrent les hauts plateaux avec une altitude moyenne de 1 000 m. S'étendant de l'étage humide à l'étage aride, notre terrain d'étude couvre une gamme étendue de milieux naturels. Le passage de la partie nord bien arrosée et fertile communément appelée sylvatique (grâce à un potentiel forestier important) à la partie sud aride et pauvre se fait rapidement et l'on arrive plus vite à la steppe. Les écrans montagneux sont évidemment responsables de la rapide diminution de la pluviométrie vers l'intérieur : plus de 900 mm/an sur le domaine humide, inférieure à 350 mm/an dans le semi-aride et moins de 100 mm/an dans l'aride (Côte 1998).

Plan d'échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé sur trois années (2009, 2010 et 2011), le plus souvent dans les mois de décembre et janvier durant lesquels les sols sont bien humides et les vers sont actifs. Les méthodes de prélèvement sont

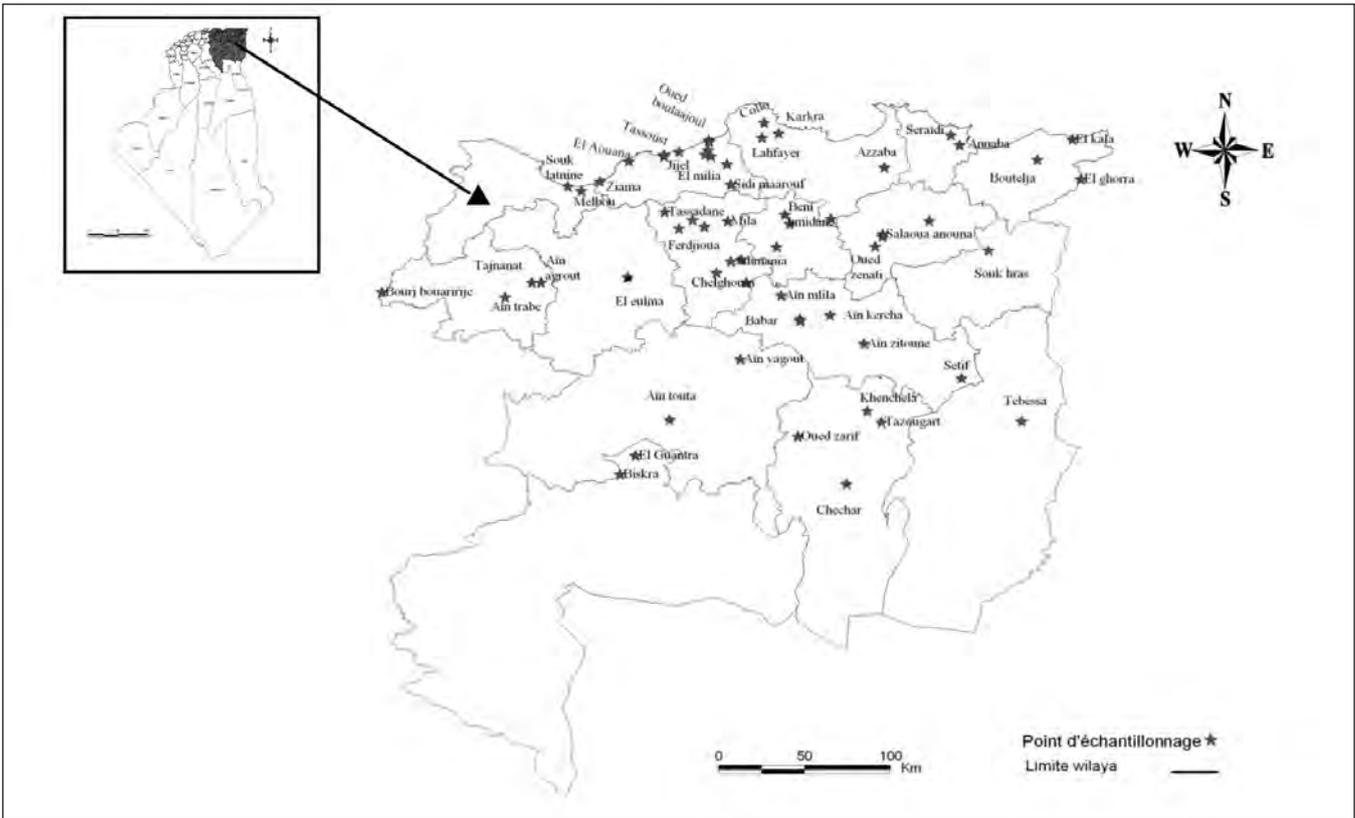


Figure 1 – Situation géographique de la région d'étude et les différentes stations d'échantillonnage.
 Figure 1 – Location of study area and sampling stations.

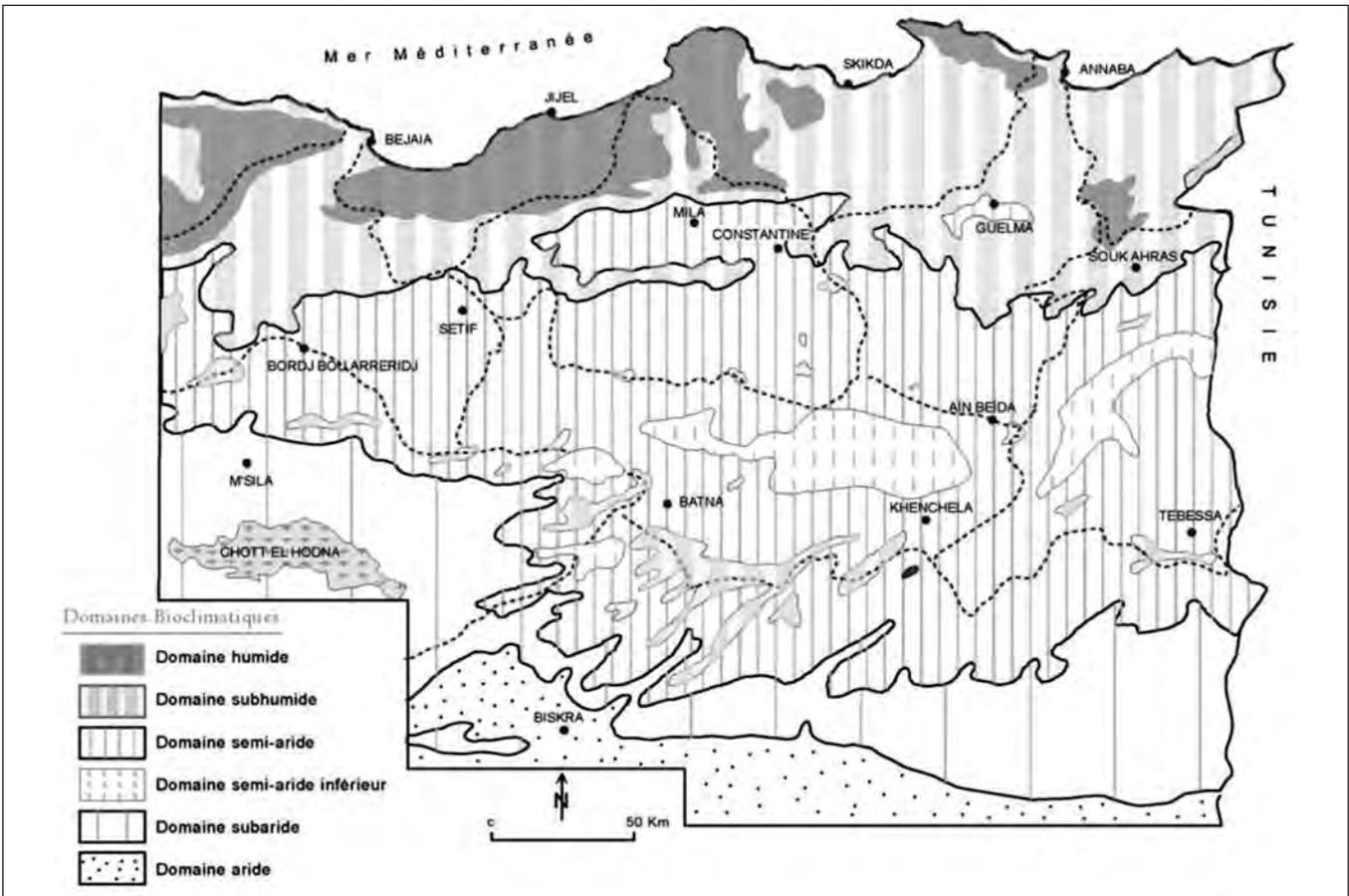


Figure 2 – Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien (Côte 1998).
 Figure 2 – Simplified map of bioclimatic sectors of eastern Algeria (Côte 1998).

différentes dans les trois années. Dans la première, nous avons utilisé la méthode de Bouché (1972), en effectuant deux prélèvements par tri manuel tous les 30 à 50 km. Le procédé d'échantillonnage s'est effectué sur un volume de 25 x 25 x 25 cm³, 37 stations ont été échantillonnées dans l'Est algérien (Mb, Sln, Zm, Aw, Jj, Ts, Em, Ml, At, Cn, Co, Kr, Az, An, Bt, Ek, Bba, Aag, Atr, St, Eu, Chg, Tj, Os, TL, Am, Ayg, Ms, Att, Gun, Bsk, Ozn, San, Reg, Gu, Tb, Sh ; voir annexe 1). Nous avons réalisé deux répétitions par station soit : 37 stations x 2 répétitions = 74 relevés.

Dans la deuxième année, nous avons adopté la méthode préconisée par l'université de Rennes (Cluzeau *et al.* 1999) qui consiste à prélever trois blocs de sol de 25 x 25 x 25 cm³ dans une zone d'un même carré, et de les trier manuellement pour récolter les vers de terre. Ici, nous avons choisi un axe allant de l'étage bioclimatique humide (Jijel) jusqu'à l'étage aride (Biskra), soit 21 stations touchant les différents étages climatiques dans l'Est algérien (Ts, Kn, Bb, Obo, Ans, Em, Sm, Ml, Ath, Rj, Rc, Os, Ak, Am, Af, Az, Kh, Ozr, Ch, Tb, Bsk ; annexe 1). Dans chacune, trois sous-stations plus ou moins distantes sont choisies sous des conditions homogènes (caractéristiques des sols identiques et même type de végétation). Nous avons ainsi prospecté 21 stations x 3 sous-stations x 3 répétitions = 189 relevés.

Dans la troisième année et dans le but de chercher une méthode d'échantillonnage plus adéquate pour l'étude de la diversité des lombriciens dans un milieu exposé à la sécheresse tel que l'Algérie, nous avons multiplié les points d'échantillonnage, en prélevant 3 fois sur des superficies de 1 x 1 m². Les stations étudiées sont : Ji, Ts, Kn, Bb, Ok, Blg, Obo, Ans, Em, Sm, Ml, Tsd, Rj, Rc, Fr, Ath, Bh, Chg, Di, Os, Cn, Az, Co, Kr, Oh, Lh, An, Sr, Bt, Ek, Eg, Ozn, Gu, TL, Af, Ak, Am, Azt, Taz, Bab, Tb, Kh, Ch, Gun, Bsk (annexe 1). Soit 45 stations x 3 répétitions = 135 relevés.

Travaux de terrain et de laboratoire

Les lombriciens collectés sont triés sur place selon leur stade de maturité et sont conservés soit dans le formol à 4 % soit dans l'éthanol à 96 %. La détermination des espèces s'est effectuée au laboratoire de zoologie du sol à Madrid en se basant sur les clés d'Álvarez (1971) et Bouché (1972), et les travaux spécifiques du nord de l'Afrique. Une partie du

matériel est déposée comme collection au laboratoire de biologie et environnement de l'université Mentouri Constantine, et le reste à la criocollection du Département de zoologie et anthropologie de l'université Complutense de Madrid. Ce matériel est fixé dans l'éthanol et conservé à -25 °C pour des études ultérieures en utilisant des marqueurs moléculaires.

Les résultats sont exprimés en pourcentages de présence (PP), d'abondance (PI) et de biomasse (PB), indiquant trois aspects différents de dominance. Pour définir quelles sont les espèces dominantes, nous avons utilisé le pourcentage de dominance combinée dont l'expression est : $PDC = [(PPA + PIA + PBA)]/3$ (Jesús *et al.* 1981) (avec PP = le rapport exprimé en pourcentage entre les stations contenant une espèce donnée et l'ensemble des stations ; PI = le rapport exprimé en pourcentage entre le nombre d'individus d'une espèce donnée et le nombre total des individus de tous les relevés ; PB = le rapport exprimé en pourcentage entre le poids de tous les individus d'une espèce donnée et le poids total des individus de tous les relevés).

Ces pourcentages sont calculés pour l'ensemble de la zone étudiée ainsi que pour les différents étages bioclimatiques. Les coordonnées des stations d'échantillonnage, les données et les résultats sont récapitulés dans les deux annexes 1 et 2.

Résultats

Biodiversité et dominance des espèces à travers les étages bioclimatiques

Dix-huit espèces sont recensées dans cette étude (annexe 2). Les noms et abréviations utilisés sont ceux de Blakemore (2007), les espèces *Ap. tetramammalis*, *Ap. carochensis* et *Ap. monticola* sont placées dans le genre *Aporrectodea* selon Fernández *et al.* (2012) et le taxon *A. molleri* dans le genre *Allolobophora* d'après Qiu et Bouché (1998 b).

L'espèce *Ap. trapezoides* domine dans les étages bioclimatiques humide (PDC = 61,22), humide montagnard (PDC = 46,54), subhumide (PDC = 45,05), subaride (45,05) et subaride inférieur (PDC = 46,34) (figure 3). Dans le semi-aride, c'est *A. molleri* qui est la plus fréquente, elle se localise préférentiellement

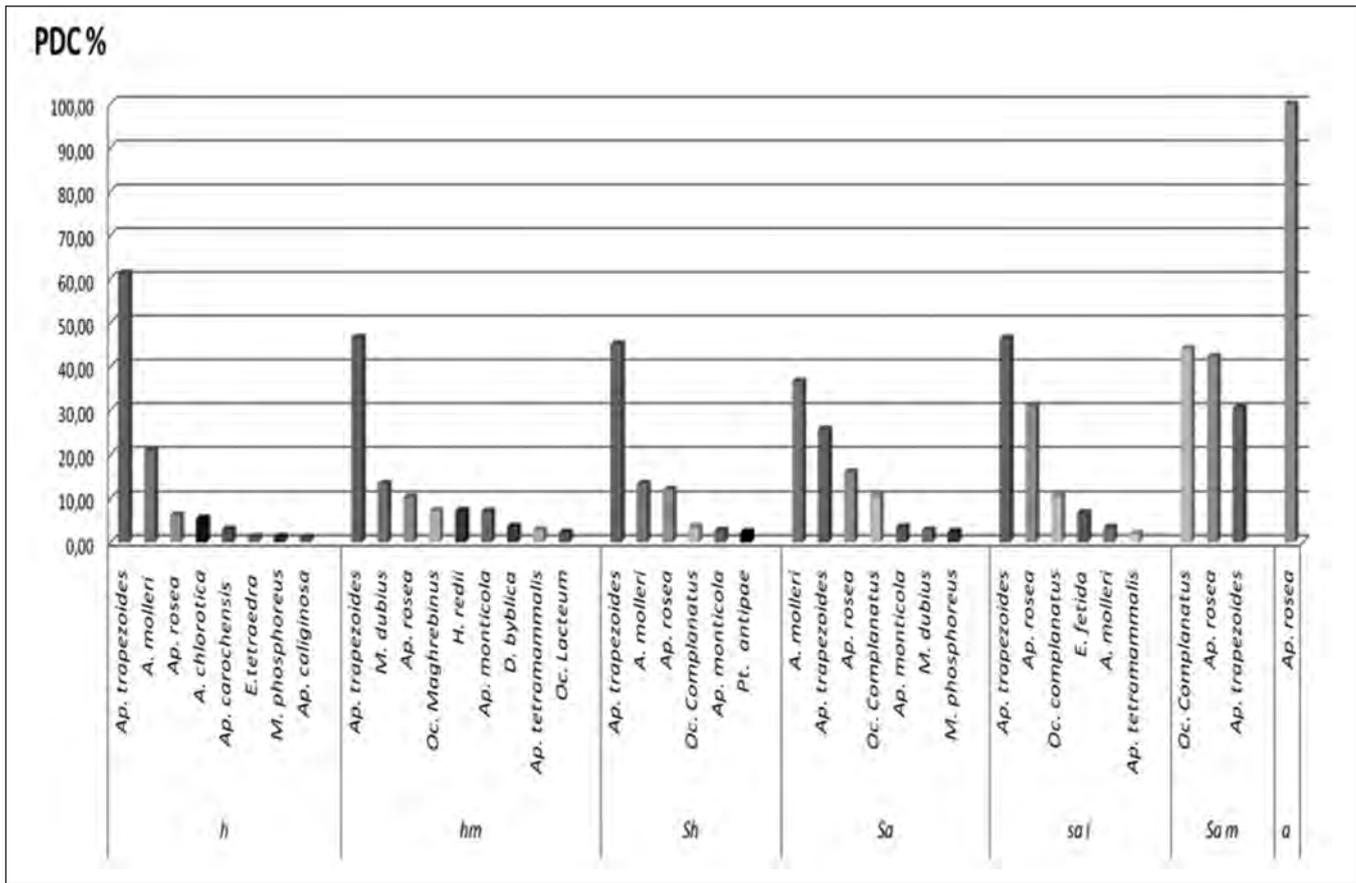


Figure 3 – Pourcentages de dominance combinés (PDC) des espèces lombriciennes dans les différents étages bioclimatiques.
 Figure 3 – Combined dominance percentages of each earthworm species in the different bioclimatic sectors of the study area.

dans les prairies humides. Dans le montagnard semi-aride domine l'espèce *Oc. complanatus*. Quant à *Ap. rosea*, elle est la seule observée dans l'étage bioclimatique aride.

À l'échelle de toute la zone étudiée domine l'espèce *Ap. trapezoides*, avec un pourcentage de dominance égal à 50,37 %, suivie par *A. molleri* avec un pourcentage de 15,27 % et *Ap. rosea* en troisième position avec un PDC de 14,75 %. Les pourcentages des autres taxons rencontrés dans la zone d'étude sont plus faibles (figure 4).

Sur l'ensemble des dix-huit espèces inventoriées, les endogées représentent 55,55 % (*Ap. rosea*, *A. molleri*, *M. dubius*, *M. phosphoreus*, *Ap. monticola*, *Oc. maghrebinus*, *H. redii*, *Pt. antipae*, *Oc. lacteum* et *Ap. caliginosa*), les épigées 16,66 % (*E. fetida*, *D. byblica* et *Ei. tetraedra*), les anéciques 27,77 % (*Oc. complanatus*, *Ap. tetramammalis*, *Ap. carochensis*, *A. chlorotica* et *Ap. trapezoides* qui varient beaucoup selon la souche).

Démoécologie et secteurs bioclimatiques

Les valeurs de la densité varient de $17,91 \pm 9,39$ à $29,6 \pm 11,83$ individus/m² dans le secteur nord (sh, h et hm) où la pluviométrie est de 800 à plus de 1 000 mm/an (figure 5). La moyenne est de $13,10 \pm 4,41$ individus/m² dans l'étage subaride où les précipitations sont de l'ordre de 400-600 mm/an. Dans l'étage semi-aride où la tranche pluviométrique est inférieure à 400 mm/an, la densité est de $9,93 \pm 5,94$ individus/m². Toutefois, elle est plus ou moins élevée dans le secteur montagnard du semi-aride avec une moyenne de 15 individus/m². Pour l'étage aride où la pluviométrie est inférieure à 100 mm/an, la densité est très faible, elle est de l'ordre de 6 individus/m² dans les stations propices pour le développement des lombriciens telles que les palmeraies.

La biomasse moyenne varie de $6,49 \pm 4,58$ à $13,13 \pm 7,94$ g/m² dans le secteur nord, de $5,91 \pm 4,17$ g/m² dans la zone subaride, de

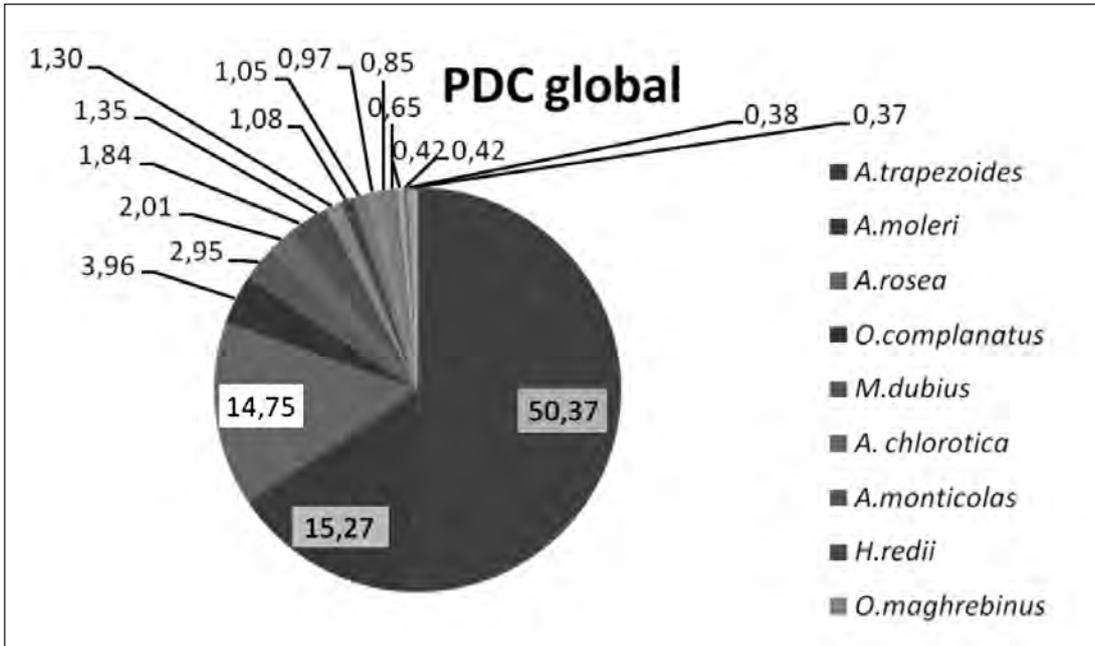


Figure 4 – Pourcentages de dominance combinés à l'échelle de toute la zone étudiée.
 Figure 4 – Combined dominance percentages of each earthworm species at the scale of the whole study area.

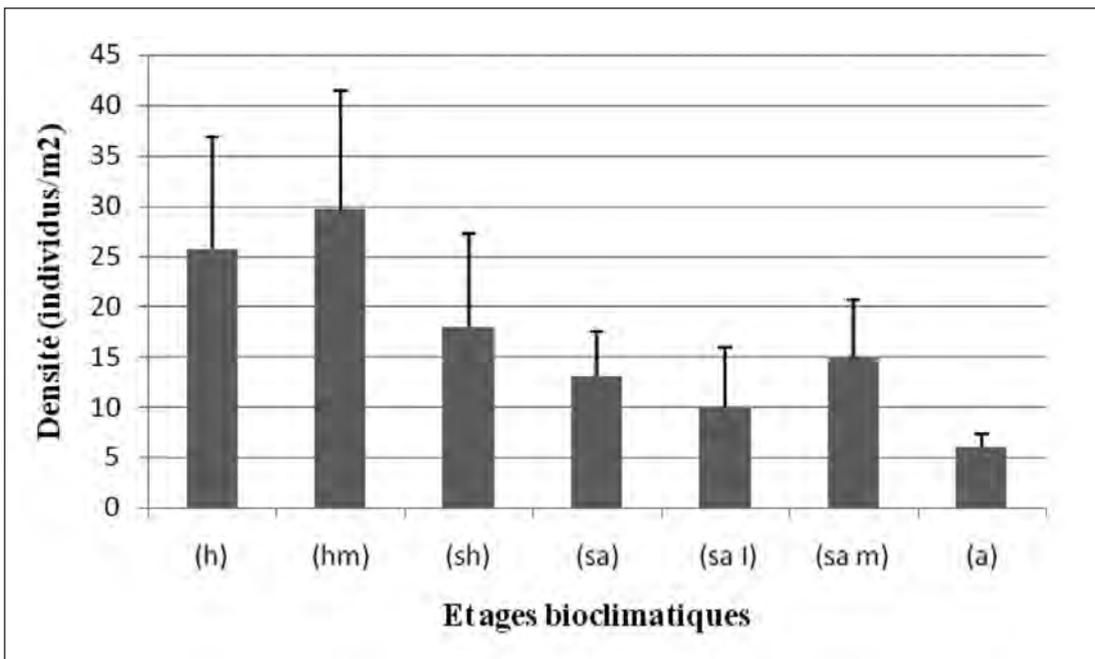


Figure 5 – Les moyennes de la densité des lombriciens dans les différents étages bioclimatiques dans l'Est algérien.

Figure 5 – Average earthworm density in the different bioclimatic stages in Eastern Algeria.

1,82 ± 2,49 g/m² dans le semi-aride et de 7,99 ± 8,45 g/m² dans les montagnes du semi-aride où les stations semblent favorables à l'activité des vers de terre. La moyenne de la

biomasse dans l'étage aride est par contre plus faible, de l'ordre de 0,28 ± 0,39 g/m² (figure 6).

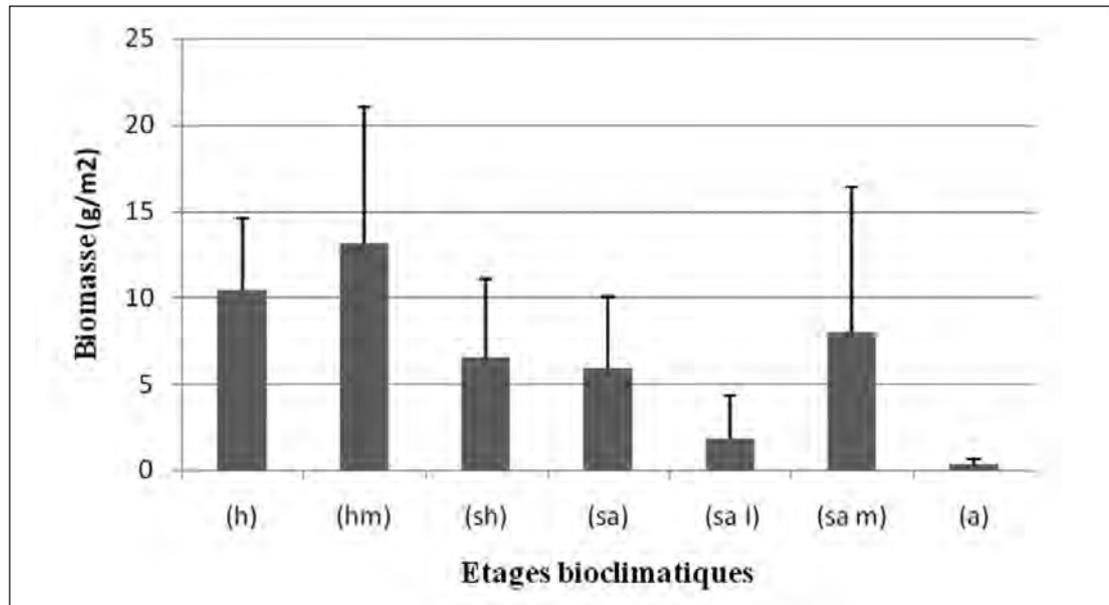


Figure 6 – Les moyennes de la biomasse des lombriciens dans les différents étages bioclimatiques dans l’Est algérien.

Figure 6 – Averages earthworm biomass in the different bioclimatic stages in Eastern Algeria.

Discussion

En Algérie, le climat habituellement sec n’est pas très favorable au développement et à la dispersion des vers de terre. Lavelle (1983) signale l’augmentation dans la complexité écologique des communautés lombriciennes depuis les latitudes tempérées jusqu’à l’équateur. Ceci semble vrai pour l’Europe et les tropiques, mais en Afrique du Nord, la situation est différente car le climat sec contraint fortement l’assemblage de ces communautés. Dans les stations du désert, les vers de terre sont souvent absents, avec une présence exceptionnelle dans les oasis.

D’une manière générale, la faune de l’Est algérien, dominée par l’espèce *Ap. trapezoides*, est une version réduite de la faune du Sud ibérien, particulièrement celle du Sud de l’Andalousie et du Portugal (Trigo *et al.* 1988 ; Díaz Cosín *et al.* 1992 ; et Rodríguez *et al.* 1997), avec quelques formes endémiques, et quelques espèces circumméditerranéennes et tyrrhéniennes telles que *H. redii*. La présence de cette dernière en Algérie et en Tunisie révèle l’existence d’une relation entre la Corse-Sardaigne-Sicile-Italie et le Nord africain (Bouché *et al.* 2003 ; Omodeo 2003). L’utilisation d’approches moléculaires dans de futures études permettra d’apporter de nouveaux éléments de compréhension sur l’histoire biogéographique de ces faunes et les liaisons historiques qui les ont liées.

Selon Decaëns (2010), la biodiversité des invertébrés du sol diminue avec l’altitude, ce qui est également le cas pour les vers de terre comme signalé par Bouché (1972) et Mato *et al.* (1984). Toutefois, nos résultats montrent que l’altitude n’est pas un facteur déterminant. Ainsi, nous avons déterminé neuf espèces dans les montagnes de l’étage bioclimatique humide et seulement trois dans les montagnes du semi-aride.

Omodeo *et al.* (2003) estiment que la biodiversité est faible sur l’ensemble du territoire maghrébin (Maroc, Algérie et Tunisie), où ils n’ont signalé que 33 espèces, dont 24 taxons se trouvant en Algérie. Dans le transect que nous avons étudié, nous avons déterminé 18 espèces, dont 10 uniquement avaient déjà été répertoriées pour l’Algérie (Omodeo *et al.* 2003). Baha (1997) a recensé 11 espèces dans le secteur algérois. Ouahrani (2003) a déterminé 11 espèces dans le Constantinois. Dans notre cas, 4 espèces ne figurent pas dans la liste de ces auteurs : *Ap. trapezoides*, *Ap. monticola*, *Ap. tetramammalis* et *Ap. carochensis*.

Le fait que *Ap. trapezoides*, l’espèce la plus commune et la plus dominante dans notre étude, n’ait pas été citée dans les études précédentes effectuées dans le Maghreb est un résultat surprenant et difficile à expliquer. Bien que Khalaf (1965) l’ait signalée dans les oasis en Égypte, le fait qu’elle n’ait pas été détectée dans les études passées en Algérie reste énigmatique. S’agit-il d’une confusion

taxonomique avec *Ap. caliginosa*, d'une introduction récente avec expansion postérieure ou d'une introduction plus ancienne comme suggère son ample distribution ? Dans notre étude, elle est observée dans tous les étages bioclimatiques sauf dans l'aride. Il s'agit d'une espèce fréquente dans la zone méditerranéenne, qui domine conjointement à d'autres espèces lombriciennes dans de nombreuses localités de l'Espagne par exemple. Habituellement, du point de vue sexuel, elle est représentée par des formes parthénogénétiques, pourtant nous avons trouvé quelques individus pouvant être sexuels dans ces populations, dont l'étude est en cours par l'équipe de Madrid.

Dans une étude détaillée en utilisant des gènes mitochondriaux et nucléiques sur les vers de terre en Espagne, Fernández *et al.* (2012) suggèrent que les trois espèces *Ap. carochensis*, *Ap. monticola* et *Ap. tetrammalis* décrites par Pérez et Rodríguez (2002) sont des formes sexuelles de *Ap. trapezoides*. La présence de ces trois espèces dans l'Est algérien peut être due à une introduction récente mais aussi aux événements géologiques tels que la formation de la Kabylie par la séparation de deux microplaques à partir des bordures de la péninsule Ibérique (Andeweg 2002 ; Magri *et al.* 2007). Il se pourrait aussi que l'arrivée de l'espèce *A. molleri* en Afrique du Nord soit liée à la géodynamique et au mouvement des plaques Rif-Bétique (Omodeo & Rota 2008).

La température et l'humidité du sol sont les facteurs clés qui régulent l'abondance et l'activité des vers de terre en milieu naturel (Satchell 1967 ; Hartensein & Amico 1983 ; Sims & Gerard 1999) et les populations lombriciennes répondent relativement rapidement à des variations de ces facteurs du milieu. Dans notre terrain d'étude, l'estimation de la densité et celle de la biomasse sont respectivement de $6,00 \pm 1,41$ à $29,60 \pm 11,83$ ind./m² et $0,28 \pm 0,39$ à $13,13 \pm 7,94$ g/m². Ces résultats se rapprochent de ceux d'Omodeo et Martinucci (1987) qui ont observé dans le Nord algérien des densités de vers de terre comprises entre 11 et 12,7 ind./m² et des biomasses de 1,25 à 3,0 g/m². Ouahrani (2003) a trouvé des valeurs beaucoup plus élevées, de 188 g/m² et 256 vers/m² dans les sols du bord de l'oued Rhumel (Constantine). Selon Bouché (1975), la densité des vers de terre dans les sols français (où le climat est plus humide par rapport à celui de l'Algérie) est souvent dans la gamme de 100 à 150 ind./m² avec une

biomasse moyenne allant jusqu'à 110 g/m², mais des chiffres plus élevés peuvent également être observés, de l'ordre de 2 000 ind./m² dans les pâturages des régions tempérées en Nouvelle-Zélande, ou bien dans les vergers irrigués en Australie, où la biomasse varie généralement de 30 à 100 g/m². En outre, les lombriciens sont adaptés au type de sol et au pH de celui-ci. Edwards et Bohlen (1996) expliquent que les sols pauvres en matière organique ne supportent généralement pas de grandes densités de vers de terre. Les valeurs les plus élevées se trouvent dans les pâturages fertilisés et les plus basses dans les sols acides ou arides (Lee 1985 ; Lavelle 2001).

Concernant les catégories écologiques des lombriciens, il est important de remarquer que notre zone d'étude est riche en espèces appartenant au groupe des anéciques, qui sont considérés comme des lombriciens laboureurs par excellence. Ainsi, la plupart des espèces présentes sont capables d'occuper les couches profondes du sol où elles peuvent probablement développer des mécanismes de résistance à la sécheresse tels que l'estivation ou la diapause.

Conclusion

Il découle de cette étude préliminaire un dénombrement de dix-huit espèces. Les taxons *Ap. trapezoides* et *Ap. rosea* sont communs dans tous les étages bioclimatiques, sauf dans l'aride où nous avons noté que la présence d'*Ap. rosea* à l'échelle de toute la zone étudiée domine l'espèce *Ap. trapezoides* (PDC = 50,37 %), *A. molleri* (PDC = 15,27 %) et *Ap. rosea* (PDC = 14,75 %). Les pourcentages des autres taxons rencontrés dans la zone d'étude sont plus faibles.

Le fait que *Ap. trapezoides*, l'espèce la plus commune et la plus dominante dans notre étude, n'ait pas été citée dans les études précédentes effectuées dans le Maghreb et en Algérie est un résultat surprenant et difficile à expliquer. S'agit-il d'une confusion taxonomique avec *Ap. caliginosa*, d'une introduction récente avec expansion postérieure ou d'une introduction plus ancienne comme suggère son ample distribution ?

Remerciements

Nous remercions l'équipe du Département de zoologie et anthropologie de l'université de Madrid ainsi que l'équipe de l'université de Rennes pour l'appui et la coopération dans l'accomplissement de ce travail.

Références

- Álvarez J., 1971. Oligoquetosterrícolasibéricos. Megascolécidos y Glososcolécidos. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Biol.* 69 : 97-114.
- Andeweg B., 2002. *Cenozoic tectonic evolution of the Iberian Peninsula, causes and effects of changing stress field*. Ph.D. Thesis, Vrije Universiteit Amsterdam, 178 p.
- Baha M., 1997. The earthworm fauna of Mitidja, Algeria. *Trop. Zool.* 10: 247-254.
- Baha M. & Berra S., 2001. *Proselodrilus doumandjii* n. sp., a new lumbricid from Algeria. *Trop. Zool.* 14: 87-93.
- Blakemore R.J., 2007. A Series of Searchable Texts on Earthworm Biodiversity, Ecology and Systematics from Various Regions of the World – 2nd Edition Supplement. In: Kaneko N. & Ito M.T. (eds), *COE Soil Ecology*. Research Group, Yokohama National University, Japan.
- Bouché M.B., 1972. *Lombriciens de France, Écologie et systématique*. Institut national de la recherche agronomique, Paris, 671 p.
- Bouché M.B., 1975. La reproduction de *Spermophorodrilus albanianus* nov. gen., nov. sp. (Lumbricidae), explique-t-elle la fonction des spermatophores ? *Zoologische Jahrbücher Abteilung für Systematik* 102: 1-11.
- Bouché M.B., 2003. Vers de terre, de Darwin à nos jours. Un révélateur heuristique. Académie des Sciences et lettres de Montpellier. Séance du 2 juin 2003, Conférence n° 3826. Montpellier, France.
- Bouillin J. P., 1986. Le bassin maghrébin : une ancienne limite entre l'Europe et l'Afrique à l'ouest des Alpes. *Bull. Soc. Géol. France*, 8^e sér. 2 : 547-548.
- Cluzeau D., Cannavacciuolo M., Péres G., 1999. Indicateurs microbiologiques des sols : les lombriciens – Méthode d'échantillonnage dans les agrosystèmes en zone tempérée. In: 12^e Colloque viticole et œnologique, Irv (éd.), Paris : 25-35.
- Côte M., 1998. Les étages bioclimatiques des régions de l'Est algérien. *Revue Rhumel*, IST, univ. Constantine 6 : 57-71.
- Decaëns T., 2010. Macro ecological patterns in soil communities. *Global Ecol. Biogeogr.* 19, 3: 287-302.
- Díaz Cosín D.J., Trigo D. & Mascato R., 1992. Earthworms of Iberian Peninsula. Species list and some biogeographical considerations. *Soil. Biol. Biochem.* 24: 1351-1356.
- Edwards C.A. & Bohlen, P. J., 1996. *Biology and Ecology of Earthworms* (3rd ed). Chapman & Hall, London, 426 p.
- Fernández R., Almodóvar A., Novo M., Simancas B. & Díaz Cosín D.J., 2012. Adding complexity to the complex: new insights into the phylogeny, diversification and origin of parthenogenesis in the *Aporrectodea caliginosa* species complex (Oligochaeta, Lumbricidae). *Mol. Phyl. Evol.*, DOI: 10.1016/j.ympev. 2012.04.011.
- Hartensein R. & Amico L., 1983. Production and carrying capacity for the earthworm *Lumbricus terrestris* in culture. *Soil Biol. Biochem.* 15: 51-54.
- Jesús J.B., Moreno A.G. & Díaz Cosín D.J., 1981. Lombrices de tierra de la Vega de Aranjuez (España). I. Asociaciones. *Rev. Écol. Biol. Sol.* 18 (4): 507-519.
- Khalaf A.E.D. & Samir I.G., 1965. Temperature relations of three Egyptian oligochaet species. *Oikos*. 16: 9-15.
- Khalaf A.E.D. & Samir I.G., 1965. Population density and biomass of earthworms in different types of Egyptian soils. *J. Appl. Ecol.* 2: 271-209.
- Lavelle P., 1983. The structure of earthworm communities. In: Satchell J.E. (ed.), *Earthworm Ecology. From Darwin to Vermiculture*. Chapman and Hall, London: 449-466.
- Lavelle P. & Alister V., 2001. *Soil Ecology. Spain*. Kluwer Academic Publishers. 101 Philip Drive, Norwell, MA 02061, Hardback, 684 p.
- Magri D., Fineschi S., Bellarosa R., Buonamici A., Sebastiani F., Schirone B., Simeone M.C. & Vendramin G.G., 2007. The distribution of *Quercus suber* chloroplast haplotypes matches the palaeogeographical history of the western Mediterranean. *Mol. Ecol.* 16: 5259-5266.
- Mato S., Díaz Cosín D.J. & Calvín E.B., 1984. Lombrices de tierra del Bosque de los Cabaniños (Sierra de los Ancares, Lugo). *Rev. Ecol. Biol. sol* 21(1): 65-76.
- Omodeo P. & Martinucci G.B., 1987. Earthworms of Maghreb. On earthworms. In: A.M. Bonvicini Paglia I. & P. Omodeo (eds), *Selected Symposia and Monographs U.Z.I.*, 2, Mucchi, Modena : 235-250.
- Omodeo P., Rota E. & Baha M., 2003. The megadrile fauna (Annelida: Oligochaeta) of Maghreb: a biogeographical and ecological characterization. *Pedobiologia* 47: 458-465.
- Omodeo P. & Rota E., 2008. Earthworm diversity and land evolution in three Mediterranean districts. *Proc. Calif. Acad. Sci., Fourth Series* 59 (I, N. 5): 65-83.
- Ouahrani G., 2003. *Lombrotechniques appliquées aux évaluations et aux solutions environnementales*. Thèse de doctorat d'État. Université Mentouri, 230 p.
- Ouahrani G. & Gheribi-Aoulmi Z., 2007. Settlement of the Lumbricidae in the semi-arid region of Constantine (eastern Algeria). 3^e Intern Oligochaeta taxonom. The Environnement service of the Ministry of Agriculture. Advances in Earthworm Taxonomy II. (Annelida: Oligochaeta). Proceedings of the international Oligochaeta Taxonomy Meeting (3^{ed} IOTM). Platres, Cytrus, April 2nd to 6th 2007. Ed, Terry Connelly. 173 p.
- Ouahrani G. & Gheribi-Aoulmi Z., 2007. Apport des lombriciens à l'estimation des éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols bordant l'oued Rhumel (Constantine). *Ecologia Mediterranea* 33 : 73-84.
- Pérez Onteniente A. & Rodríguez Babío C., 2002. Three new species of earthworm (Annelida: Oligochaeta: Lumbricidae), from the Valencian Community, Spain. *J. Nat. Hist.* 36: 515-530.

- Qiu J.P. & Bouché M.B., 1998 a. L'interprétation des caractéristiques lombriciennes. *Documents pédozoologiques et intégrologiques* 3 : 119-178.
- Qiu J.P. & Bouché M.B., 1998 b. Révision des taxons supraspécifiques de Lumbricoidea. *Documents pédozoologiques et intégrologiques* 3 : 179-216.
- Rodríguez T., Trigo D. & Díaz Cosín D.J., 1997. Biogeographical zonation of the western Iberian peninsula on the basis of the distribution of earthworm species. *J. Biogeography* 24: 893-901.
- Rougerie R., Decaëns T., Deharveng L., Porco D., James S.W., Chang C.-H., Richard B., Potapov M., Suhardjono Y. & Hebert P.D.N., 2009. DNA barcodes for soil animal taxonomy. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 44: 789-801.
- Satchell J.E., 1967. Lumbricidae. In: A. Burges & F. Raw (eds), *Soil Biology*. Academic Press, London.
- Satyendra M. Singh., Om Prakash., Geeta R. Gangwar & Rachna, 2009. *Species richness and density of earthworms in western Uttar Pradesh, India (Oligochaeta: Megascolecidae, Octochaetidae)*. Advances in earthworm Taxonomy IV (Annelida: Oligochaeta). Proceedings of the 4th international Oligochaeta Taxonomy Meeting Diyarbakir, 20-24: 133-139.
- Sims R.W. & Gerard B.M., 1999. *Earthworms: Notes for the Identification of British Species, Synopses of the British Fauna (New Series) No. 31 (Revised)*. London, Linnean Society.
- Trigo D., 1987. *Lombrices de tierra de Portugal*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Santiago, 427 p.
- Trigo D., Mascato R., Mato S. & Díaz Cosín D.J., 1988. Biogeographical divisions of continental Portugal as regards earthworm fauna. *Boll. Zool.* 55: 85-92.

Annexe 1 – Coordonnées géographiques et altitude des stations d'échantillonnage.

Appendix 1 – Coordinates and elevation of the sampling stations.

	Station	Code	Altitude (m)	Latitude N	Longitude E	Année	Année	Année
						2009	2010	2011
S1	Melbou	Mb	30	36° 37' 7.89"	005° 20' 29.3"	X		
S2	Souk latme	Sln	22	36° 38' 31.8"	005° 15' 28.3"	X		
S3	Ziama	Zm	10	36° 39' 60.3"	005° 27' 38.5"	X		
S4	El Aouana	Aw	6	36° 46' 35.0"	005° 37' 83.5"	X		
S5	Jijel	Ji	17	36°48'05.22"	005°51'42.90"	X		X
S6	Tassoust	Ts	23	36°48'36.70"	005°51'42.90"	X	X	X
S7	El kannar	Kn	16	36°49'36.71"	005°57'16.13"		X	X
S8	Beni belaïd	Bb	8	36°53'27.11"	006°08'39.17"		X	X
S9	Oued Kebir	Ok	97	36°50'08.97"	006°08'19.35"			X
S10	Belghimouz	Blg	47	36°48'47.81"	006°07'10.81"			X
S11	Oued boulaajoul	Obo	42	36°52'56.05"	006°08'37.72"		X	X
S12	El Ansar	Ans	12	36°48'11.81"	006°09'27.74"		X	X
S13	El milia	Em	106	36°45'41.06"	006°15'27.10"	X	X	X
S14	Sidi maarouf	Sm	71	36°39'09.93"	006°16'50.44"		X	X
S15	Mifa	Ml	426	36°27'22.03"	006°15'47.40"	X	X	X
S16	Tassadane	Tsd	581	36°30'18.69"	005°52'01.40"			X
S17	Redjas	Rj	346	36°25'28.88"	006°06'59.56"		X	X
S18	Rouached	Re	517	36°27'42.18"	006°02'29.51"		X	X
S19	Ferdjioua	Fr	571	36°24'53.11"	005°57'23.42"			X
S20	Athmania	Ath	757	36°14'21.97"	006°16'50.62"	X	X	X
S21	Beni hmidane	Bh	517	36°29'21.72"	006°37'12.99"			X
S22	Aïn trabe	Atr	997	36°02'47.42"	004°51'55.17"	X		
S23	Bourjbourarirje	Bba	995	36° 04' 31.0"	004° 5' 32.9"	X		
S24	Aïnagrouit	Aag	913	36° 7'36.11"	005° 5' 23.5"	X		
S25	El eulma	Eu	950	36° 09' 18.1"	005° 37' 59.6"	X		
S26	Seïf	St	882	35°36'34.0"	007°43'53.4"	X		
S27	Souk hras	Sh	900	36°17'52.4"	007°53'53.14"	X		
S28	Tajnanat	Tj	828	36°07'29.3"	005°01'58.0"	X		
S29	Chelghoum	Chg	749	36°10'40.16"	006°11'32.88"	X		X
S30	Didouche	Di	745	36°26'28.64"	006°38'59.12"			X
S31	Oued seguane	Os	783	36 14' 54.0"	006° 20' 49.2"	X	X	X
S32	Constantine	Cn	819	36°18'54.58"	006°34'12.61"	X		X
S33	Azzaba	Az	38	36°44'39.2"	007°14'45.5"	X		X

S34	Collo	Co	587	36°59'03.23''	006°29'27.55''	X		X
S35	Karkra	Kr	25	36°55'34.60''	006°35'00.37''	X		X
S36	Ouledhbaba	Oh	722	36°28'06.19''	006°54'40.71''			X
S37	Lahfayer	Lh	135	36°54'06.34''	006°28'42.62''			X
S38	Annaba	An	4	36°51'52.3''	007°43'03.2''	X		X
S39	Seraïdi	Sr	729	36°55'05.58''	007°39'47.60''			X
S40	Boutelja	Bt	28	36°47'06.3''	008°12'20.4''	X		X
S41	El kala	Ek	76	36°53'36.9''	008°25'32.32''	X		X
S42	El ghorra	Eg	734	36°40'52.36''	008°28'35.97''			X
S43	Oued zenati	Ozn	669	36°19'006''	007°11'13.2''	X		X
S44	Salaouanouna	San	722	36°23'04.4''	007°14'09.1''	X		
S45	Ras El agba	Rég	798	36°22'19.8''	007°13'57.8''	X		
S46	Guelma	Gu	177	36°27'28.7''	007°31'30.7''	X		X
S47	Aïnfakroune	Af	1031	35°56'57.54''	006°54'21.33''		X	X
S48	Aïnkercha	Ak	831	35°55'45.95''	006°42'56.36''		X	X
S49	Aïnmlila	Am	763	36°03'16.26''	006°35'51.88''	X	X	X
S50	Aïnzitoune	Azl	850	35°47'43.02''	007°06'57.97''		X	X
S51	Tazougart	Taz	1114	35°22'29.54''	007°13'33.43''			X
S52	Babar	Bab	1065	35°55'05.58''	006°42'56.36''			X
S53	Tebessa	Tb	994	35°22'44.59''	008°06'18.62''	X	X	X
S54	Telaghma	TL	735	36°07'36.01''	006°22'43.20''	X		X
S55	Aïnyagouf	Ayg	830	35°42'47.9''	006°20'26.3''	X		
S56	Maskana	Ms	/	35°47'38.9''	006°29'59.71''	X		
S57	Aïntouta	Att	914	35° 23' 12.16''	005° 53' 48.94''	X		
S58	Khenchela	Kh	1162	35°25'59.35''N	007°08'17.14''E		X	X
S59	Oued zarif	Ozr	1239	35°17'45.64''N	006°42'12.51''E		X	
S60	Chechar	Ch	1153	35°02'34.33''N	007°00'28.67''E		X	X
S61	El Guantra	Gun	476	35°11'38.0''	005°40'59.3''	X		X
S62	Biskra	Bsk	321	35°05'36.8''	005°35'10.1''	X	X	X

Annexe 2 – Liste des espèces lombriciennes collectées dans l'Est algérien. La catégorie écologique, les localités de présence, les types d'habitat ainsi que les étages bioclimatiques et pourcentages de dominance sont précisés pour chacune d'entre elles.

Appendix 2 – List of the earthworm species collected in Eastern Algeria. For each of them, the ecological category, the presence locality, the habitats, the bioclimatic sector and dominance percentage are specified.

Famille	Espèce	Catégorie écologique	Stations d'échantillonnage	Type d'habitat	Etage Bioclimatique	PP	PI	PB
<i>Lumbricidae</i>	1) <i>Aporrectodea trapezoides</i> (Dugès, 1828)	Anécicque (très variable selon souches)	Bh, Ok, Blg, Obo, Bh, Em, Kn, Ts, Ans, Az, Mb, Slt, Zm, Aw, Eg, Kr, Oh, Sr, Lh, Ml, Rj, Di, Ath, Fr, Sm, Tsd, Gu, Os, Ozn, San, Af, Taz, Tb, TL, Ayg, Att, Bba, Ms, Sh, Tj, Ozr, Ch, Gun, Bsk.	Prairies, forêts de chêne et cèdre; champs et serres de culture	h, hm, sh, sa, sa l, sa m	40,91	57,68	52,52
	2) <i>Aporrectodea rosea</i> (Savigny, 1826)	Endogée	Bsk, Gun, Tj, St, Ms, Eu, Att, Ayg, TL, Bab, Taz, Azl, Am, Ak, Af, Rég, Gu, Sm, Ath, Oh, Eg, Co, Mb, Eu, Blg.	Prairies, forêts de chêne et cèdre, palmeraies	h, hm, sh, sa, sa l, sa m	23,64	14,82	5,81
	3) <i>Allolobophora molleri</i> (Rosa, 1889)	Endogée	Ts, Blg, Ok, Em, Ath, Aw, Az, An, Os, Ozn, San, TL, Bba, Aag, St.	Prairies et zones marécageuses	Sa, h, sh	13,64	11,38	20,79

	4) <i>Aporrectodea monticola</i> (Pérez Onteniente & Rodríguez Babio, 2002)	Endogée	Rc, Co	Champs de culture	hm, sh, sa	1,82	1,96	1,74
	5) <i>Octodrilus complanatus</i> (Dugès, 1828)	Anécique	Di, Ath, Ozr, Sm	Prairies et zones riches en débris	Sh, sa, sa l, sa m	2,73	1,72	7,44
	6) <i>Aporrectodea carochensis</i> (Pérez Onteniente & Rodríguez Babio, 2002)	Anécique	Bt	Prairies	h	0,91	1,39	0,86
	7) <i>Octodrilus maghrebinus</i> , <i>Ómodeo & Marinucci, 1987</i>	Endogée	Sr, Co	Forêt en mélange de chêne zeen et chêne liège	hm	1,82	1,31	0,77
	8) <i>Eisenia fetida</i> (Savigny, 1826)	Epigée	TL	Lisières riche en débris ménagers	sa l	0,91	1,06	0,94
	9) <i>Dendrobaena hyblica</i> , Rosa, 1893	Epigée	Oh	Forêt de Chêne liège où un pâturage extensive de bovins	hm	0,91	0,90	0,15
	10) <i>Aporrectodea tetramammalis</i> (Pérez Onteniente & Rodríguez Babio, 2002)	Anécique	Co, Af.	Prairies humides	hm, sa l	1,82	0,33	0,42
	11) <i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	Epigée	Em	Oliveraie	h	0,91	0,16	0,19
	12) <i>Proctodrilus antipae</i> (Michaelsen, 1891)	Endogée	MI	Prairies	h	0,91	0,16	0,19
	13) <i>Octolasion lacteum</i> (Örley,	Endogée	Kr	Prairie humide	hm	0,91	0,08	0,15
	14) <i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny, 1826)	Endogée	Em	Oliveraie	h	0,91	0,08	0,11
	15) <i>Allolobophora chlorotica</i> (Savigny, 1826)	Anécique	Mb	Champs et serres de cultures	h	0,91	2,21	2,91
<i>Megascolecidae</i>	16) <i>Microscolex dubius</i> (Fletcher, 1887)	Endogée	Co, Kr, Fr,	Lisières et jachères	hm, sa	2,73	3,68	2,44
	17) <i>Microscolex phosphoreus</i> (Dugès, 1837)	Endogée	Chg, Em, Fr	Lisières	h, sa	2,73	0,41	0,09
<i>Hormogastridae</i>	18) <i>Hormogaster redii</i> , Rosa, 1887	Endogée	Sr	Lisières près d'un peuplement de chêne zeen	hm	0,91	0,65	2,50

Perspectives de phytostabilisation par *Jatropha curcas* L. des résidus miniers de la mine de Zaida (Haute Moulouya, Maroc)

*Prospects for Jatropha curcas L. phytostabilization of mine tailings
from the mine Zaida (High Moulouya, Morocco)*

S. EL HIMER¹, A. BOUABDLI¹, B. BAGHDAD², N. SAIDI¹

1. Université Ibn Tofail, Faculté des sciences, Département de géologie,
Laboratoire des géoressources & environnement, 1074 Kénitra, Maroc

2. Institut agronomique et vétérinaire Hassan II, Madinat El Irfane,
10101 Rabat, Maroc

Auteur correspondant : Souad El Himer

E-mail : elhimersouad5@gmail.com

Résumé

Les performances de croissance de Jatropha curcas L. ont été étudiées sur divers substrats de la mine de plomb abandonnée de Zaida (Haute Moulouya, Maroc).

Jatropha curcas montre une bonne installation malgré les teneurs élevées en Pb, Cu, Zn et As dans les substrats expérimentaux.

L'accumulation des éléments traces métalliques (ETM) dans les différents compartiments de Jatropha curcas dépend du type du substrat sur lequel elle est plantée (argile de découverture, résidus miniers, sol témoin).

Le faible taux de translocation des ETM confère à Jatropha curcas un grand pouvoir de phytostabilisation.

Abstract

Growth performance of Jatropha curcas were investigated on various substrates of abandoned lead mine of Zaida (High Moulouya, Morocco).

Jatropha curcas shows proper installation despite elevated levels of trace metals and metalloids precisely Pb, Cu, Zn and As in experimental substrates.

Mots clés : *Jatropha curcas* L., phytostabilisation, Zaida, ETM.

The accumulation of trace metals and metalloids (TMM) in the different compartments of Jatropha curcas depends on the type of substrate (clay uncovering, tailings, control soil).

The low rate of translocation of TMM in J. curcas gives great power of phytostabilization.

Abridged english version

In Morocco and specifically in High Moulouya (Zaida), there is a lead mine which is currently abandoned, without any protective measures, with a large volume of tailings and clays uncovering. These materials are source of contamination by trace metals and metalloids (TMM).

This work proposes to study the concentrations of TMM precisely Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, Co, As and Hg in substrates (tailings and clay of stripping) from Zaida mine, with intention to limit the dispersion of trace elements through phytostabilization. This method

Keywords: *Jatropha curcas* L., phytostabilization, Zaida, TMM.

appears to be safe, alternative and usable regardless the level of pollution.

In our study we focused on the cultivation of *Jatropha curcas*; it is a perennial shrub belonging to the Euphorbiaceae family. This plant has already been subject of several research projects on the one hand due to its economic interest and its low operating cost (biofuels, fertilizers, traditional medicine, fight against erosion, hedgerows, hair care, insecticides, soap production,...) (Reinhard *et al.* 2005), and on other hand because of its low requirements (easy to grow, fast growing, drought resistance) and tolerance to marginal lands.

With this in mind we have followed the growth and ability of *Jatropha curcas* to extract TMM from various substrates from Zaida mine (High Moulouya, Morocco) in order to evaluate growth performance, degree of tolerance to clayey soils rich in TMM, and its potential for phytostabilization.

The results show that *Jatropha curcas* has a good installation rate in the experimental substrates, and that the accumulation of TMM in the different compartments of the plant depends on the type the substrate on which it is grown (clay uncovering, tailings, control soil).

The low rate of translocation of TMM in *Jatropha curcas* gives great power of phytostabilization. The low rate of translocation of TMM in different parts of *Jatropha curcas* gives the power to minimize the rate of passage to the aerial parts.

Introduction

L'activité minière, passée ou actuelle, figure parmi les sources principales de la pollution par les éléments traces métalliques (ETM). En effet au Maroc et plus précisément dans la Haute Moulouya (figure 1), existe la mine de plomb de Zaida, abandonnée depuis 1985, laissant en place à l'air libre, sans aucune mesure de protection, un grand volume de résidus miniers et d'argiles de découverture (provenant de l'excavation des couches qui permettent d'atteindre les zones plombifères, constituées de roches triasiques argileuses, et pouvant être chargées en minerai) (Baghdad 2008). Ces matériaux sont susceptibles de causer une contamination des divers écosystèmes adjacents soit par percolation, par ruissellement et/ou par le vent (Bouabdli *et al.* 2004 ; El Hachimi *et al.* 2005 ; Baghdad 2011 ; El Himer *et al.* 2012).

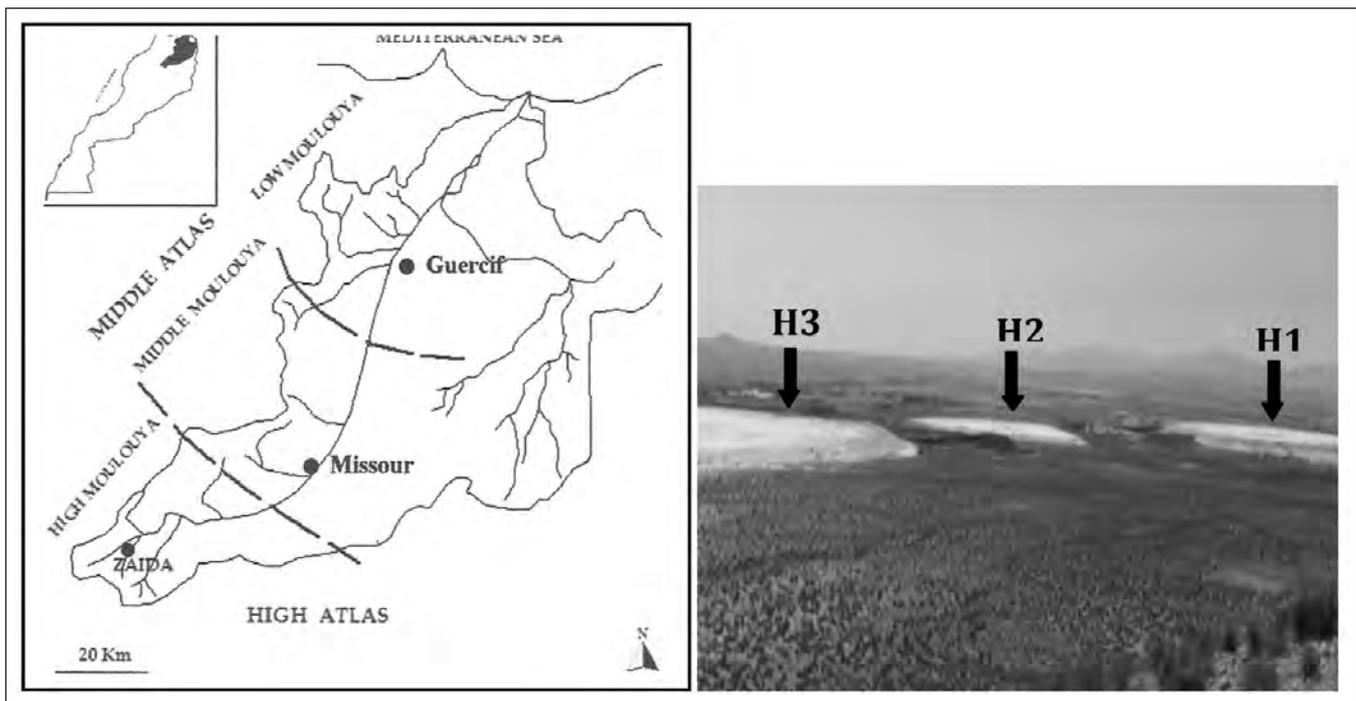


Figure 1 – Situation géographique de la mine de Zaida et des trois haldes minières.

Figure 1 – Geographical location of the mine of Zaida and the three tailings.

Pour diminuer les risques de dispersion de la contamination inhérents aux dépôts de résidus miniers et aux argiles de découverture, la phytostabilisation pourrait être la solution ; en effet c'est une stratégie d'assainissement pouvant être utilisée même avec des niveaux élevés d'ETM dans les substrats. Dans le cas de la mine de Zaida, l'établissement d'un couvert végétal limiterait la propagation des polluants dans le milieu environnant en diminuant les transferts hydriques et en prévenant la dispersion aérienne des particules fines des substrats de l'ancienne mine.

L'identification et le choix de plantes appropriées tolérantes aux éléments traces métalliques pour l'assainissement des terrains des mines sans affecter l'équilibre de l'écosystème sont une tâche difficile.

Dans notre étude, nous nous sommes intéressés à *Jatropha curcas*. Cette culture industrielle non alimentaire est un arbuste pérenne appartenant à la famille des Euphorbiacées, elle a été largement utilisée, surtout en Afrique, pour des plantations énergétiques en raison de son intérêt économique (Reinhard *et al.* 2005) et sa capacité de tolérer les conditions environnementales extrêmes telles que la sécheresse, les sols non fertiles et fortement pollués.

Des études récentes sur les problèmes des sols contaminés et leur remédiation par *J. curcas* ont donné des résultats intéressants dans le but d'améliorer la croissance de cette plante (Mokhtari *et al.* 2012 ; Qihang *et al.* 2011 ; Jamil *et al.* 2009 ; Yadav *et al.* 2009, 2010 ; Leye *et al.* 2009 ; Mangkoedihardjo *et al.* 2008 ; Juwarkar *et al.* 2007 (a et b), Kumar *et al.* 2007).

Dans cette perspective, nous nous sommes intéressés à étudier la croissance de *J. curcas*, son degré de tolérance ainsi que son potentiel de phytostabilisation sur les substrats de la mine de Zaida.

Matériel et méthodes

Collecte et analyse des substrats

Les trois échantillons (sol non contaminé, résidus miniers et argiles de découverture) ont été prélevés à une profondeur de 0 à 15 cm en réalisant plusieurs prises dans un carré de 40 cm afin de limiter l'hétérogénéité horizontale du milieu. Les substrats ont été

collectés à l'aide d'une pelle en plastique, et mis dans des sacs propres. Pour chaque échantillon, on a prélevé une quantité de 50 kg.

Ensuite chaque échantillon a été séché à l'air libre, broyé et tamisé à une maille de 2 mm.

Le carbone et la matière organique ont été déterminés par la méthode de Walkley & Black (1934) (oxydation au bichromate de potassium et titrage par le sel de Mohr).

Le pH (Solide : Eau ; 1 : 2,5 w/v) (ISO 10390 1994) et la conductivité électrique (Solide : Eau ; 1 : 5 w/v) ont été déterminés respectivement par un pHmètre (Hanna instruments) et un conductimètre (Consort C535).

Les concentrations des éléments nutritifs N, P, K ont été déterminées respectivement par digestion au four à micro-ondes (MWS-2 Microwave-Système) et distillation (Buchi distillation UNIT B-3023), méthode de Olsen et photomètre à flamme (Genway Photomètres psp 7).

Les éléments traces métalliques ont été analysés par digestion de 2 g de substrat au four à micro-ondes avec un mélange acide (HCl : HNO₃ ; 3 : 1) avant de faire la lecture des concentrations par ICP-AES au Centre des études et de recherches des phosphates minéraux (CERPHOS) au Maroc.

Essais sous serre

Les expériences de plantation et de croissance ont été menées sous serre en conditions non contrôlées. Les graines de *Jatropha curcas* sont originaires d'Inde, elles ont été obtenues par le biais du CERPHOS.

Cinq mois après germination des graines dans des petits pots en plastique contenant environ 6 kg du sol témoin, les plantules ont été transférées dans des pots en plastique d'une profondeur de 30 cm et d'un diamètre de 32 cm contenant environ 15 kg de substrat. Dans chaque pot une seule plantule a été transférée. Au moment du transfert, la longueur moyenne de la tige (de l'apex au collet) des plantules transférées est environ de 27,2 cm pour le sol témoin, 28,5 cm pour les résidus miniers et 29,5 cm pour les argiles de découverture.

Pour chaque expérience, deux répétitions ont été faites (deux pots du sol témoin, deux pots d'argile de découverture et deux pots de résidus miniers).

L'arrosage s'est fait par de l'eau distillée d'une façon très équilibrée afin d'éviter tout

lessivage des éléments traces métalliques par les eaux.

Durant un an d'expérience, la longueur de la tige (de l'apex au collet) a été mesurée deux fois par mois.

Analyse du matériel végétal

Après récolte pour chaque individu, les parties aériennes et racinaires ont été lavées très soigneusement avec l'eau distillée, séchées à l'étuve à 70 °C puis broyées séparément à l'aide d'un broyeur électrique jusqu'à obtention d'une poudre fine (2 mm).

Avant de procéder aux analyses, les échantillons broyés sont placés dans une étuve à 70 °C jusqu'à obtention d'un poids constant.

Ensuite les échantillons (1 g exactement) ont été calcinés à 500 °C pendant cinq heures.

Après refroidissement, on ajoute quelques gouttes d'eau et 2 ml d'HCl concentré et on laisse agir pendant une demi-heure avant de filtrer dans des fioles et de les jauger jusqu'à 100 ml.

La détermination des teneurs en Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, Co, As et Hg a été faite par ICP-AES de la marque Jobin Yvon Ultima 2, au laboratoire du Centre nationale de la recherche scientifique et technique (CNRST) à Rabat.

Indices biométriques

Afin de déterminer l'efficacité de *Jatropha curcas* dans les phénomènes d'accumulation, de phytotranslocation et de phytostabilisation trois paramètres ont été calculés.

Indice de tolérance

Il s'agit du rapport entre une variable mesurée dans la plante cultivée sur le sol contaminé et la même variable sur un sol non contaminé, ce rapport est exprimé en pourcentage (Wilkins 1978). Dans notre cas nous mesurons la longueur de la tige (de l'apex au collet).

Facteur de transfert ou facteur de bioaccumulation

Il correspond au rapport de la concentration du métal dans les racines des plantes sur la concentration du métal dans le sol, ce rapport n'a pas d'unité.

Ce paramètre permet de déterminer l'habilité de la plante à concentrer les ETM existant dans le sol (Bidar *et al.* 2007).

Facteur de translocation

Il correspond au rapport de la concentration du métal dans les parties aériennes des plantes sur la concentration du métal dans les racines exprimé en pourcentage (Marchiol *et al.* 2004). Ce paramètre détermine l'habilité de la plante à transférer les ETM des racines vers les parties aériennes.

$$\text{Indice de tolérance} = \frac{\text{Hauteur de la partie aérienne de la plante sur substrat contaminé}}{\text{Hauteur de la partie aérienne de la plante sur substrat non contaminé}} \times 100$$

$$\text{Facteur de transfert} = \frac{\text{Concentration du métal dans les racines de la plante (mg/kg)}}{\text{Concentration du métal dans le sol (mg/kg)}}$$

$$\text{Facteur de translocation} = \frac{\text{Concentration du métal dans les parties aériennes de la plante (mg/kg)}}{\text{Concentration du métal dans les racines de la plante (mg/kg)}}$$

Résultats

Caractérisation des substrats

Le tableau 1 donne les paramètres physico-chimiques des substrats expérimentaux (résidus miniers, argile de découvrement et sol témoin). Les résultats montrent que les sables miniers enregistrent la teneur la plus élevée en phosphore (10,8 ppm). Les argiles de découvrement se caractérisent par une conductivité élevée (199 S.m⁻¹), et des teneurs élevées en phosphore total et assimilable qui sont respectivement de l'ordre de 208 ppm et 147 ppm. Le sol témoin se caractérise par des teneurs élevées en carbone, matière organique et phosphore assimilable qui sont respectivement de l'ordre de 0,47 %, 0,81 % et 17,8 ppm.

Les échantillons des argiles de découvrement sont de texture argileuse de couleur rougeâtre, par contre les résidus miniers et le sol témoin ont une texture sableuse et sont respectivement de couleurs blanche et marron.

Le pH du sol témoin est presque neutre (6,58) tandis qu'il est légèrement alcalin dans les

argiles de découvrement (8,27) et les résidus miniers (8,19), cette alcalinité est probablement due à la présence de carbonates issus du broyage du minerai formé de 70 % de cérusite (PbCO₃) disséminé dans des arkoses (Saidi 2004).

Le pourcentage de la matière organique est élevé dans le sol témoin (0,81 %) par rapport aux argiles de découvrement (0,55 %) et les résidus miniers (0,14 %). Généralement pour les sols marocains, le pourcentage de la matière organique ne dépasse pas 1.

La conductivité électrique est élevée dans les argiles de découvrement (199 S.m⁻¹) et le sol témoin (101 S.m⁻¹) tandis qu'elle est faible dans les résidus miniers (35 S.m⁻¹).

Les teneurs en ETM étudiés varient entre 0,23 et 1 958 ppm pour le Pb, entre 0,45 et 38,8 ppm pour le Cu, entre 0,212 et 135,6 ppm pour le Zn, entre 0,061 et 0,119 ppm pour le Cd, entre 0,234 et 0,508 ppm pour le Cr, entre 0,059 et 0,135 ppm pour le Co et entre 0,006 et 221,3 ppm pour l'As. Ces concentrations dépassent les normes (Bowen 1979) pour le Pb, Cu et As, tandis qu'elles sont inférieures aux normes pour Cd, Cr et Co. Les concen-

Tableau 1 – Propriétés physico-chimiques des substrats expérimentaux.

Table 1 – Physico-chemical properties of experimental substrates.

Paramètres	Résidus miniers	Argiles de découvrement	Sol témoin	Normes Bowen 1979
Physique				
Argile (%)	2,5	42,5	2,5	-
Limon (%)	2,5	22,5	2,5	-
Sable (%)	95	35	95	-
Chimiques				
pH	8,19	8,27	6,58	-
Conductivité (S.m ⁻¹)	35,3	199,8	101,5	-
Carbone (%)	0,08	0,32	0,47	-
Matière organique (%)	0,14	0,55	0,81	-
Phosphore total (ppm)	10,80	4,93	3,25	-
Phosphore assimilable (ppm)	0,35	1,06	17,80	-
Potassium total (ppm)	179,74	208,05	12,64	-
Potassium assimilable (ppm)	83,053	147,65	57,67	-
Azote total (ppm)	0	0,003	0,01	-
Azote assimilable (ppm)	nd	nd	nd	-
Éléments traces (ppm)				
Pb	1 958	106	0,23	35
Cu	38,8	30,9	0,45	30
Zn	135,6	78,4	0,212	90
Cd	0,072	0,119	0,061	0,35
Cr	0,234	0,508	0,346	70
Co	0,135	0,076	0,059	8
As	221,3	128,4	0,006	6
Hg	nd	nd	≤ 0,01	0,3 (1)

nd : non détecté ; (1) : normes hollandaise.

trations en Zn (78 ppm) dans les argiles de découverte sont situées dans les normes établies par Bowen (1979), par contre elles dépassent cette norme dans les résidus miniers (tableau 1). Ces résultats mettent en évidence une différence des concentrations en ETM entre les différents substrats testés, ce qui reflète la nature hétérogène classiquement rencontrée pour les substrats miniers.

Les teneurs en Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, Co et As, généralement élevées, peuvent résulter des processus de concentration et de traitement des minéraux exploités (galène et cérusite).

Croissance et phytotolérance

Après germination des graines de *Jatropha curcas* et transfert dans des pots contenant le sol témoin, les différentes plantules ont pu survivre après plantation (le taux de mortalité est nul).

La croissance a été suivie durant cinq mois (figure 2). On remarque que cette croissance est régulière, cette caractéristique est évidente du fait que durant cette première phase la plantule utilise les réserves nutritives contenues dans les graines.

Au bout du cinquième mois (mois de novembre), les plantes ont été replantées sur différents substrats (argiles de découverte, résidus miniers et sol témoin), durant cette étape deux phases peuvent être distinguées (figure 3).

Phase I: elle débute au mois de décembre (hiver) et se prolonge jusqu'au mois d'avril, cette étape est marquée par une chute totale des feuilles et un arrêt de croissance (longueur de la tige reste constante) jusqu'à la fin du mois d'avril. Cet arrêt s'explique par le fait que *Jatropha curcas* a une croissance rythmique.

Phase II: à partir de mi-avril, les plantes reprennent leur croissance et les feuilles commencent à réapparaître (printemps).

Durant cette phase on remarque que le taux de croissance est important sur le sol témoin suivi par les résidus miniers et enfin les argiles

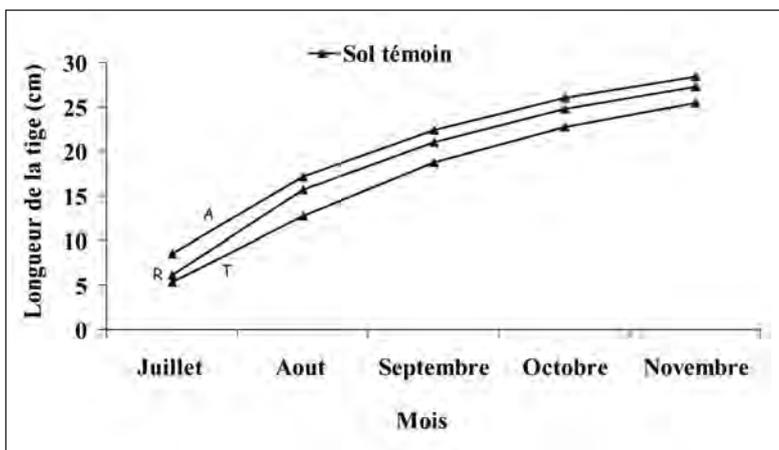


Figure 2 – Croissance de *Jatropha curcas* sur sol témoin. (A, R et T correspondent aux plantules transplantées respectivement sur les argiles de découverte, les résidus miniers et le sol témoin.)

Figure 2 – Growth of *Jatropha curcas* on control soil.

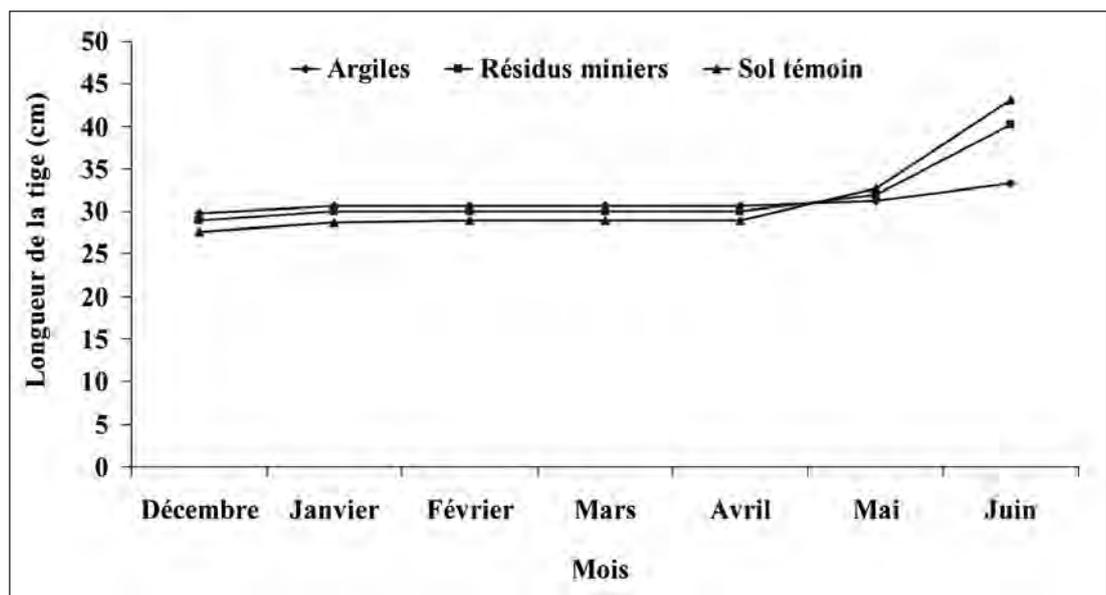


Figure 3 – Croissance de *Jatropha curcas* après transplantation sur les substrats de la mine de Zaida.

Figure 3 – Growth of *Jatropha curcas* after transplantation on the substrates of mine Zaida.

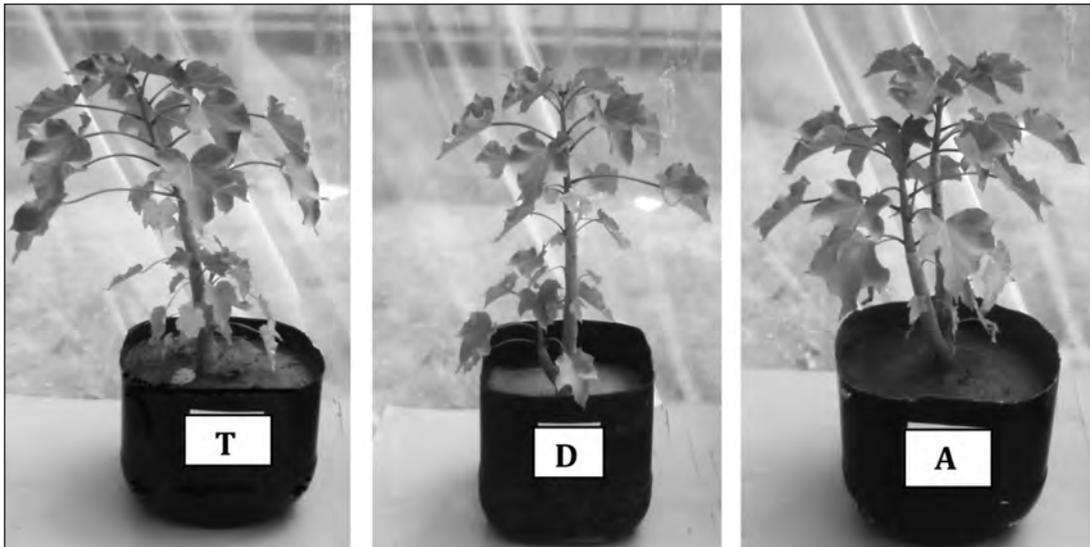


Figure 4 – *Jatropha curcas* sur les substrats expérimentaux (avant récolte).
(T : sol témoin ; D : résidus miniers ; A : argiles de découverte.)

Figure 4 – *Jatropha curcas* on experimental substrates (before harvest).

de découverte (figure 4). En ce qui concerne ces derniers, la diminution du taux de croissance peut être due à la texture compacte des argiles de découverte, ce qui entrave le développement des racines, et par conséquent réduit la croissance (Vidal *et al.* 1962 ; Daey Ouwens 2007).

Afin d'expliquer la diminution de croissance, nous étions amenés à calculer l'indice de tolérance dans les résidus miniers et les argiles de découverte par rapport au sol témoin ; il est de 94,17 % pour les résidus miniers et 74,50 % pour les argiles de découverte, ce qui indique que les plantes cultivées sur les résidus miniers tolèrent beaucoup plus les

ETM que celles cultivées sur les argiles de découverte.

Ces résultats indiquent que la croissance de *Jatropha curcas* est régie principalement par la texture des substrats de la mine de Zaida, les teneurs en ETM n'influençant pas sur les performances de croissance.

Bioaccumulation des ETM

Les teneurs en éléments traces métalliques dans les parties aériennes et racinaires de *Jatropha curcas* sont représentées dans le tableau 2.

Tableau 2 – Teneurs en ETM dans les parties aériennes et racinaires de *Jatropha curcas*.
(R : partie racinaire, A : partie aérienne, ET : écart-type.)

Table 2 – Contents of ETM in shoots and root parts of *Jatropha curcas*.

Echantillon	Sol témoin				Argile de découverte				Résidus miniers				Normes*
	R	ET	A	ET	R	ET	A	ET	R	ET	A	ET	
Élément (ppm)													
Pb	0,021	0,024	0,017	0,002	0,046	0,049	0,006	0,001	1,116	0,106	0,139	0,097	5-30
Cu	0,083	0,007	0,382	0,022	0,365	0,039	0,259	0,012	0,083	0,011	0,177	0,074	5-20
Zn	0,131	0,014	0,354	0,003	0,322	0,008	0,129	0,043	0,259	0,018	0,110	0,014	27-100
Cd	0,048	0	0,049	0	0,074	0,028	0,049	0	0,137	0,004	0,145	0,008	0,05-5
Cr	0,010	0	0,246	0,33	0,751	1,03	0,008	0,004	0,012	0,0007	0,015	0,002	-
Co	0,028	0,0007	0,030	0,002	0,033	0,004	0,028	0,0007	0,03	0	0,028	0,0007	-
As	0,002	0,0007	0,003	0,002	0,008	0,001	0,007	0	0,001	0,0007	0,002	0,0007	-
Hg	≤ 0,01	0	≤ 0,01	0	≤ 0,01	0	≤ 0,01	0	≤ 0,01	0	≤ 0,01	0	-

* Kabata Pendias 1992 (ppm).

D'après ce tableau on constate que ces teneurs sont situées dans les normes établies par Kabata-Pendias & Pendias (1992) (tableau 2).

En ce qui concerne les parties aériennes, les teneurs les plus élevées en Cu, Zn et As sont trouvées dans les plantes cultivées sur les argiles de découverte et ensuite celles cultivées sur les résidus miniers (figure 5-a). Par contre les concentrations en Pb, Cd et Cr sont plus élevées dans les résidus miniers. Le Co présente des concentrations égales dans les parties aériennes des plantes cultivées sur les deux substrats de la mine de Zaida.

La comparaison des concentrations des différents éléments dans les racines des plantes cultivées sur les résidus miniers et les argiles de découverte nous montre que ces derniers ont les teneurs les plus élevées en Cu, Zn, As, Co et Cr tandis que les teneurs les plus élevées en Pb et le Cd sont trouvées dans les plantes cultivées sur les résidus miniers (figure 5-b), de tels résultats sont en accord avec ceux trouvés par Qihang *et al.* (2011) sur des résidus à pH acide, de ce fait on peut conclure que le pH ne joue pas un rôle déterminant dans l'accumulation du Pb et de Cd dans les racines de *Jatropha curcas*.

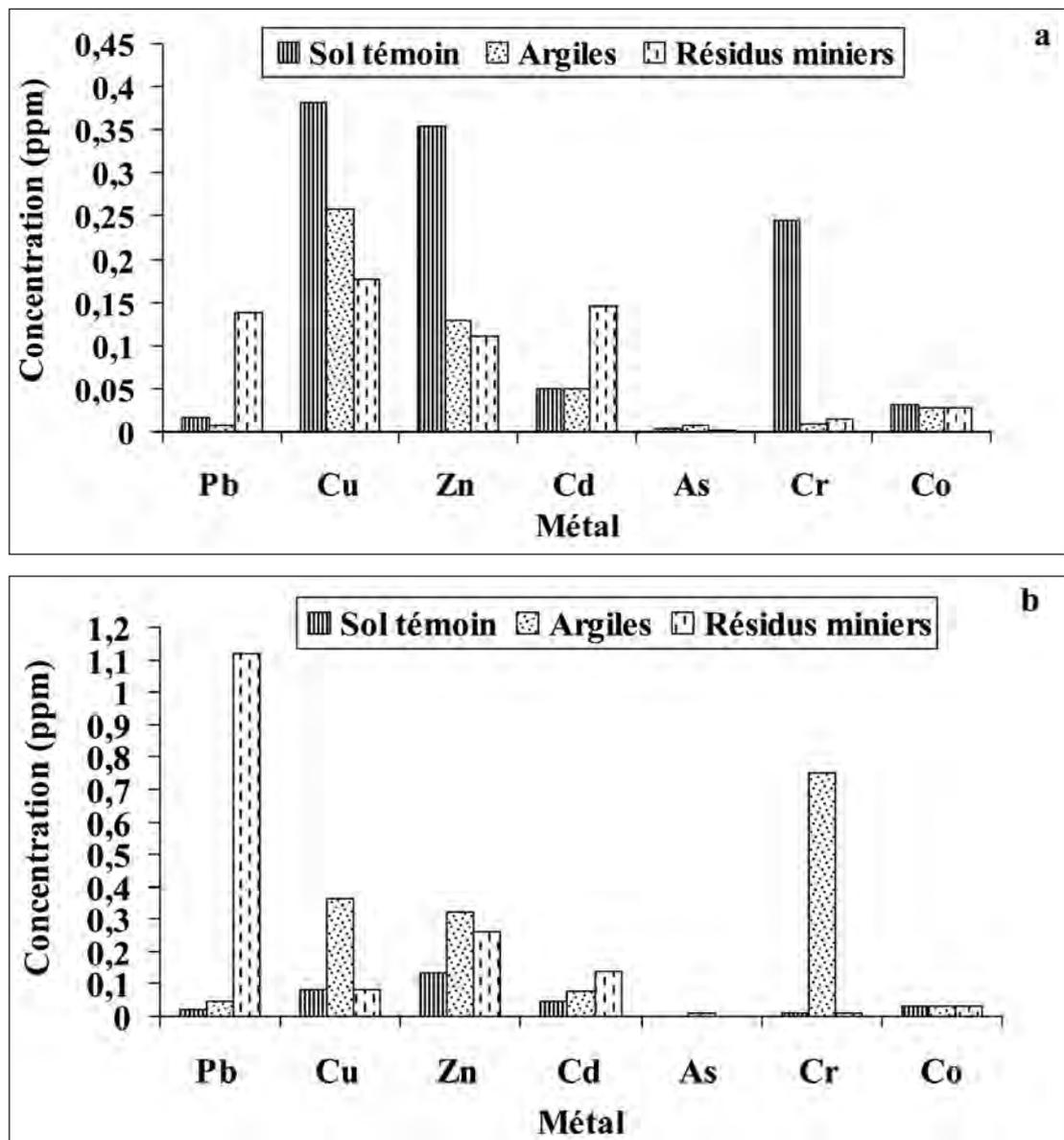


Figure 5 – Accumulation des métaux dans les parties aériennes (a) et racinaires (b) de *Jatropha curcas* cultivée sur les substrats de la mine de Zaida.

Figure 5 – Accumulation of metals in shoot (a) and roots (b) parts of *Jatropha curcas* grown on the substrates of mine of Zaida.

Afin d'évaluer l'accumulation des éléments et leurs distributions dans les tissus cellulaires, le calcul du facteur de bioconcentration semble nécessaire (figure 6). En effet l'ordre d'accumulation est de : sol témoin > argile de découverture > résidus miniers. Cet ordre est le même pour le Zn, Cu, As et Co ; par contre pour le Cd il est de : résidus miniers > sol témoin > argile de découverture. Pour le Cr, il est de : argile de découverture > résidus miniers > sol témoin.

Le faible facteur de bioconcentration de Pb, Cu, Zn et As (figure 6) peut être expliqué par le fait que *Jatropha curcas* bloque le passage de ces éléments vers ses parties racinaires. De tels résultats ont été prouvés par les travaux de Qihang *et al.* (2011).

Pour le Co ce facteur est important dans toutes les plantes, ce qui reflète la mobilité de cet élément.

Le facteur de bioconcentration du Cd est très élevé dans les plantes cultivées sur les résidus miniers. Le facteur de bioconcentration du Cr est plus élevé dans les argiles de découverture (figure 6). Ces résultats montrent que le Cd et Cr sont plus absorbés au niveau des racines des plantes cultivées sur les substrats de la mine de Zaida.

Phyto-translocation et phytostabilisation des ETM

Le calcul du facteur de translocation des substrats étudiés est donné par la figure 7.

L'analyse de cette figure montre que les argiles de découverture et les résidus miniers se caractérisent par un faible facteur de translocation pour l'ensemble des éléments traces métalliques.

En ce qui concerne les plantes cultivées sur le sol témoin, le taux de transfert est très important pour le Cr et à moindre degré pour le Cu et Zn.

Ces différentes évolutions peuvent être attribuées aux variations de pH et de matière organique (Kabata Pendias & Pendias 1992) existante dans les différents substrats, en effet les argiles de découverture se caractérisent par les teneurs les plus faibles par rapport au sol témoin.

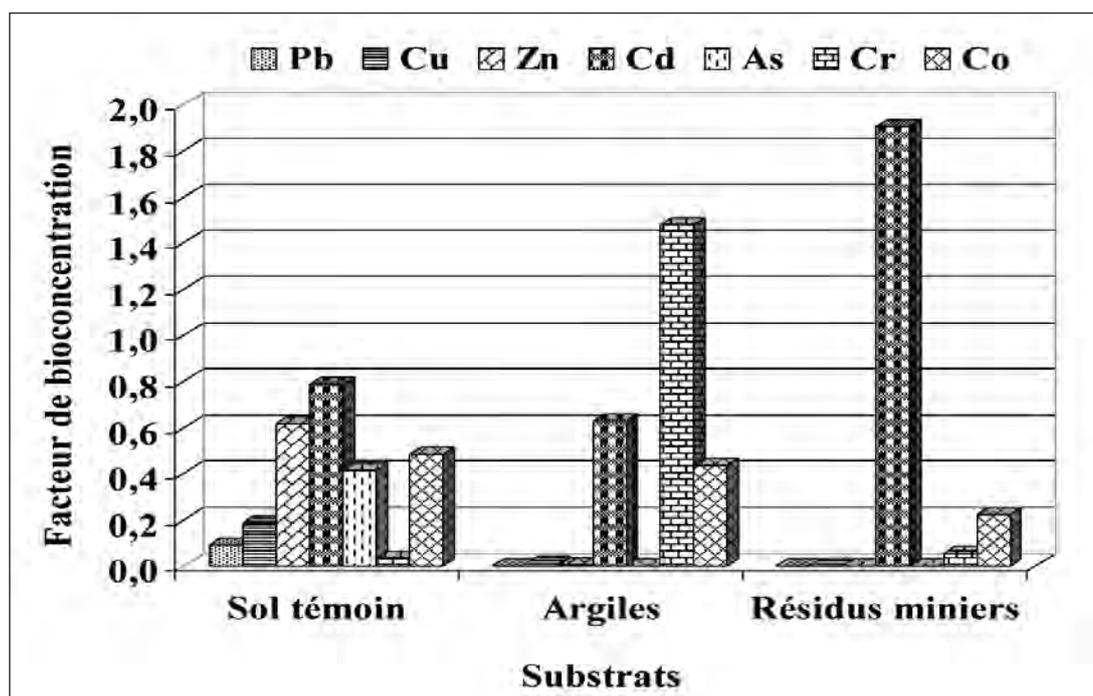


Figure 6 – Facteur de bioconcentration dans les racines de *Jatropha curcas* cultivée sur les substrats de la mine de Zaida.

Figure 6 – Bioconcentration factor in roots of *Jatropha curcas* grown on substrates of mine of Zaida.

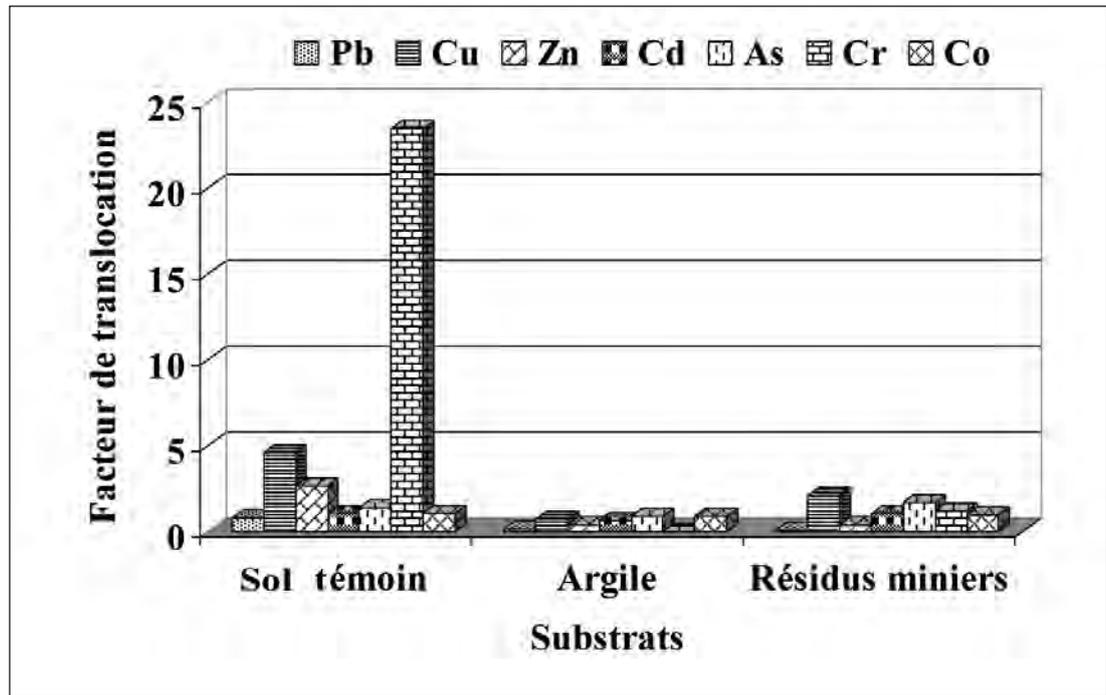


Figure 7 – Facteur de translocation de *Jatropha curcas* cultivée sur les substrats de la mine de Zaida.
 Figure 7 – Translocation factor of *Jatropha curcas* grown on the substrates of mine of Zaida.

Discussion

L'analyse des différentes teneurs en ETM dans les substrats de la mine de Zaida montre qu'elles sont supérieures à celles du sol témoin, atteignant 1 958 ppm pour le Pb, 38,8 ppm pour le Cu, 135,6 ppm pour le Zn, 0,119 ppm pour le Cd, 0,508 ppm pour le Cr, 0,135 ppm pour le Co et 221,3 ppm pour l'As. Compte tenu du protocole du lavage des parties de la plante avant de procéder à l'analyse, on ignore la concentration en éléments qui ont été adsorbés par la plante. Ces teneurs sont sous-estimées étant donné qu'on n'a pas pris en considération les quantités qui ont été adsorbées au niveau des racines.

Ces teneurs sont supérieures aux normes de Bowen (1979) dans les substrats analysés pour le Pb, Cu et As à l'exception du Zn qui est élevé dans les résidus miniers. L'augmentation enregistrée pour les éléments peut être attribuée à la libération du Pb, Cu et Zn au moment de l'exploitation minière en particulier par les processus de concentrations dans les filières de traitement et d'enrichissement des minerais exploités (galène et cérusite) et des minerais associés (barytine, chalcocite, malachite,...).

De telles concentrations sont inférieures à celles trouvées par Baker *et al.* (1994) et Lee *et al.* (2005) dans respectivement les substrats des sites miniers de Pb à Pennines en Grande-Bretagne et à Dogok en Corée.

Jatropha curcas est une plante rythmique ; sensible aux variations de température, ce qui induit un court cycle de vie des feuilles. Dans cette optique, une partie non déterminée des éléments traces métalliques étudiés peut être recyclée durant le cycle annuel de la plante.

En comparant les teneurs des ETM dans les parties aériennes avec celles des racines, on remarque que sur les argiles de découverture, ces teneurs sont plus élevées dans les parties racinaires. Par contre dans les résidus miniers, ces éléments se concentrent dans les parties aériennes à l'exception du Co et du Zn qui se concentrent plus dans les racines. L'analyse de ces résultats permet à première vue de déduire que le type de substrat joue un rôle important dans la répartition des ETM entre les racines et les parties aériennes de *Jatropha curcas*.

De telles observations ont été également suggérées par Marmiroli *et al.* (2005) qui indiquent que la composition du sol influence la concentration en ETM dans les racines des plantes.

Les travaux de Baker & Walker (1990) et Pauwels (2006) (*in* Faucon 2009) indiquent que l'aptitude des plantes à absorber les ETM au niveau des tissus racinaires limite leur transport vers la partie aérienne, ce qui les qualifie de plante « exclueuses ». L'application de cette propriété dans ce travail peut qualifier les plantes de *Jatropha curcas* cultivées sur les argiles de découverture d'exclueuses, mais par contre lorsqu'elles sont cultivées sur les résidus miniers elles ne sont exclueuses que pour le Zn et Co. De tels résultats sont en accord avec les travaux de Yadav *et al.* (2009) qui ont porté sur les phénomènes de phyto-translocation des ETM dans *Jatropha curcas*, ces travaux montrent que certains éléments tels que le Zn, As et Cr se concentrent dans les racines. Cette caractéristique confère d'une part à *Jatropha curcas* la capacité de minimiser le risque de passage des ETM vers les autres compartiments de l'écosystème et d'autre part la nature du substrat joue un rôle important dans le transfert des ETM des racines vers les parties aériennes.

En ce qui concerne l'aptitude de la plante à se développer, la texture et la composition en ETM des substrats jouent un rôle important ; en effet la croissance des plantes cultivées est plus prononcée pour les plantes cultivées sur les résidus miniers que celles cultivées sur les argiles de découverture, ce qui indique d'une façon claire que la texture l'emporte sur la composition étant donné que la plante tolère les substrats pollués. Cela nous permet de conclure que la texture compacte des argiles de découverture entrave le développement des racines, de tels résultats ont été montrés par Vidal *et al.* (1962) et Daey Ouwens (2007).

Conclusion

Jatropha curcas se caractérise par la capacité d'adaptation et de croissance dans des milieux riches en ETM.

L'accumulation des ETM dans les parties aériennes et racinaires est fonction du substrat considéré.

Le pouvoir stabilisateur de *Jatropha curcas* minimise la dispersion des ETM dans l'environnement, ce qui indique que *Jatropha curcas* est une candidate importante en phytostabilisation des substrats à contamination multi-métallique.

Le faible taux de translocation des ETM confère à *Jatropha curcas* le pouvoir de minimiser le taux de passage vers les parties aériennes.

Remerciements

Ce travail rentre dans le cadre du Programme thématique d'appui à la recherche scientifique PROTARS II (P23/32). Nos remerciements à Abdelmoumen El Kanit, responsable du laboratoire de biotechnologie fertilisation et produits spéciaux du Centre des études et de recherches des phosphates minéraux (CERPHOS) pour la fourniture des graines de *Jatropha curcas* et la réalisation d'une partie des analyses.

Nous tenons à remercier Abdelmjid Zouahri, responsable de l'Unité de recherche environnement et conservation des ressources naturelles à l'Institut national de la recherche agronomique (INRA) de Rabat, ainsi que l'ensemble de son personnel, pour leurs orientations, discussions et pour avoir mis à notre disposition tous les moyens nécessaires pour compléter les analyses.

Nous remercions les professeurs Jean-Louis Bodinier, directeur du laboratoire de géosciences Montpellier II, Odile Bruneel, Jean-Luc Seidel et Corinne Casiot du laboratoire d'hydrosciences de Montpellier ; l'université de Montpellier pour l'aide bibliographique, les discussions et leurs orientations lors de ce travail.

Références

- Baghdad B., 2008. *Études des impacts environnementaux et socio-économiques de la mine de plomb abandonnée de Zaida (Haute Moulouya, Maroc)*. Habilitation universitaire. Université Ibn Tofail, Kénitra, 171 p.
- Baghdad B., 2011. *Commune rurale de Zaida (Haute Moulouya, Maroc) : impacts environnementaux et socio-économique d'une mine de plomb abandonnée*. Thèse de doctorat, Université Ibn Tofail, Kénitra, 171 p.
- Baker A.J. & Walker P.L., 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *In* : Shaw A.J. (ed.), *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. CRC Press, Boca Raton, Florida: 155-177.
- Baker A.J.M., Reeves R.D. & Hajar A.S.M., 1994. Heavy metal accumulation and tolerance in British population of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Perl (Brassicaceae). *New Phytologist* 127: 67-68.

- Bidar G., Garcon G., Pruvot C., Dewaele D., Cazier F., Douay F. & Shirali P., 2007. Behavior of *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal contaminated field: Plant metal concentration and phytotoxicity. *Environmental Pollution* 147: 546-553.
- Bouabdli A., Saidi N., El Founti L. & Leblanc M., 2004. Impact de la mine d'Aouli sur les eaux et les sédiments de l'Oued Moulouya (Maroc). *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse* 140: 27-33.
- Bowen H.J.M., 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. New York, Academic Press: 49-62.
- Daey Ouwens K., Francis G., Franken J., Rijssenbeek W., Riedacker A., Foidl N., Jongschaap J. & Bindraban P., 2007. *Position Paper on Jatropha curcas, State of the Art, Small and Large Scale Project Development*. Fact Foundation, 7 p.
- El Hachimi M.L., El Hanbali M., Fekhaoui M., El Founti L. & Saidi N., 2005. Impact d'un site minier abandonné sur l'environnement : Cas de la mine de Zaida (Haute-Moulouya, Maroc). *Bull. Inst. Sci.*, Rabat, Maroc, section Sciences de la Terre 27: 93-100.
- El Himer S., Bouabdli A., Baghdad B., & Saidi N., 2012. Contamination by trace metals (ETM) assessment of the plants populating the dump mining Zaida (High Moulouya, Morocco). *Journal of Research in Agriculture* 1: 49-54.
- Faucon M.P., 2009. *Écologie et biologie de la conservation des métallophytes. Le cas de Crepidorhopalon perennis et C. tenuis (Scrophulariaceae) des sols cupro-cobaltifères du Katanga*. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, 192 p.
- Jamil S., Abilash P.C., Singh N. & Sharma P.N., 2009. *Jatropha curcas*: A potential crop for phytoremediation of coal fly ash. *J. Hazard Mater.* 172: 269-275.
- Juwarkar A.A., Hemlata P. & Jambhulkar, 2007 (a). Phytoremediation of coal mine spoil dump through integrated biotechnological approach. *Bioresource Technology* 99: 4732-4741.
- Juwarkar A.A., Yadav S.K., Kumar P. & Kumar S.S., 2007 (b). Effect of biosludge and biofertilizer amendment on growth of *Jatropha curcas* in heavy metal contaminated soils. *Environ. Monit. Assess.* 145: 7-15.
- Kabata-Pendias A. & Pendias H., 1992. *Trace elements in soils and plants*. 2nd Edition, CRC press, Boca Raton, FL, 365 p.
- Kumar G.P., Yadav S.K., Thawale P.R., Singh S.K. & Juwarkar A.A., 2007. Growth of *Jatropha curcas* on heavy metal contaminated soil amended with industrial wastes and Azotobacter – A greenhouse study. *Bioresource Technology* 99: 2078-2082.
- Lee J.S., Chon H.T. & Jung M.C., 2005. Toxic risk assessment and environmental contamination of heavy metals around abandoned metal mine sites in Korea. *Key Engineering Materials* 277-279: 542-547.
- Leye E.H.M., Ndiaye M., Ndiaye F., Diallo B., Sarr A.S., Diouf M. & Diop T., 2009. Effet de la mycorhization sur la croissance et le développement de *Jatropha curcas* L. *Revue des énergies renouvelables* 12: 269-278.
- Mangkoedihardjo S. & Surahmida, 2008. *Jatropha curcas* L. for Phytoremediation of Lead and Cadmium Polluted Soil. *World Applied Sciences Journal* 4: 519-522.
- Marchiol L., Sacco P., Assolari S. & Zerbi G., 2004. Reclamation of polluted soil: Phytoremediation potential of crop-related Brassica species. *Water, Air, Soil Pollut.* 185: 345-356.
- Marmioli M., Antonioli G., Maestri E. & Marmioli N., 2005. Evidence of the involvement of plant lignocellulosic structure in the sequestration of Pb: an X-ray spectroscopy-based analysis. *Environmental Pollution* 134: 217-227.
- Mokhtari O., Lahrach A. & El Halouani H., 2012. Étude de plantation de *Jatropha curcas* valorisant les eaux usées de la ville de Oujda. *Science Editions Mersenne* 4: ISSN 2111-4706.
- Pauwels M., 2006. *Origine et évolution de la tolérance au zinc chez Arabidopsis halleri (Brassicaceae), approches phénotypiques et génétiques*. Thèse de doctorat, Université de Lille 1, 153 p.
- Qihang W., Shizhong W., Palaniswamy T., Qingfei Li, Han Z., Jun B. & Rongliang Q., 2011. Phytostabilization potential of *Jatropha curcas* L. in polymetallic acid mine tailings. *International Journal of Phytoremediation* 13: 8, 788-804.
- Reinhard Henning, Baganí, Allemagnet & Tianasoa Ramorafeno, 2005. *Le Manuel de Jatropha, Un guide pour l'exploitation intégrée de la plante Jatropha à Madagascar*. Green Island Association, Madagascar, 20 p.
- Saidi N., 2004. *Le bassin versant de Moulouya : Pollution par métaux lourds et essai de phytoremédiation*. Thèse de doctorat, Université Mohammed V, Rabat, 161 p.
- Vidal V.A.C.E.A., 1962. Oleaginosas do Ultramar Portugues. *Junta Invest, Ultramar* 31: 129-145.
- Walkley A. & Black I.A., 1934. An Examination of Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Sci.* 37: 29-37.
- Wilkins D.A., 1978. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth. *New Phytologist* 80: 623-633.
- Yadav S.K., Juwarkar A.A., Phani Kumar G., Prashant Thawale R., Sanjeev Singh K. & Tapan C., 2009. Bioaccumulation and phyto-translocation of arsenic, chromium and zinc by *Jatropha curcas* L.: Impact of dairy sludge and biofertilizer. *Bioresource Technology*: 1-7.
- Yadav S.K., Dhote M., Kumar P., Sharma J., Tapan C. & Juwarkar A.A., 2010. Differential antioxidative enzyme responses of *Jatropha curcas* L. to chromium stress. *Journal of Hazardous Materials* 180: 609-615.

Habitat d'alimentation et régime alimentaire de la Sterne hansel, *Gelochelidon nilotica*, en période de nidification à Sebkha Zima, centre-ouest du Maroc

Foraging Habitat and Diet of Gull-billed Tern, Gelochelidon nilotica, during the nesting period in Sebkha Zima, West-central Morocco

Mohamed AOURIR, Mohamed RADI, Mohammed ZNARI

Université Cadi Ayyad, Faculté des sciences-Semlalia, Département de biologie,
Laboratoire « Biodiversité et dynamique des écosystèmes »,
B.P. 2390, 40000 Marrakech, Maroc
E-mail : maourir@gmail.com

Résumé

L'analyse du régime alimentaire par examen de pelotes de réjection au niveau d'une colonie de la Sterne hansel, *Gelochelidon nilotica*, nichant à Sebkha Zima, centre-ouest du Maroc, a montré un spectre alimentaire réduit chez cette espèce. Son régime alimentaire est caractérisé par la prédominance des proies des régions environnantes du site de nidification.

Les invertébrés terrestres : Orthoptères (*Acrididés*), Coléoptères (*Scarabéidés* et *Lucanidés*), des Scorpionidés et les lézards *acanthodactyles* constituent les proies principales. En revanche, les invertébrés aquatiques *Artemiidea* et *Dytiscidés* constituent des proies secondaires.

Abstract

Analysis of pellets from a colony of Gull-billed Terns, *Gelochelidon nilotica*, nesting in Sebkha Zima, West-central Morocco, revealed a reduced food spectrum in this species. Its diet is predominantly made of preys from areas around the nesting site. Terrestrial invertebrates; Orthoptera (*Acrididae*), Coleoptera (*Scarabaeidae* and *Lucanidae*), *Scorpionidae* along with *Acanthodactylus* lizards were the major prey items. Aquatic invertebrates rather secondary prey categories.

Mots clés : Sterne hansel, régime alimentaire, habitat de nourrissage, saison de reproduction, Sebkha Zima.

Introduction

La Sterne hansel *Gelochelidon nilotica*, dont les quartiers d'hivernage sont situés en Afrique tropicale, estive régulièrement dans les régions nord du paléarctique occidental (Cramp & Simmons 1982). Cette espèce qui se concentre dans quelques localités dans les pays du bassin méditerranéen est classée en danger en Europe (Hagemeijer & Blair 1997 ; Tucker & Heath 1994).

Au Maroc, la Sterne hansel nidifie régulièrement dans deux principales zones humides de la région centrale du pays, Sebkha Zima (zone humide hypersalée) et « Barrage d'Al Mas-sira » (zone humide artificielle permanente d'eau douce) (Radi *et al.* 2004, 2011). Le suivi des colonies des reproducteurs ayant niché à Sebkha Zima (centre-ouest du Maroc), sur une période allant de 1999 à 2008, a montré une instabilité des effectifs qui ont fluctué entre 78 et 50 couples nicheurs (Radi *et al.* 2011). Sánchez et Fasola (2002) ont rapporté que la réduction de taille des colonies de reproducteurs de la Sterne hansel en Afrique du Nord est en relation, d'une part,

Keywords: Gull-billed Terns, diet, foraging habitat, breeding season, Sebkha Zima.

avec le dérangement des colonies sur les sites de reproduction et, d'autre part, avec les modifications de ses habitats de nourrissage.

Contrairement aux autres sternes strictement piscivores, la Sterne hansel présente un régime alimentaire varié, composé d'insectes, crustacés, poissons, amphibiens, lézards et micro-mammifères (Møller 1982 ; Costa 1986 ; Cramp & Simmons 1982 ; Sánchez *et al.* 1991 ; Biber 1993 ; Dies *et al.* 2005 ; Radi *et al.* 2011).

Les seules données disponibles sur le régime alimentaire de la Sterne hansel au Maroc ont été rapportées par Cabo & Sánchez (1986), au Nord-Est du pays et par Radi *et al.* (2011) au Maroc centre-ouest. Ces données restent qualitatives et basées sur des observations directes des couples nicheurs chassant *in situ*.

Cette étude a pour objectifs de préciser l'importance relative des proies d'origine terrestre, et par rapport aux proies aquatiques prélevées au niveau du lac de la Sebkha, dans le régime alimentaire de la Sterne hansel, avant et après la période de nidification, dans la perspective d'une meilleure conservation de ce site d'une grande valeur ornithologique et qui a été déclaré site Ramsar depuis 1995 (Radi *et al.* 2003).

Matériel et méthodes

Présentation du site d'étude

Le site d'étude est localisé au niveau de la Sebkha Zima (32° 05'N, 08° 40'W et 350 m d'altitude moyenne), qui est une zone humide hypersalée (Sebkha) continentale unique en son genre au nord de la chaîne de montagne atlasique, d'une superficie totale d'environ 558 hectares. Elle se compose d'un lac salé intermittent de plus de 60 hectares, entouré par plus de 500 hectares de végétation halophile sous forme d'une steppe dunaire à salicornes, prairie à suaeda et à jonc, formant une ceinture de végétation autour de la Sebkha et le long des drains reliés à l'habitat lacustre. Le bassin versant de cette zone humide est utilisé pour des activités culturelles et pastorales intensives, à l'exception de quelques collines qui sont encore couvertes par une végétation basse et très dégradée (Abbad 1993) (figure 1). Les données climatiques permettent de classer cette zone humide dans un climat thermo-méditerranéen aride à hiver tempéré avec une saison estivale sèche (Le Houérou 1989).

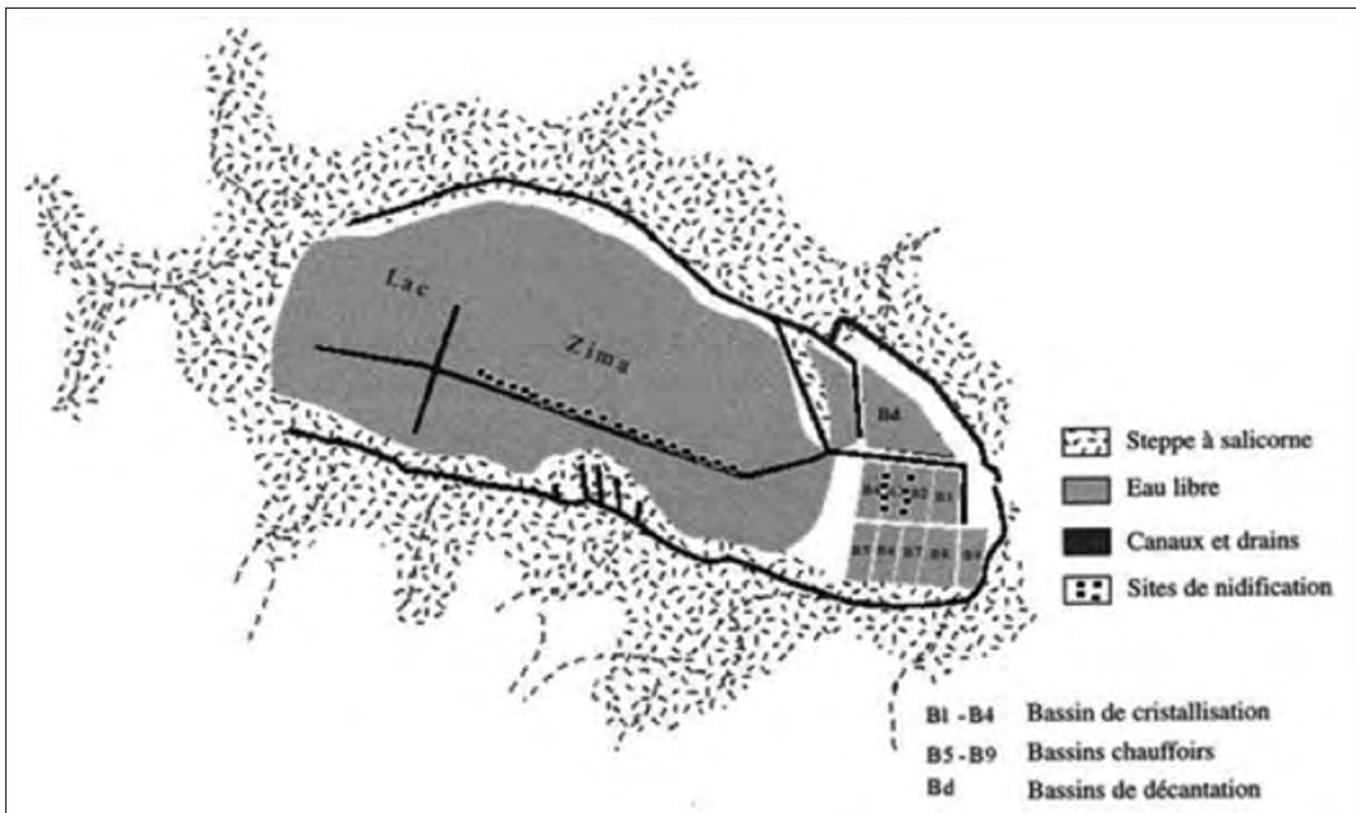


Figure 1 – Localisation des colonies de la Sterne hansel à Sebkha Zima (région centre-ouest du Maroc).

Le lac de la Sebkhha abrite plusieurs espèces d'invertébrés aquatiques adaptées aux eaux saumâtres, notamment des Crustacés (11 espèces), des Insectes (45 espèces), des Rotifères (5 espèces) et des Annélides (2 espèces) (Saadi 1994).

Au cours de la période de séjour et de nidification de la Sterne hansel en 2011, nous avons collecté 68 pelotes de réjection sur les allées séparant les bassins de précipitation du sel et aux alentours des nids, dont 22 pelotes avant la nidification (fin avril) et 46 pelotes après nidification (début juin). Les pelotes récoltées ont été conservées à sec dans des sachets en plastique portant le numéro de l'échantillon et la date de la récolte. Nous avons également pu faire des observations directes des proies transportées par les adultes (au bec) ou celles ramenées aux nids pour nourrir les poussins.

Détermination et comptage des items alimentaires

Les pelotes ont été préalablement desséchées à 60 °C pendant 48 heures. Chacune d'elles a été ensuite placée dans une boîte de Pétri préalablement numérotée, pesée (à 0,01 g près) et son diamètre et sa longueur mesurés à l'aide d'un pied à coulisse (à 0,1 mm près). Chaque pelote est ramollie par macération dans l'alcool à 70°, puis son contenu est décortiqué à l'aide de pinces fines. Les spécimens presque intacts et les divers fragments (os, cuticules, dents, griffes, appendices...) appartenant à différents groupes taxinomiques ont été triés et dénombrés, à l'œil nu et/ou sous loupe binoculaire. L'identification des proies invertébrées, notamment les arthropodes, repose sur la reconnaissance simultanée de plusieurs fragments chitineux comme les capsules céphaliques, les thorax, les

élytres, les cerques, les fémurs, les tibias et les mandibules. Les arachnides sont reconnus par la présence du céphalothorax, de chélicères, de pédipalpes ou de pinces. L'identification des proies consommées a été faite au moyen de clés de détermination.

L'abondance relative (%) de diverses proies rencontrées a été estimée par le pourcentage de chaque type de proies sur le nombre total des proies consommées.

Des analyses statistiques par le test de Student et par le test khi-deux ($P < 0,05$) ont permis respectivement de comparer les mesures morphométriques et les fréquences obtenues pour les deux lots étudiés, avant et durant la période de nidification.

Résultats

Poids et taille des pelotes

Les pelotes, de couleur sombre à gris clair et d'une surface irrégulière, sont assez compactes et ont une forme rondoïde ou ovoïde plus ou moins allongée suivant leur composition. Les pelotes rondoïdes sont généralement composées de petits débris de proies très fragmentaires, celles qui sont ovoïdes sont constituées de fragments grossiers, voire d'une seule ou de quelques proies plus ou moins intacts.

Les mesures morphométriques (poids, longueur et diamètre) ont montré que le poids sec moyen du deuxième lot (après nidification) a été significativement plus important que celui du premier lot (avant nidification) ($0,96 \pm 0,31$ g ; $n = 46$ vs. $0,53 \pm 0,08$ g ; $n = 22$) ($P < 0,05$) (tableau 1). De même, une différence significative a été notée entre les

Tableau 1 – Dimensions des pelotes de rejection de la Sterne hansel récoltées à Sebkhha Zima, centre-ouest du Maroc. Moy : moyenne ; Min : minimum ; Max : maximum.

	Avant nidification		Après nidification	
	Moy.±DS	(Min-Max)	Moy.±DS	(Min-Max)
Longueur (mm)	19,6±3,03	[16,2-26,1]	28,25±4,45	[21,4-37,5]
Largeur (mm)	13,7±1,42	[11,0-15,0]	17,45±1,57	[11,9-19,6]
Poids sec (g)	0,53±0,08	[0,45-0,71]	0,966±0,31	[0,52-1,48]

deux lots pour les valeurs moyennes des dimensions des pelotes (longueur : $28,25 \pm 4,45$ mm vs. $19,6 \pm 3,03$ mm ; diamètre : $17,45 \pm 1,57$ mm vs. $13,7 \pm 1,42$ mm, $P < 0,05$ pour tous les cas) (tableau 1).

Composition globale du régime alimentaire de la Sterne hansel

La Sterne hansel s'alimente au niveau des bassins hypersalés dans les zones d'eau peu profonde, sur les dunes sablonneuses à végétations halophiles éclairés en bordure de la Sebkhia Zima (figure 1).

Le spectre alimentaire de cette espèce est dominé par des proies terrestres (82,5 %) (tableau 2). Les invertébrés terrestres sont les espèces les plus consommées et sont représentés par les Orthoptères (37,5 %), principalement des Acrididés (33,65 %) et *Gryllotalpa* sp. (3,8 %), et les Coléoptères (24 %) dont des

Scarabéidés (17,30 %) et des Lucanidés (6,73 %). Une seule espèce d'arachnides est représentée par *Scorpio maurus* (15,38 %). Les vertébrés terrestres sont représentés par des lézards Lacertidés du genre *Acanthodactylus* (5,6 %) (tableau 2).

Les invertébrés aquatiques sont des proies secondaires (17 %). Ils sont composés de Coléoptères Dytiscidés (3,84 %) et d'un seul crustacé d'eau saumâtre, *Artemia salina* (13,15 %).

Les insectes (Coléoptères et Orthoptères) ont constitué les principales proies de la Sterne hansel avant et après la nidification (64,26 % et 65,77 %, respectivement). En revanche, une différence significative dans la composition du régime trophique existe entre les deux périodes concernant les Coléoptères et les Orthoptères (khi-deux, $P < 0,05$). Les Coléoptères (46,41 %) constituaient les proies de choix avant la nidification et ont été substitués

Tableau 2 – Abondances relatives (A.R %) des différentes catégories de proies dans les pelotes de la Sterne hansel récoltées durant la période d'estivation (avant et après nidification) à Sebkhia Zima, centre-ouest du Maroc (n_i : nombre de proies).

	Lot 1 (N=22)		lot 2 (N=46)		Total (N= 68)		Type
	Avant nidification		Après nidification				
	n_i	A.R (%)	n_i	A.R (%)	n_i	A.R (%)	
Coléoptères							
<i>Lucanidés</i>	4	14,28	3	3,94	7	6,73	Terrestre
<i>Scarabéidés</i>	5	17,85	13	17,10	18	17,30	Terrestre
<i>Dytiscidés</i>	4	14,28	0	0	4	3,84	Aquatique
Orthoptères							
<i>Gryllotalpa</i>	2	7,14	2	2,63	4	3,84	Terrestre
<i>Acrididés</i>	3	10,71	32	42,10	35	33,65	Terrestre
Arachnides							
<i>Scorpionidés</i>	4	14,28	12	15,78	16	15,38	Terrestre
Crustacés							
<i>Artemiidea</i>	4	14,28	10	13,15	14	13,15	Aquatique
Vertébrés							
<i>Lacertidae</i>	2	7,14	4	5,26	6	5,60	Terrestre



Figure 2 – Poussin de la Sterne hansel en train d'avalier un Acanthodactyle.



Figure 3 – Mérione étripée près d'un nid de Sterne hansel.

par les Orthoptères (44,73 %) après nidification. Les fréquences relatives des espèces *Scorpio morus*, *Artemia salina* et *Acanthodactylus sp.* ne présentent pas de différence significative entre les deux périodes ($P > 0,05$ dans tous les cas) (tableau 2). Des jeunes poussins au nid ont été observés à plusieurs reprises en train d'avalier un Acanthodactyle (figure 2). Plusieurs cadavres éviscérés de

jeunes mériones, des restes de petits moineaux ont été observés à proximité immédiate des nids (figure 3). Une curiosité, non prise en compte dans les résultats, est la présence (dans deux pelotes du premier lot) d'écailles de poissons provenant probablement de décharges publiques étant donné l'absence d'habitats aquatiques peuplés de poissons au niveau de la région.

Discussion

La Sterne hansel se distingue par sa capacité à consommer à la fois des proies aquatiques et terrestres. Dans cette étude, le régime trophique relativement diversifié de la Sterne hansel est composé de proies terrestres : Orthoptères (Acrididés), Coléoptères (Scarabéidés et Lucanidés), des Scorpionidés et les lézards acanthodactyles et qui constituent les proies principales (82,5 %). En revanche, les invertébrés aquatiques (*Artemiidea* et dytiscidés) constituent des proies secondaires (17,3 %). En termes de dominance relative, avant la nidification, notamment en début d'avril, ce sont les Coléoptères qui prédominent dans les pelotes de la Sterne hansel. Ils sont par la suite relayés par les Orthoptères en fin de la période de nidification. Ces résultats confortent les observations sporadiques réalisées durant plusieurs années et dans cette même colonie par Radi *et al.* (2011) ; ces mêmes auteurs ont rapporté que durant une année pluvieuse (*i.e.* 2003), plusieurs dépouilles éviscérées de jeunes mériones, de cadavres de petits moineaux et de lézards (Acanthodactyles) ont été observées à proximité immédiate des nids, ou transportées par des adultes en vol. Cette composition du régime trophique de la Sterne hansel au niveau de Sebkhha Zima est similaire à celle qui a été décrite par Radi *et al.* (2011) au niveau du site « Barrage El Massira » (Maroc). La présence d'écailles de poissons dans deux pelotes signifie que la Sterne hansel peut même s'alimenter dans la décharge à ciel ouvert de la localité avoisinante de la Sebkhha.

Ces résultats confirment globalement et qualitativement les données bibliographiques (Cabo 1986 ; Vargas *et al.* 1978 ; Sánchez *et al.* 1991, 1993 ; Biber 1993), rapportées au sujet du régime alimentaire de la Sterne hansel dans la région du paléo-arctique occidental (Afrique du Nord et péninsule Ibérique). En revanche, au sud-est de l'Espagne (Marais d'Albufera de Valencia), la Sterne hansel présente un spectre alimentaire moins diversifié et dans lequel l'écrevisse rouge des marais *Procambarus clarkii* constitue la proie principale (64 %), les insectes (Orthoptères, Odonates, Lépidoptères et Coléoptères) des proies secondaires (17 %) et les vertébrés (poissons, oiseaux, amphibiens et reptiles) ne représentent que 11,6 % (Ignacio *et al.* 2005). De même au sud-ouest de la péninsule Ibérique

(Marais de Guadalquivir), l'écrevisse rouge des marais, qui a été introduite en 1974 dans les vastes rizières autour de la colonie de la Sterne hansel, représente 40 % de son régime alimentaire (Costa 1986).

D'autres études ont montré que malgré son régime diversifié, la Sterne hansel peut avoir une grande dépendance vis-à-vis d'une seule espèce de proie, comme c'est le cas du crabe *Uca tangeri* dans le banc d'Arguin en Mauritanie (Altenburg *et al.* 1982), de crabes marins en Grèce (Goutner 1991) et sur les archipels Bijagós (Guinée-Bissau) (Ens *et al.* 1993, Eric *et al.* 2008) et du crabe violoniste *Uca spp.* en Virginie (Erwin *et al.* 1998). Le choix des crabes comme proie principale (Altenburg *et al.* 1982 ; Ens *et al.* 1993 ; Erwin *et al.* 1998 ; pour revue), malgré leur faible teneur en énergie et la difficulté liée à leur digestion par la Sterne hansel, semble être lié à la facilité de leur prélèvement (taux de capture élevé, sélection de la taille de la proie) suite à leur abondance dans le site de nidification. Cet avantage confère à cette espèce plus de temps pour se reposer et digérer (Stienen *et al.* 2008).

La comparaison du régime trophique des populations marocaines aux données bibliographiques rapportées dans les populations françaises (Lévêque 1965) et ibériques (Cabo 1986 ; Costa 1986) ne montre pas des variations dans ces pays méditerranéens en termes de spectre alimentaire. En revanche, il semble que la Sterne hansel a un régime trophique très spécialisé au niveau des basses latitudes. L'ensemble de ces données confirme la stratégie trophique extrêmement opportuniste, en fonction de la disponibilité des proies dans le milieu de gagnage, déjà signalé chez cette espèce en Europe par Cramp (1985).

Cette stratégie lui permettrait une intense exploitation d'un nombre réduit d'espèces les plus abondantes et probablement les plus profitables énergétiquement dans son site de nidification. Par comparaison avec d'autres sternes, généralement marines et piscivores, la Sterne hansel occupe les milieux continentaux particulièrement fragiles (lacs salés, steppes halophiles, îlots de barrages). La détérioration de ces biotopes et particulièrement des habitats d'alimentation et le dérangement ont été à l'origine du déclin des effectifs des populations en Europe (Møller 1981, 1982 ; Biber 1993) et en Afrique (Møller 1975 ; Biber 1993).

Nos résultats montrent qu'au niveau de la Sebkhâ Zima, la consommation des proies aquatiques par la Sterne hansel reste très limitée, probablement en raison de leur faible disponibilité dans les bassins hypersalés et continuellement réaménagés. En effet, l'extension récente des aménagements (fossés et salines) a complètement bouleversé l'hydrologie de cette Sebkhâ, qui fut déjà affectée par le drainage avec une production moyenne annuelle de 30 000 tonnes de sel. La Sterne hansel est ainsi tributaire des proies terrestres (invertébrés et lézards) (82,5 %) pour se nourrir, ce qui suggère que cette espèce exploite essentiellement la ceinture de dunes steppiques à plantes halophiles aux alentours du lac principal comme son habitat de nourrissage. De plus, le régime alimentaire des jeunes, qui est composé d'invertébrés terrestres, de lézards *Acanthodactylus sp.* et de mériones, inféodés aux dunes sablonneuses, souligne l'importance de ces sites d'alimentation au voisinage de la colonie.

À souligner que la Sebkhâ Zima constitue le seul « point vert » à végétation spontanée dans la région et où le surpâturage est très important, en particulier au niveau de la partie nord. De plus, les plantes halophiles, notamment *Anabasis*, *Frankenia* et *Atriplex*, utilisées pour le bois de feu, sont arrachées avec leurs racines provoquant ainsi une réduction du couvert végétal voire sa disparition aux alentours de la Sebkhâ en référence avec les données rapportées par Nègre (1960) sur la végétation de la région.

Le suivi de la reproduction de la Sterne hansel à Sebkhâ Zima, sur une période de dix ans (1989-2008), par Radi *et al.* (2011), a permis de mettre en évidence l'effet bénéfique de l'abondance des proies au cours des années humides sur la phénologie de la reproduction et plus particulièrement sur la taille de la ponte et le poids moyen des œufs.

Aussi, le maintien de colonies de la Sterne hansel et leur nidification au niveau de la zone humide de Zima, centre-ouest du Maroc, dépendent de la conservation et de la protection de son habitat d'alimentation à végétation steppique dunaire bordant le lac hypersalé de la Sebkhâ.

Références

- Abbad A., 1993. *Contribution à l'étude éco-pédologique et cartographique des peuplements halophiles de la région de Marrakech, Sebkhâ Zima, région de Chemmaïa*. Thèse, université Cadi Ayyad Marrakech, Maroc, 208 p.
- Altenburg W., Engelmoer M., Mes R. & Piersma T., 1982. *Wintering waders at the Banc d'Arguin, Mauritania*. Comm. 6 Wadden Sea Working Group, Leiden.
- Biber P., 1993. Status and distribution of the Gull-billed Tern *Sterna nilotica* in the Western Palearctic. In: Aguilar J.S., Mombailliu X. & Paterson A.M. (eds), *Status and Conservation of Seabirds*. Mediterranean Seabird Symposium, Madrid. Sociedad Española de Ornitología, Proceedings II : 87-95.
- Cabo J.M. & Sánchez J.M., 1986. Recent information on the Gull-billed Tern *Gelochelidon nilotica* in Morocco and on its diet. *Alauda* 54: 207 - 212.
- Costa L., 1986. Alimentación de la Pagaza Picorna *Gelochelidon nilotica* en las marismas del Guadalquivir. Doñana, *Acta Vertebrata* 11 : 185-195.
- Cramp S. & Simmons K.E.L., 1982. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic*. Vol. III. Waders to Gulls. Oxford University Press, Oxford, 913 p.
- Cramp S., 1985. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East, and North Africa: the birds of the Western Palearctic*. Vol. IV. Terns to Woodpeckers. Oxford University Press, Oxford, 960 p.
- Dies I.J., Marín J. & Pérez C., 2005. Diet of Nesting Gull-billed Terns in Eastern Spain. *Waterbirds* 28 (1):106-109.
- Ens B.J., Klaassen M. & Zwarts L., 1993. Flocking and feeding in the fiddler crab *Uca tangeri*: prey availability as risk-taking behaviour. *Neth. J. Sea Res.* 31: 477-494.
- Eric W., Stienen M. & Klaassen A., 2008. Why do Gull-billed Terns *Gelochelidon nilotica* feed on fiddler crabs *Uca tangeri* in Guinea-Bissau. *Ardea* 96: 243-250.
- Erwin R.M., Eyler T.B., Hatfield J.S. & McGary S., 1998. Diets of nesting Gull-billed Terns in coastal Virginia. *Colonial Waterbirds* 21: 323-327.
- Goutner V., 1991. Food and feeding ecology of Gull-billed Terns *Gelochelidon nilotica* in Greece. *Revue d'écologie : La Terre et la Vie* 46: 373-384.
- Le Houérou H., 1989. Classifications éco-climatiques des zones arides de l'Afrique du Nord. *Ecologia mediterranea* 15 : 96-114.
- Lévêque R., 1956. Une colonie de la Sterne hansel en camargue. *Nos oiseaux* 23 : 233-246.
- Møller A.P., 1982. Coloniality and colony structure in the Gull-billed terns *Gelochelidon nilotica*. *J. Ornithol.* 123: 41-53.
- Nègre R., 1960. Les associations végétales du lac Zima. *Bull. soc. sci. nat. phys.* Maroc, Rabat, 40, 16 p.
- Radi M., Dakki M. & Qninba A. 2003. Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar (FDR). Catégories approuvées dans la Recommandation 4.7 modifiée par la Résolution VIII.13 de la Conférence des Parties contractantes.
- Radi M., Qninba A., Rguibi I.H. & Dakki M., 2004. Reproduction de la Sterne hansel *Sterna nilotica* à la Sebkhâ Zima (Région de Marrakech-Maroc). *Alauda* 72 (3) : 201-209.

- Radi M., Qniba A., Znari M., Aourir M., El Idrissi A. & Dakki M., 2011. Étude de la Sterne hansel *Gelochelidon nilotica* au Maroc central : reproduction, régime alimentaire et impact de l'activité humaine. *Alauda* 79 (4) : 269-284.
- Saadi A., 1994. *Les entomostracés d'un marais temporaire saumâtre, la Sebkha Zima (Maroc). Cycle biologique, production et place dans la chaîne trophique*. Thèse de doctorat ès Sciences, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc.
- Sánchez J.M., Blasco M., Muñoz del Viejo A. & Cabo J.M., 1993. Evolución de la dieta de *Sterna nilotica* durante la estación reproductora. In: Aguilar J.S., Mombailliu X. & Paterson A.M. (eds.), *Status and Conservation of Seabirds: Ecogeography and Mediterranean Action Plan*. Mediterranean Seabird Symposium, Madrid. Proceedings II: 377-382.
- Sánchez J.M., Muñoz del Viejo A. & De la Cruz C., 1991. Segregación alimentaria entre adultos y pollos de *Gelochelidon nilotica* (Gm., 1789) en la laguna de Fuente de Piedra. *Ardeola* 38 : 21-27.
- Sánchez J.M. & Fasola M., 2002. *Gelochelidon nilotica*. *BWP Update* 4: 21-33.
- Stienen E.W.M., Brenninkmeijer A & Klaassen M., 2008. Why do Gull-billed Terns *Gelochelidon nilotica* feed on fiddler crabs *Uca tangeri* in Guinea-Bissau? *Ardea* 96 (2): 243-250.
- Tucker G.M. & Heath M.F., 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International, Cambridge, U.K., 600 p.
- Vargas J.M., Antúnez A. & Blasco M., 1978. Comportamiento reproductivo y alimentario de la Pagaza Piconegra *Gelochelidon nilotica* en la laguna de Fuentepiedra de Málaga. *Ardeola* 24 : 227-231.

Autoécologie du Marrube blanc (*Marrubium vulgare* L.) et caractérisation de la biodiversité végétale dans le Djebel de Tessala (Algérie nord-occidentale)

Autecology of white Horehound (Marrubium vulgare L.) and characterization of plant biodiversity in Jebel Tessala (north-western Algeria)

Karim BOUTERFAS*,¹, Zoheir MEHDADI¹, Ali LATRECHE¹, Kouider CHERIFI¹

1. Laboratoire de biodiversité végétale : conservation et valorisation, Faculté des sciences de la nature et de la vie, Université Djillali Liabès, 22000 Sidi Bel-Abbès, Algérie

* Auteur correspondant : bouterfas_karim@yahoo.fr

Résumé

Dans le présent travail, nous nous sommes intéressés à l'étude de l'autoécologie du *Marrubium vulgare* L. dans le Djebel de Tessala en Algérie. Nous avons choisi douze stations réparties sur les deux versants nord et sud, sur lesquels des échantillons de sol ont été prélevés et des relevés floristiques ont été effectués. Les résultats édaphiques montrent que cette espèce se développe sur des sols légers, légèrement alcalins, fortement calcaires et avec des teneurs moyennes à fortes en matière organique. Les traitements statistiques grâce à une analyse factorielle des correspondances (AFC), une classification ascendante hiérarchique (CAH) et une analyse en composantes principales (ACP) montrent que le *Marrubium vulgare* est caractéristique des matorrals. Il se développe surtout dans des stations ensoleillées, à basses altitudes, sur des terrains faiblement pentus. Nous avons pu comptabiliser sur l'ensemble des stations prospectées 72 espèces appartenant à 35 familles botaniques, participant au potentiel phytoécologique remarquable de notre site d'étude.

Abstract

In this work, we were interested in the study of *Marrubium vulgare* L. in Tessala Mounts in Algeria. Twelve stations were chosen because they

were distributed on slopes north and south. Soil samples were taken and floristic inventories were realised. Soil analyses showed that this species were presents on light soils, slightly alkaline, highly calcareous and with middle to highly organic matter contents. The Correspondence analysis, the hierarchical cluster analysis and the principal component analysis showed that *Marrubium vulgare* was characteristic of Mediterranean schrubland "Matorral", developing especially in sunny stations at low altitudes, on slightly sloping soils. We have found for the whole prospected stations, 72 species belonging to 35 botanical families, they are included in the remarkable phytoecological potential of our study site.

Introduction

La région méditerranéenne abrite une diversité biologique de première importance. Ainsi en Afrique du Nord, les espèces de la flore spontanée constituent une part non négligeable des ressources génétiques locales à valeur pastorale, fourragère, alimentaire, aromatique et/ou médicinale (Abdelguerfi & Laouar 1999 ; Ohba & Amirouche 2003).

Mots clés : *Marrubium vulgare*, Djebel de Tessala, autoécologie, analyses statistiques.

Keywords: *Marrubium vulgare*, Jebel of Tessala, autoecology, statisticals analysis.

Divers travaux ont attiré l'attention des biologistes et des généticiens sur l'intérêt que présentent les forêts méditerranéennes, du point de vue de leur richesse spécifique végétale, autant au niveau des essences forestières qui les constituent que des espèces herbacées qui participent au cortège des habitats qu'elles individualisent (Gomez-Campo 1985). Sur le plan écologique et phytosociologique, de nombreuses publications y ont ainsi été consacrées par Braun-Blanquet (1949); Quézel (1956); Gounot (1969); Barbero & Quézel (1976); Guinochet (1973); Abi-Salah (1978); Rivas-Martinez (1982); Enriquez-Barroso & Gomez-Campo (1991).

C'est dans ce contexte que nous nous sommes intéressés à l'étude d'une plante caractéristique de notre région : *Marrubium vulgare* L. Ce taxon a été étudié dans tous ses aspects tant biochimiques que pharmacologiques ; mais son écologie stationnelle reste encore peu connue en Algérie. Cette étude présente donc une certaine originalité à caractère surtout phytoécologique qui fait appel notamment à des variantes écologiques majeures : le bioclimat, l'altitude, le sol et la végétation. Par ailleurs, et en raison de sa distribution importante et son statut d'espèce assez commune du Nord algérien, cette plante a été négligée par rapport aux autres espèces beaucoup moins fréquentes appartenant à la famille des Lamiaceae comme le thym et la sauge par exemple. De ce fait, et pour mieux comprendre la distribution du marrube blanc par rapport aux conditions du milieu du Djebel de Tessala, nous avons jugé nécessaire de réaliser une étude sur cette espèce.

Marrubium vulgare est une plante cosmopolite qui pousse presque dans toute l'Europe surtout dans ses régions méditerranéennes ainsi que dans l'Europe méridionale et médiane. C'est une plante herbacée vivace de 30 à 80 cm de hauteur, d'aspect blanchâtre, ressemblant légèrement à la menthe, à odeur forte pénétrante légèrement musquée et qui possède une saveur à la fois chaude et amère (Quézel & Santa 1963). Cette plante est également traditionnellement utilisée pour le traitement de divers maux : sifflements respiratoires, maladies urinaires, otites et ophtalmies.

Pour mieux caractériser l'habitat de *Marrubium vulgare*, nous avons adopté une méthodologie qui consiste à diviser le travail en deux étapes : la première est édaphique, son objectif est de connaître les propriétés physico-chimiques du sol sur lequel se développe

l'espèce ici étudiée ; la seconde étape est floristique, elle a été réalisée par la méthode phytosociologique sigmatiste, basée sur la caractérisation du cortège floristique auquel appartient le marrube. Finalement, des analyses statistiques ont été effectuées (analyse factorielle des correspondances, classification ascendante hiérarchique et analyse en composantes principales) ayant pour but, d'une part, de caractériser la relation entre l'espèce étudiée et ses affinités écologiques (sol et paramètres de la station) et, d'autre part, d'évaluer d'une façon globale la biodiversité végétale qu'abrite notre site d'étude.

Matériel et méthodes

Zone d'étude et choix des stations

Localisé à 15 km au nord-ouest de la ville de Sidi Bel Abbés (Algérie occidentale), le Djebel de Tessala, zone de notre étude, présente un secteur de grande diversité biologique. Il est limité au nord par la plaine de la Mleta et la Sebkhia d'Oran, à l'est par les monts de Beni Chougrane, à l'ouest par les monts de Sebaa Chioukh et au sud par la plaine de Sidi Bel Abbés. Le Djebel de Tessala fait partie de l'Atlas tellien, son point culminant se trouve à 1 061 m (Kiekken 1962).

Le climat est de type méditerranéen à hiver frais, avec des pluviométries annuelles moyennes de 290 mm à 420 mm. Les températures mensuelles moyennes sont comprises entre 9,4 °C et 26,6 °C, les températures moyennes minimales du mois le plus froid oscillent entre 2,5 °C et 3,3 °C et les moyennes des maxima du mois le plus chaud excèdent rarement les 30 °C (ONM 2010).

Plusieurs prospections préliminaires sur le terrain nous ont permis une bonne connaissance préalable du Djebel de Tessala. Nous avons ensuite choisi douze stations (figures 1 et 2) réparties sur les deux versants nord et sud. Le choix de ces stations est orienté par la présence de l'espèce *Marrubium vulgare* qui a fait l'objet de notre étude.

Analyse pédologique et floristique

Sur le terrain, une fosse pédologique a été creusée en avril 2010 pour chaque station étudiée. Trois échantillons de sol sont prélevés pour chaque station de l'horizon superficiel à

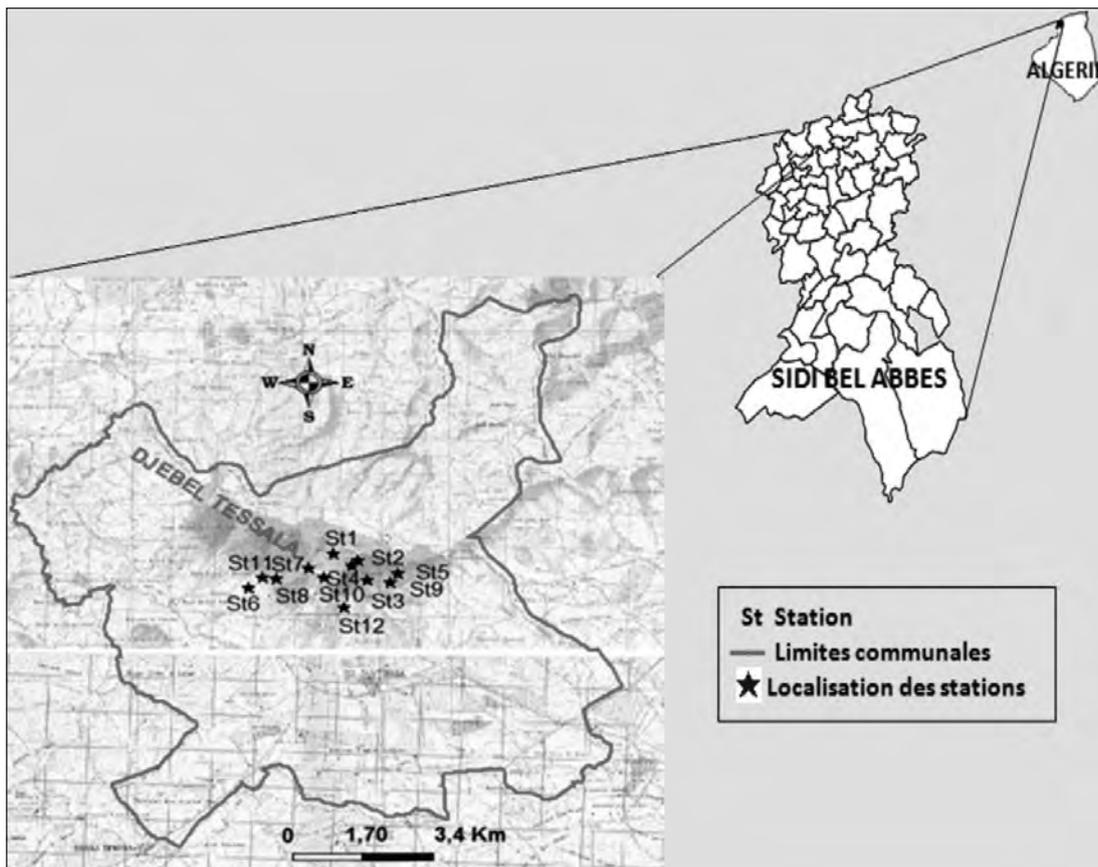


Figure 1 – Situation géographique du Djebel de Tessala en Algérie et localisation des stations échantillonnées.



Figure 2 – Deux stations échantillonnées (stations 3 et 8).

une profondeur de 10 à 20 cm. Quelques caractéristiques sont notées à partir d'observations sur le terrain : structure, couleur et limite des différents horizons.

Les échantillons de sol sont ensuite mis à sécher à l'air libre pendant 15 jours. Une fois séchés, nous avons procédé à l'analyse granulométrique pour classer les différents éléments physiques constitutifs (fractions gros-

sière et fine après tamisage à 2 mm : sables, limons, argiles) selon leur taille et leur pourcentage respectif dans l'échantillon. La texture est définie après projection des résultats de l'analyse granulométrique fine sur le triangle de Jamagne (1967).

Les analyses physico-chimiques du sol consistent à évaluer l'humidité (H), le potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique

(CE), le calcaire total (CT), le calcaire actif (CA) et la matière organique (MO) (Aubert 1978).

Pour l'inventaire floristique, nous avons utilisé la méthode des relevés phytosociologiques recommandée par Braun-Blanquet (1952) dite aussi méthode sigmatiste. Cette démarche, couramment utilisée en écologie végétale pour diagnostiquer les différentes communautés végétales, nous a permis l'élaboration du tableau floristique. Elle consiste à choisir des emplacements typiques pour les inventaires floristiques, noter les conditions des paramètres des différentes stations relatifs à l'emplacement des relevés (date, pente, altitude, coordonnées géographiques, recouvrement), dresser une liste complète des espèces présentes par strate et, finalement, accorder pour chaque espèce un coefficient d'abondance-dominance, de sociabilité ainsi que sa fréquence d'apparition dans chaque relevé.

Dans notre étude, l'aire minimale est fixée à 100 m². Cette aire a été adoptée à l'ensemble des stations échantillonnées en se référant à certains travaux phytoécologiques entrepris sur la végétation de notre zone d'étude (Ferka-Zazou 2006 ; Cherifi *et al.* 2011). C'est une surface où les conditions écologiques sont homogènes et où la végétation est uniforme. En effet, selon Guinochet (1973), pour des végétations herbacées, l'aire minimale est une surface contenant la quasi-totalité des espèces présentes et qui n'offre pas d'écart de composition floristique appréciable entre ses différentes parties.

Quatre strates ont été retenues permettant l'identification des formations végétales : arborescente, arbustive, buissonnante et herbacée. L'identification de ces strates se fait suivant l'échelle avancée par Benabdelli (1996) pour la végétation ligneuse de l'Oranie : la strate arborescente (hauteur de 4 m et plus), la strate arbustive (hauteur entre 1,50 m et 4 m), la strate buissonnante (hauteur entre 0,50 m et 1,50 m) et la strate herbacée (hauteur à moins de 0,50 m).

Sur chacune des stations choisies, un inventaire exhaustif des espèces présentes est effectué durant la période de végétation optimale s'étalant d'avril à mai 2010. Les espèces sont identifiées en se référant à la flore de Quézel & Santa (1962, 1963) et celle de Careme (1990), séchées puis mises en herbier et archivées.

La richesse spécifique de chaque station est calculée pour une surface de 100 m². En plus, les espèces inventoriées sont réparties selon leurs fréquences d'apparition (F), familles correspondantes (Quézel & Santa 1962), types biologiques (Raunkiaer 1934 ; Ellenberg & Mueller 1968), types morphologiques et types phytogéographiques (Quézel & Santa 1962 ; Ozenda 1985 ; Bonnier 1990).

Les espèces inventoriées sont réparties en cinq classes par rapport à leur fréquence d'apparition (F) dans les relevés floristiques effectués :

- classe I (espèces très rares : $0 < F < 20 \%$) ;
- classe II (espèces rares : $20 < F < 40 \%$) ;
- classe III (espèces fréquentes : $40 < F < 60 \%$) ;
- classe IV (espèces abondantes : $60 < F < 80 \%$) ;
- classe V (espèces constantes : $80 < F < 100 \%$).

Traitements statistiques

Les valeurs moyennes des différents paramètres physico-chimiques des échantillons de sols analysés ainsi que le nombre d'espèces et de familles botaniques recensées sont comparées par le test de l'analyse de la variance (ANOVA) et le test de Tukey en utilisant le logiciel Minitab 16.

La similarité de la composition floristique entre les stations étudiées est effectuée par l'indice de similarité β de Sorensen (Gaujour *et al.* 2009 ; Masharabu *et al.* 2010) et l'indice J de Jaccard (De Bello *et al.* 2007).

L'un des objectifs de notre étude portait également sur la caractérisation de la biodiversité végétale du Djebel Tessala et l'analyse des groupements du *Marrubium vulgare*. Compte tenu des données disponibles, les analyses statistiques pouvant répondre à l'objectif principal de cette étude écologique, à savoir la caractérisation de l'habitat de *Marrubium vulgare*, sont notamment : l'analyse factorielle des correspondances (AFC), la classification ascendante hiérarchique (CAH) et l'analyse en composantes principales (ACP).

L'analyse factorielle des correspondances est utilisée depuis longtemps en phytosociologie et en phytoécologie. Selon Cibois (1983), elle traite des tableaux de nombres, remplaçant un tableau difficile à lire par un autre plus simple tout en ayant une bonne approximation de celui-ci. Cette analyse offre également d'autres grandes possibilités. En effet, elle

permet de traiter conjointement les variables floristiques et les variables écologiques (Djebaïli 1984).

Pour la réalisation de l'AFC, la matrice est présentée de telle sorte que les espèces inventoriées ainsi que les résultats physico-chimiques du sol, en plus de l'altitude et la pente, sont disposés en colonnes (variables) et les douze stations choisies en lignes (individus).

Pour la constitution de la matrice de l'AFC, le coefficient de sociabilité n'a pas été pris en considération ; celui d'abondance-dominance étant le seul exploitable dans ce type de traitement. Les variables ont été introduites sous forme de codes. Chaque espèce est codifiée par deux ou trois lettres tirées de son nom vernaculaire, pour rendre facile sa lecture sur les plans factoriels.

La classification ascendante hiérarchique (CAH) est une méthode d'agglomération qui met en relief des groupements de relevés ou d'espèces à partir des résultats de l'analyse factorielle des correspondances. Elle a pour objectif de représenter les ressemblances mutuelles entre les relevés selon un arbre ou dendrogramme, dans lequel les groupes sont aussi mutuellement exclusifs mais hiérarchisés (Blanc 2000 ; Gillet 2000). L'AFC et la CAH sont réalisées en utilisant le logiciel Statistica 6.

Les variables floristiques prises en compte ont fait l'objet d'une analyse en composantes principales (ACP). Cette analyse permet d'intégrer plusieurs variables quantitatives à la fois, d'étudier les liaisons entre les variables, de mettre en évidence les variables les plus discriminantes et d'obtenir une image simplifiée sur des plans discriminant au maximum les facteurs (Duby & Robin 2006 ; Ali Kouani *et al.* 2007). Dans notre cas, l'ACP, réalisée par le logiciel XLSTAT 2012, consiste à mettre en évidence les groupes de stations présentant des affinités floristiques.

Résultats

Analyses pédologiques

Les valeurs moyennes relatives aux différents paramètres physico-chimiques caractéristiques de l'horizon superficiel du sol correspondant aux douze stations retenues sont représentées dans le tableau 1.

L'ensemble des échantillons de sol analysés est caractérisé par des pourcentages appréciables de sables grossiers, de sables fins et de fractions grossières ; alors que les argiles et les limons sont faiblement présents. Pour la texture du sol, neuf stations sont limono-sableuses (St 1, St 2, St 3, St 4, St 6, St 7, St 8, St 9 et St 11), deux stations sablo-limoneuses (St 5 et St 12) et une station limono-argilo-sableuse (St 10).

La couleur des échantillons de sols est très diversifiée : marron foncé (St 2, St 3, St 5, St 9 et St 10), marron clair (St 4, St 7 et St 8), noirâtre (St 1 et St 12), brun foncé (St 6) et jaunâtre (St 11).

La structure grumeleuse est dominante dans les stations St 1, St 2, St 3, St 4, St 5, St 7, St 8, St 9 et St 10 ; alors que la structure polyédrique caractérise les stations St 6, St 11 et St 12.

Les stations du versant nord (St 6, St 9, St 10 et St 11) présentent un taux d'humidité plus important que celui des stations du versant sud (St 1, St 2, St 3, St 4, St 5, St 7, St 8 et St 12).

Le pH est légèrement alcalin dans les stations St 1, St 2, St 3, St 4, St 5, St 7, St 9, St 10 et St 11 ; voisin de la neutralité dans les stations restantes (St 6, St 8 et St 12).

La projection des résultats de la conductivité électrique sur l'échelle de salure révèle des sols non salés pour toutes les stations avec des valeurs fluctuant entre 0,1 et 0,44 ms/cm.

Pour la teneur en matière organique, sept stations (St 1, St 2, St 3, St 6, St 9, St 10 et St 12) sont riches avec des valeurs de 4,06 % à 10,45 % ; les autres stations (St 4, St 5, St 7, St 8 et St 11) sont moyennement riches enregistrant des pourcentages compris entre 2,42 % et 3,81 %.

Le taux du calcaire total oscille entre 8,57 % et 49,65 % avec existence de deux classes de sols : sols fortement calcaires (St 1, St 2, St 3, St 5, St 7, St 8, St 9 et St 11) et sols modérément calcaires (St 4, St 6, St 10 et St 12).

Les teneurs en calcaire actif sont le plus souvent inférieures à 3,45 % avec un maximum de 4,52 % noté dans la station 11 (tableau 1).

L'analyse de la variance montre d'une manière globale une différence très hautement significative (***) $p < 0,001$ entre les valeurs des paramètres physico-chimiques précités des sols des 12 stations, exception faite pour le pH ($p > 0,05$).

Tableau 1 – Résultats des analyses pédologiques des échantillons de sol pour les 12 fosses pédologiques réalisées dans le Djebel de Tessala (Algérie nord-occidentale).

Stations	St 1	St 2	St 3	St 4	St 5	St 6	St 7	St 8	St 9	St 10	St 11	St 12
Analyses granulométriques et textures												
FG (%)	24,37 ^c	16,57 ^{dcl}	20,53 ^{cd}	29,83 ^b	20,78 ^{cd}	14,21 ^f	20,15 ^{cd}	39,53 ^a	15,88 ^{cl}	20,15 ^{cd}	18,84 ^{de}	17,61 ^{dcl}
SG (%)	36,75 ^a	30,49 ^{abc}	31,31 ^{abc}	30,67 ^{abc}	14,34 ^f	30 ^{bc}	22,66 ^{de}	28,48 ^{bcd}	16,71 ^{cl}	25,63 ^{cd}	22,35 ^{de}	33,96 ^{ab}
SF (%)	23,4 ^c	31,09 ^d	22,1 ^c	25,13 ^c	50,4 ^a	33,13 ^d	40,03 ^{bc}	15,51 ^f	48,56 ^a	33,17 ^d	40,31 ^b	34,28 ^{cd}
L (%)	6,32 ^{de}	12,52 ^{ab}	14,68 ^a	6,17 ^e	5,29 ^e	9,61 ^{bc}	8 ^{cde}	7,64 ^{cde}	6,79 ^{cde}	10 ^{bc}	9,4 ^{cd}	5,59 ^e
A (%)	9,2 ^{ab}	9,41 ^{ab}	12,11 ^{ab}	8,2 ⁿ	9,1 ^{ab}	13,04 ^a	9,16 ^{ab}	8,82 ^b	12,03 ^{ab}	11,28 ^{ab}	8,47 ^b	8,54 ^b
Type de texture	Ls	Ls	Ls	Ls	Sl	Ls	Ls	Ls	Ls	Las	Ls	Sl
Paramètres physiques												
Profondeur (cm)	12,5	14	18	16	17	19	18,5	14	15	20	20	19
Couleur	N	MF	MF	MC	MF	BF	MC	MC	MF	MF	J	N
Structure	G	G	G	G	G	P	G	G	G	G	P	P
H (%)	14,38 ^{de}	10,18 ^{lg}	9,11 ^{lg}	8,45 ^g	10,78 ^{clg}	25,43 ^{bc}	10,5 ^{clg}	16 ^d	28,1 ^{ab}	22,5 ^c	30,42 ^a	12,8 ^{dcl}
Paramètres chimiques												
pH	7,51 ^a	7,57 ^a	7,5 ^a	7,47 ^a	7,5 ^a	6,98 ^a	7,4 ^a	7,02 ^a	7,54 ^a	7,24 ^a	7,36 ^a	6,94 ^a
Appréciation	LA	LA	LA	LA	LA	VN	LA	VN	LA	LA	LA	VN
CE (ms/cm)	0,14 ^{cd}	0,15 ^{cd}	0,1 ^g	0,16 ^c	0,39 ^b	0,12 ^{clg}	0,1 ^g	0,13 ^{dcl}	0,44 ^a	0,11 ^{dclg}	0,13 ^{cl}	0,16 ^c
Salinité	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
MO (%)	11,5 ^a	9,54 ^b	7,42 ^c	3,81 ^d	2,42 ^c	10,45 ^{ab}	3,32 ^d	3,26 ^e	5,23 ^d	4,06 ^{de}	2,89 ^e	12,2 ^a
Appréciation	R	R	R	MR	MR	R	MR	MR	R	R	MR	R
CT (%)	33,1 ^{de}	35,17 ^d	49,65 ^a	9,31 ^g	31 ^e	8,57 ^g	45,5 ^b	45,71 ^b	40 ^c	22,85 ^f	40 ^c	20 ^f
Appréciation	FC	FC	FC	MCA	FC	MCA	FC	FC	FC	MCA	FC	MCA
CA (%)	2,37 ^{bcd}	3,41 ^{ab}	3,23 ^{abc}	1,25 ^d	2,12 ^{bcd}	1,78 ^{abcd}	1,27 ^d	1,31	3,45 ^{abcd}	0,9 ^d	4,52 ^a	1,39 ^{cd}

abcdefg : les valeurs suivies par la même lettre ne sont pas significatives au niveau p = 0,05 ; FG : fraction grossière ; SG : sables grossiers ; SF : sables fins ; L : limons ; A : argiles ; LS : limono-sableuse ; Sl : sablo-limoneuse ; Las : limono-argileux sableuse ; N : noirâtre ; MF : marron foncé ; MC : marron clair ; BF : brun foncé ; J : jaunâtre ; G : grumeleuse ; P : polyédrique ; pH : potentiel hydrogène ; LA : légèrement alcalin ; VN : voisin de la neutralité ; CE : conductivité électrique ; NS : non salé ; MO : matière organique ; R : riche en matière organique ; MR : moyennement riche en matière organique ; CT : calcaire total ; FC : fortement calcaire ; MCA : moyennement calcaire ; CA : calcaire actif.

Analyses floristiques

L’inventaire floristique réalisé sur les douze stations a permis de comptabiliser 72 espèces (tableau 2). Le nombre d’espèces enregistre une différence très hautement significative entre les stations échantillonnées (**p < 0,001), il varie de 15 espèces (St 1) à 35 espèces (St 7) (figure 3, D).

Les indices de similarité de Sorensen et de Jaccard (tableau 3) ont fait ressortir des groupes de stations présentant des similitudes floristiques. De fortes similitudes floristiques caractérisent les groupes de stations suivants : St 11-St 9 (β = 0,66 et J = 0,50), St 1-St 2 (β = 0,62 et J = 0,45), St 7-St 6 (β = 0,61 et J = 0,44), St 11-St 5 (β = 0,60 et J = 0,42) et St 4-St 5 (β = 0,60 et J = 0,43) ; par contre de faibles similitudes sont notées sur : St 2-St 12 (β = 0,17 et J = 0,09) et St 1-St 12 (β = 0,25 et J = 0,14).

Les espèces recensées se rattachent à 35 familles botaniques de plantes vasculaires. La famille la mieux représentée est celle des Asteraceae (10 espèces soit un taux de présence de 13,88 %), suivie par la famille des

Poaceae (7 espèces soit un taux de présence de 9,72 %), ensuite viennent les Brassicaceae, Lamiaceae et Oleaceae (4 espèces chacune soit un taux de présence de 5,55 %). Nous avons noté aussi l’existence, d’une part, de trois familles à deux espèces à savoir les Apiaceae, Fabaceae et Liliaceae avec un taux de présence de 4,16 % chacune et, d’autre part, sept familles (Caryophyllaceae, Cistaceae, Convolvulaceae, Papaveraceae, Primulaceae, Rosaceae et Rutaceae) représentées par deux espèces chacune, soit un taux de présence de 2,77 %. Les vingt familles restantes sont monospécifiques enregistrant une faible présence de 1,38 % chacune (figure 3, F).

Le nombre de familles varie d’une station à une autre (**p < 0,001). Les stations 4 et 8 sont les mieux représentées (20 familles chacune) suivies par la station 10 (19 familles) et par les stations 3, 6 et 7 (17 espèces chacune).

Le calcul de la fréquence d’apparition des espèces inventoriées dans les relevés floristiques a fait ressortir cinq classes d’espèces : la classe I comportant les espèces très rares (32 espèces) ; la classe II englobant les espèces rares (12 espèces) ; la classe III

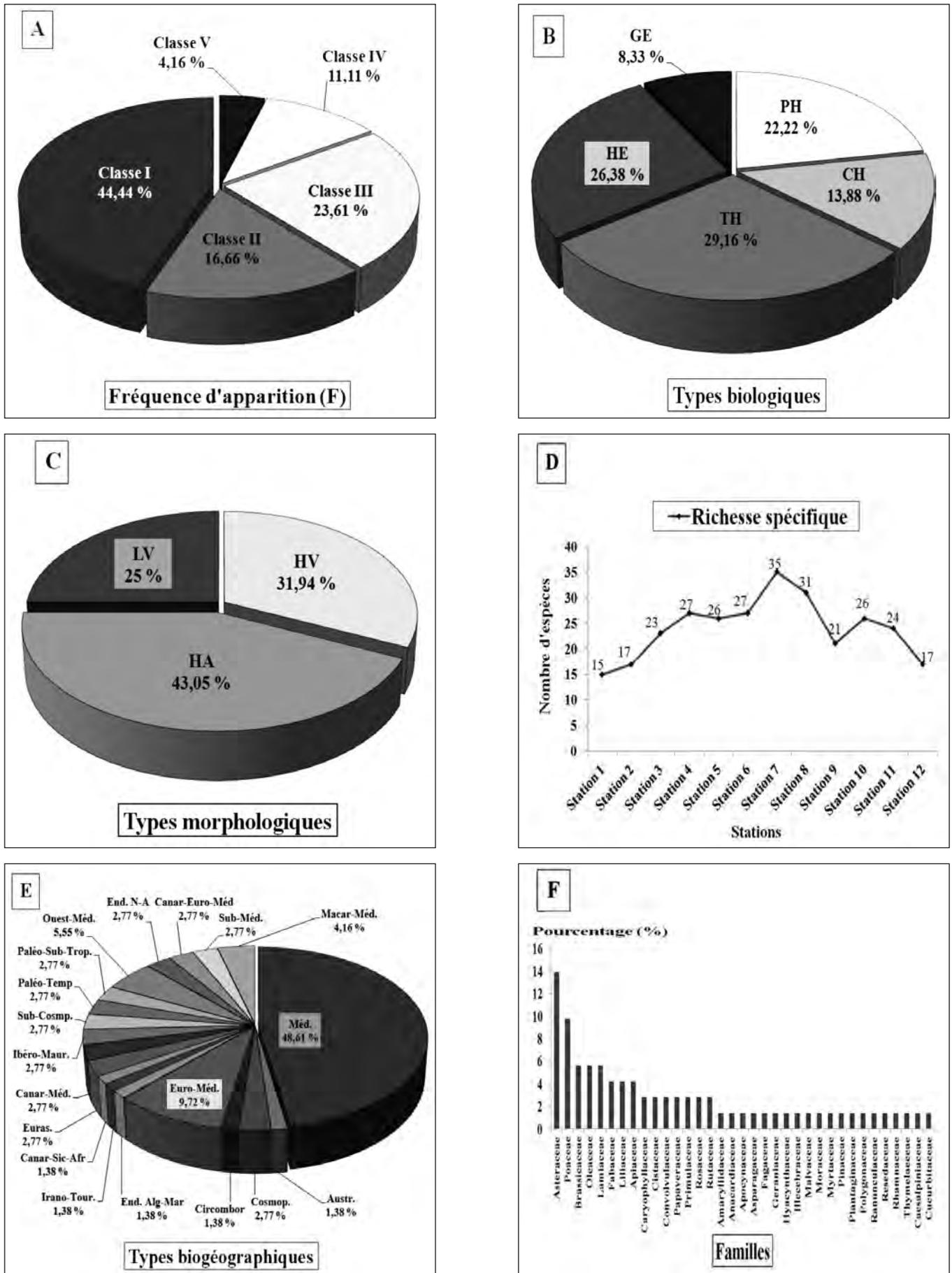


Figure 3 – Richesse spécifique et classification des espèces inventoriées selon leurs fréquences d'apparition, familles, types biologiques, morphologiques et biogéographiques.

Tableau 2 – Tableau global des relevés floristiques pour les 12 stations réalisées dans le Djebel de Tessala (Algérie nord-occidentale).

Station	St 1	St 2	St 3	St 4	St 5	St 6	St 7	St 8	St 9	St 10	St 11	St 12
Date	15-04-10	17-04-10	22-04-10	26-04-10	30-04-10	09-05-10	13-05-10	15-04-10	11-05-10	13-05-10	15-05-10	03-05-10
Recouvrement de la végétation en %	50	50	60	60	75	60	80	80	75	80	75	80
Longitude (ouest)	35°16'34"	35°16'33"	35°16'00"	35°16'13"	35°16'10"	35°17'23"	35°16'16"	35°16'21"	35°16'08"	35°16'56"	35°17'11"	35°16'12"
Latitude (nord)	0°46'25"	0°46'27"	0°46'45"	0°46'32"	0°46'13"	0°46'16"	0°45'48"	0°47'13"	0°45'55"	0°46'29"	0°47'57"	0°46'58"
Altitude en mètre	575	596	732	770	809	833	792	990	728	814	850	881
Versant	S	S	S	S	S	N	S	S	N	N	N	S
Exposition	S-E	S-O	S-E	S-E	S-O	N-O	S-E	S-E	N-E	N-E	N-O	S-O
Pente en %	0-3	0-3	3-12	3-12	0-3	<25	12-25	<25	12-25	12-25	<25	3-12
Strate arborescente												
1	<i>Ceratonia siliqua</i> L.	-	-	-	-	-	-	2.2	-	-	-	-
2	<i>Ficus carica</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-
3	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill	-	-	-	-	-	-	2.2	-	-	-	-
4	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	-	-	-	-	-	-	2.3	-	-	-	-
5	<i>Olea europea</i> L.	-	-	-	-	-	-	1.1	2.1	2.1	1.1	-
6	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	-	-	-	-	-	-	3.2	-	-	-	+
7	<i>Quercus ilex</i> L.	-	-	-	-	-	-	3.3	-	1.1	-	-
Strate arbustive												
8	<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	-	-	2.2	-	-	-	-	-	-	1.1	-
9	<i>Crataegus oxyacantha</i> L.	-	-	-	-	1.4	-	1.1	-	-	-	-
10	<i>Nerium oleander</i> L.	-	-	-	-	1.4	-	-	-	-	-	-
11	<i>Olea europea</i> L.	2.2	1.4	-	-	-	2.3	-	-	-	-	25
12	<i>Olea europea</i> Var. <i>Oleaster</i> Dc.	-	-	1.2	-	1.4	1.1	-	1.1	-	-	41,66
13	<i>Phillyrea angustifolia</i> L.	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-	8,33
14	<i>Pistacia atlantica</i> Desf.	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-	1.1	8,33
15	<i>Rosa sempervirens</i> L.	-	-	1.2	-	-	-	1.1	-	-	1.1	25
16	<i>Smilax aspera</i> L.	-	-	1.1	-	-	-	1.1	-	-	-	8,33
17	<i>Ziziphus lotus</i> (L.) Lam.	-	-	2.1	-	-	-	-	-	1.1	-	25
Strate buissonnante et herbacée												
18	<i>Ampelodesma mauritanicum</i> Bir.	2.1	1.1	-	-	2.1	1.1	-	-	2.1	-	41,66
19	<i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers.	-	-	-	-	2.1	2.2	-	-	-	-	16,66
20	<i>Anagallis arvensis</i> L.	-	1.1	1.1	-	-	-	2.1	1.1	1.1	2.1	58,33
21	<i>Anagallis monelli</i> L.	-	1.2	-	2.2	2.1	2.2	1.1	1.1	-	1.1	58,33
22	<i>Asparagus acutifolius</i> L.	-	-	1.4	1.1	1.1	+	2.2	1.4	-	1.1	75
23	<i>Asphodelus microcarpus</i> Sal & Viv.	-	-	1.1	2.1	1.1	2.2	1.1	2.2	2.2	-	75
24	<i>Asteriscus maritimus</i> L.	-	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-	8,33
25	<i>Avena sterilis</i> L.	-	-	-	-	-	1.4	-	-	-	-	8,33
26	<i>Ballota hirsuta</i> L.	+	1.4	1.1	2.1	1.1	3.2	3.2	-	2.1	2.1	83,33
27	<i>Brista maxima</i> L.	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-	-	8,33
28	<i>Bromus rubens</i> L.	1.1	-	1.2	-	2.1	1.1	+	-	-	+	58,33
29	<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	-	2.2	-	-	-	-	2.2	-	1.1	-	33,33
30	<i>Calendula arvensis</i> L.	-	-	-	1.1	-	-	-	-	1.1	2.2	41,66
31	<i>Calendula bicolor</i> L.	-	-	1.1	3.2	-	-	-	2.1	1.1	1.1	33,33
32	<i>Calycotome spinosa</i> Link.	-	-	1.1	2.2	3.2	2.1	3.2	2.1	2.1	2.1	83,33
33	<i>Capsella bursa-pastoris</i> L.	-	1.1	2.1	-	-	-	1.1	-	1.1	-	25
34	<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	2.1	2.1	1.1	-	1.1	2.2	1.1	-	1.1	-	58,33
35	<i>Centaurea pullata</i> L.	-	-	-	-	-	2.1	-	-	-	-	8,33
36	<i>Chamaerops humilis</i> L.	-	-	-	2.1	2.2	3.2	2.1	2.1	2.2	2.1	75
37	<i>Cistus salvifolius</i> L.	-	-	-	-	1.1	-	1.1	-	-	-	16,66

Tableau 3 – Indices de similarité de Sorensen et de Jaccard.

Stations	St 1	St 2	St 3	St 4	St 5	St 6	St 7	St 8	St 9	St 10	St 11	St 12	Indice de Sorensen (β)
St 1	ND	0,62	0,36	0,33	0,29	0,38	0,36	0,34	0,44	0,43	0,51	0,25	
St 2	0,45	ND	0,50	0,31	0,41	0,36	0,38	0,29	0,36	0,41	0,39	0,17	
St 3	0,22	0,33	ND	0,36	0,53	0,40	0,41	0,40	0,45	0,44	0,42	0,35	
St 4	0,20	0,18	0,21	ND	0,60	0,51	0,45	0,44	0,50	0,52	0,58	0,54	
St 5	0,17	0,26	0,36	0,43	ND	0,49	0,39	0,42	0,59	0,57	0,60	0,51	
St 6	0,23	0,22	0,25	0,35	0,32	ND	0,61	0,48	0,50	0,49	0,50	0,45	
St 7	0,21	0,23	0,26	0,29	0,24	0,44	ND	0,36	0,39	0,49	0,44	0,42	
St 8	0,21	0,17	0,25	0,28	0,26	0,31	0,22	ND	0,46	0,45	0,50	0,50	
St 9	0,28	0,22	0,29	0,33	0,42	0,33	0,24	0,30	ND	0,55	0,66	0,47	
St 10	0,28	0,26	0,28	0,35	0,40	0,32	0,32	0,29	0,38	ND	0,50	0,37	
St 11	0,34	0,24	0,27	0,41	0,42	0,34	0,28	0,34	0,50	0,34	ND	0,43	
St 12	0,14	0,09	0,21	0,37	0,34	0,29	0,26	0,33	0,31	0,22	0,28	ND	
Indice de Jaccard (J)													

ND : non déterminé (indice de Sorensen et de Jaccard égal à 1).

correspondant aux espèces fréquentes (17 espèces); la classe IV se rapportant aux espèces abondantes (8 espèces) et la classe V à laquelle sont rattachées les espèces très constantes (3 espèces) (figure 3, A).

Les thérophytes (TH) est le type biologique dominant (21 espèces soit 29,16 %), suivis par les hémicryptophytes (HE) (19 espèces soit 26,38 %), les phanérophytes (PH) (16 espèces soit 22,22 %), les chaméphytes (CH) (10 espèces soit 13,88 %) et enfin les géophytes (GE) (6 espèces soit 8,33 %) (figure 3, B).

L'analyse du spectre biogéographique montre, dans les 12 stations, la dominance des espèces de type méditerranéen qui constitue presque la moitié des espèces recensées avec 35 espèces soit un taux de 48,61 %. Suivent successivement les éléments euro-méditerranéens (7 espèces soit un taux de 9,72 %), ouest-méditerranéens (4 espèces soit un taux de 5,55 %) et macaronésiens-méditerranéens (3 espèces soit un taux de 4,16 %) (figure 3, E).

La catégorisation des espèces végétales rencontrées selon leurs types morphologiques montre que les herbacées annuelles (HA) sont les espèces dominantes (31 espèces soit un taux de 43,05 %), suivies par les herbacées vivaces (HV) (23 espèces soit un taux de 31,94 %) et enfin les ligneuses vivaces (LV) (18 espèces soit un taux de 25 %) (figure 3, C).

Caractérisation de l'habitat de *Marrubium vulgare* L.

La projection des variables (paramètres physico-chimiques du sol et espèces recensées) sur le plan factoriel (F1 x F2) met en évidence quatre grands ensembles répartis sur les deux parties de l'axe 1. Cet axe représente 39,41 % de l'information totale, contre 19,24 % d'inertie expliquée par l'axe 2 (figure 4, A). Les différents groupes sont répartis sur les deux côtés de l'axe 1 : deux groupes du côté positif (Gr 1 et Gr 2) et deux sur le côté négatif (Gr 3 et Gr 4).

Le groupe 1 (Gr 1) forme le cortège floristique où est présent *Marrubium vulgare*. Il est constitué essentiellement d'espèces dont la fréquence d'apparition est rare telles que *Capsella bursa-pastoris* L., *Foeniculum vulgare* (Mill.) Gaer., *Hordeum murinum* L., *Muscari comosum* (L.) Mill., *Olea europea* L. et *Ziziphus lotus* (L.) Lam., avec absence totale des chaméphytes et dominance des hémicryptophytes comme *Malva sylvestris* L., *Scolymus hispanicus* L., *Ampelodesma mauritanicum* Bir. et *Reseda alba* L. Du point de vue biogéographique et morphologique, ce groupe est marqué par une nette dominance du type méditerranéen comme *Rumex bucephalophorus* L. et *Carduus pycnocephalus* L. Il est également caractérisé par une présence équitable des herbacées annuelles et vivaces, et une faible présence des espèces ligneuses représentées par trois espèces. Ce groupe est formé dans sa majorité d'espèces se développant sur les deux versants nord et sud, à des basses et moyennes

altitudes, en corrélation avec la présence de terres fines (sables fins et limons), modérément alcalines, riches en matière organique et avec de fortes teneurs en calcaire actif.

Le groupe 2 (Gr 2) englobe dans sa majorité des espèces appartenant à la classe des espèces très rares avec dominance des thérophytes et absence totale des géophytes. Du point de vue morphologique, nous y constatons la dominance des herbacées annuelles qui constituent les trois quarts des espèces présentes. En ce qui concerne la nature biogéographique, ce groupe est constitué à moitié d'espèces méditerranéennes. Cet ensemble est associé à des sols où prédominent notamment les sables grossiers, les argiles et le calcaire total.

Le groupe 3 (Gr 3) est caractérisé par la dominance des espèces appartenant à l'élément méditerranéen dont la fréquence d'apparition est très rare. Du point de vue biologique et morphologique, nous avons pu noter la dominance des thérophytes et des hémicryptophytes d'une part, et des herbacées vivaces et annuelles d'autre part. Cet ensemble est marqué par la présence des espèces se développant majoritairement au versant sud et en lien avec un taux élevé en humidité et le type de structure grumeleuse du sol.

Le groupe 4 (Gr 4) est marqué par la présence de deux espèces très constantes parmi les trois inventoriées : *Ballota hirsuta* L. et *Calycotome spinosa* Link., avec une nette dominance des ligneux et une grande richesse en phanérophytes. En ce qui concerne la répartition des types biogéographiques, le type méditerranéen est le plus dominant. Ce lot d'espèces domine la station 8 où les deux strates arborescente et arbustive ont un taux de recouvrement le plus important parmi les stations retenues en liaison avec l'altitude, la teneur en graviers et en cailloux du sol ainsi que la pente.

La classification ascendante hiérarchique (figure 4, B) a permis de mettre en évidence sur l'ensemble de l'espace factoriel des groupes de stations échantillonnées selon leurs affinités.

Le groupe A est formé de deux sous-groupes (A1 et A2).

Le sous-groupe A1 est constitué d'une seule station (St 8) appartenant au versant sud où la pente est forte (< 25 %) et l'altitude est la plus élevée (990 m). Du point de vue de la richesse spécifique, cette station vient en deuxième position avec 30 espèces. Ce sous-groupe est

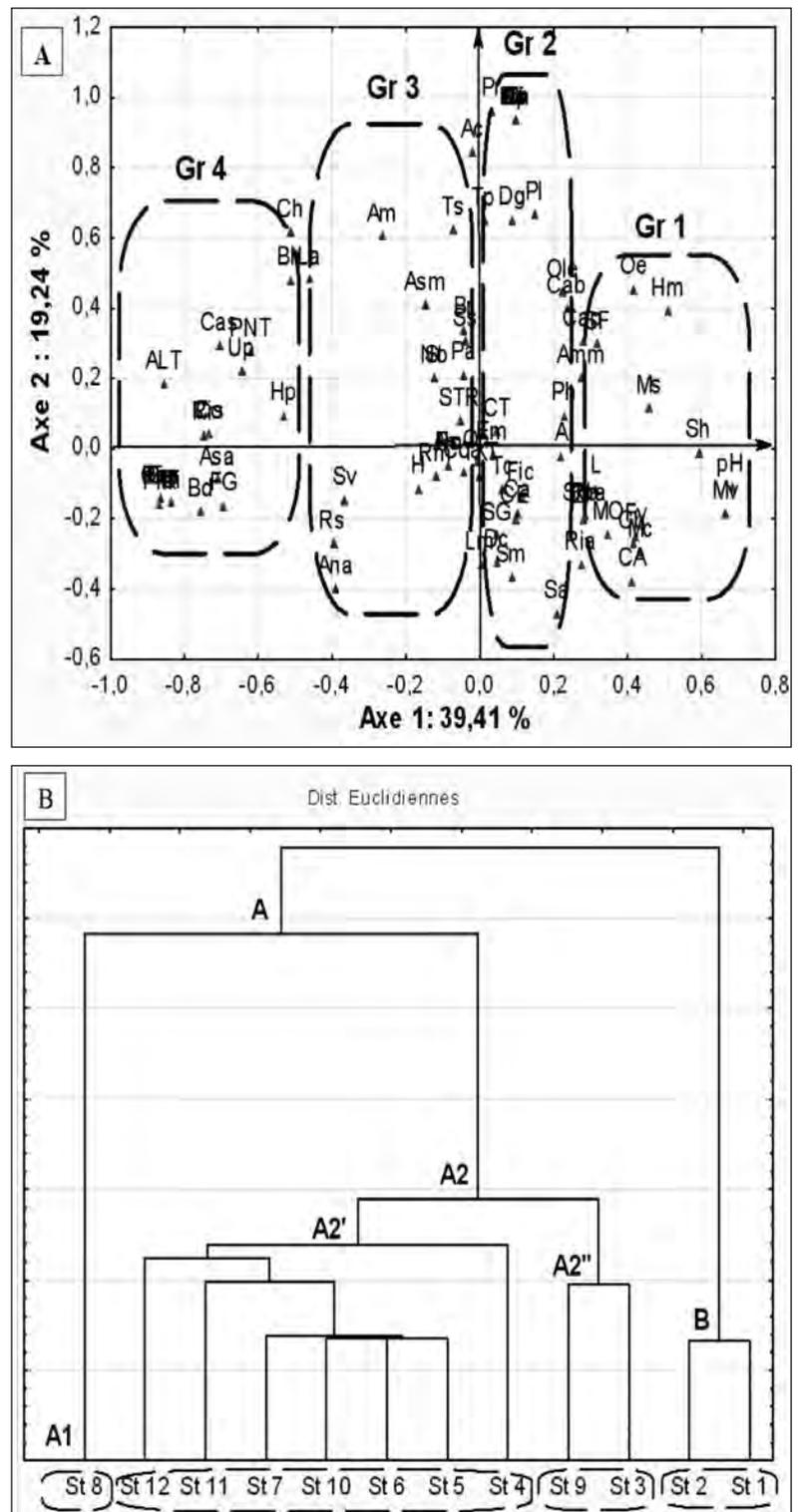


Figure 4 – Traitements statistiques des résultats.
A : Analyse factorielle des correspondances (AFC) ;
B : Classification ascendante hiérarchique (CAH).

caractérisé par une présence importante en phanérophytes. Il est constitué d'une strate arborescente développée, marquée par la présence exclusive de *Ceratonia siliqua* L., d'*Eucalyptus globulus* Labill. et de *Fraxinus excelsior* L.

Le sous-groupe A2 est subdivisé en deux sous-groupes (A2' et A2'') :

- le sous-groupe A2' est très diversifié, formé de sept stations (St 4, St 5, St 6, St 7, St 10, St 11 et St 12), localisées sur les deux versants (sud et nord), caractérisées par des altitudes moyennes comprises entre 770 et 881 m et par des valeurs de pentes hétérogènes. En ce qui concerne la structure et la texture du sol, ce sous-groupe forme un mélange entre la structure grumeleuse et polyédrique d'une part, et la texture limono-sableuse, sablo-limoneuse et limono-argileuse sableuse d'autre part. Du point de vue floristique, nous avons noté la dominance des hémicryptophytes à l'exception de la station 7 où dominent les thérophytes. Nous avons pu noter aussi la dominance des herbacées annuelles à part pour la station 4 où nous avons constaté une distribution équitable entre les herbacées annuelles et les herbacées vivaces ;
- le sous-groupe A2'' est composé de deux stations (St 3 et St 9), se trouvant à des altitudes presque identiques (732 et 728 m) et où la richesse spécifique est presque semblable (23 et 21 espèces). Ce sous-groupe est caractérisé au niveau du sol par des proportions élevées en calcaire total et en matière organique, des sols légèrement alcalins, une structure grumeleuse, une texture limono-sableuse et une couleur marron foncé. Le test de Tukey montre que les stations 3 et 9 ne présentent aucune différence en argiles, en potentiel hydrogène et en calcaire actif.

Le groupe B est formé de deux stations (St 1 et St 2) appartenant au versant sud, se trouvant à des altitudes basses ne dépassant pas les 600 m et caractérisées par une faible pente (0-3 %). Ce groupe est doté de la plus faible richesse spécifique parmi les stations retenues avec des valeurs ne dépassant pas les 17 espèces, il est le plus pauvre en espèces ligneuses, en géophytes et en phanérophytes. Du point de vue pédologique, ce groupe de stations est caractérisé par des sols à pH légèrement alcalin, riche en matière organique, fortement calcaire, avec un taux faible en humidité estimé à moins de 16 %, une texture limono-sableuse et une structure grumeleuse. Selon le test de Tukey, les stations 1 et 2 se ressemblent en sables grossiers, argiles, potentiel hydrogène, conductivité électrique, calcaire total et calcaire actif.

Sur le plan factoriel F1 x F2 (figure 5), sont représentées les ségrégations secrétées par l'ACP concernant les différents résultats floristiques des douze stations échantillonnées. Au niveau de ce plan, 43,41 % de l'information totale est expliquée par l'axe F1 contre 19,17 % donnée par l'axe F2. En tenant compte des contributions que prennent les stations échantillonnées (figure 5, A) et les corrélations entre les variables floristiques (figure 5, B), quatre ensembles s'individualisent sur les deux côtés de l'axe F1 : deux ensembles (E1 et E2) se forment sur le côté positif.

L'ensemble E1 est subdivisé en deux sous-ensembles (E1' et E1'').

Le sous-ensemble E1' constitué par la station 7 est corrélé :

- aux thérophytes (TH) dominant cette station avec 14 espèces et une présence de 40 % ;
- aux herbacées annuelles (HA) représentées par 12 espèces et une présence de 34,28 % ;
- au nombre de types biogéographiques (TBIORG) avec 14 types soit une présence de 40 % et la présence exclusive du type iranotouranien ;
- aux espèces de la classe III (CLIII) avec 14 espèces soit une présence de 40 %.

Les représentants de ce sous-ensemble présentent de forts coefficients de corrélation : 0,889 entre HV et CLIII ; 0,883 entre TH et CLIII et 0,857 entre TH et HA.

Le sous-ensemble E1'' formé par la station 8 est corrélé :

- aux espèces ligneuses vivaces (LV) avec 13 espèces et un taux de 41,93 % ;
- aux phanérophytes (PH) avec 11 espèces soit une présence de 35,48 % ;
- aux espèces de classe I (CLI) avec 10 espèces et une présence de 32,25 % ;
- au taux de recouvrement de la végétation (RCV) le plus élevé, estimé à 80 % ;
- au nombre de familles (NF) représentant 57,14 % du nombre total des familles présentes ;
- au nombre élevé en espèces (NE) équivalent à un taux de 43,05 % des espèces recensées. Nous avons enregistré des coefficients de corrélation de : 0,991 entre PH et LV, 0,884 entre NE et PH, 0,837 entre NE et NF et 0,822 entre NF et PH.

L'ensemble E2 à son tour se subdivise en deux sous-ensembles (E2' et E2'').

Le sous-ensemble E2' est formé par les stations 10 et 11 qui sont corrélées à une seule variable floristique à savoir les hémicryptophytes (HE). Ces derniers sont abondants dans St 10 et St 11 et sont représentés respectivement par 11 espèces soit une présence de 42,40 % et 9 espèces soit un taux de 45,83 %. Les indices de similarités de Sorensen et de Jaccard confirment la similitude entre ces deux stations ($\beta = 0,50$ et $J = 0,34$).

Le sous-ensemble E2'' est constitué par les stations 4, 5 et 6 qui sont corrélées :

- aux herbacées vivaces (HV) qui enregistrent leur plus grand nombre avec 12, 10 et 9 espèces et des taux de 44,44 %, 38,46 % et 33,33 % respectivement dans St 4, St 5 et St 6 ;
- aux géophytes (GE) représentées par un nombre maximum en espèces qui marquent leurs valeurs maximales avec 5 espèces et des pourcentages de 18,51 % et 19,23 % dans les stations 4 et 5, et 4 espèces soit un taux de 14,81 % dans St 6 ;
- aux chaméphytes (CH) qui enregistrent à leur tour leurs valeurs maximales avec 7, 4 et 5 espèces et des contributions de 29,92 %, 15,38 % et 18,51 % dans St 4, St 5 et St 6 respectivement ;
- aux espèces appartenant à la classe V (CLV) avec un nombre identique en espèces, estimé à 3 ;
- aux espèces de la classe IV (CLIV) qui sont abondantes dans St 4 et St 5 avec 8 espèces chacune et représentée par 7 espèces dans St 6.

Sur les trois stations sus-indiquées, seules les stations 4 et 5 présentent une forte similarité ($\beta = 0,60$ et $J = 0,43$).

Sur le côté négatif de l'axe F1, l'ensemble E3 est constitué par les stations 3 et 9, corrélées aux espèces faisant partie de la classe III (CLIII). Cette catégorie d'espèces est abondante dans St 3 et St 9 avec 7 espèces chacune et des taux respectifs de 30,43 % et 33,33 %.

L'ensemble E4 est formé par les stations 1, 2 et 12 qui ne sont corrélées à aucune variable floristique. Ce sont les stations les moins diversifiées sur les plans spécifiques et familles botaniques.

La CAH traitant conjointement les paramètres physico-chimiques du sol et les espèces inventoriées a abouti aux mêmes groupes de stations ayant des affinités entre elles, que ceux dégagés par l'ACP traitant seulement les paramètres floristiques.

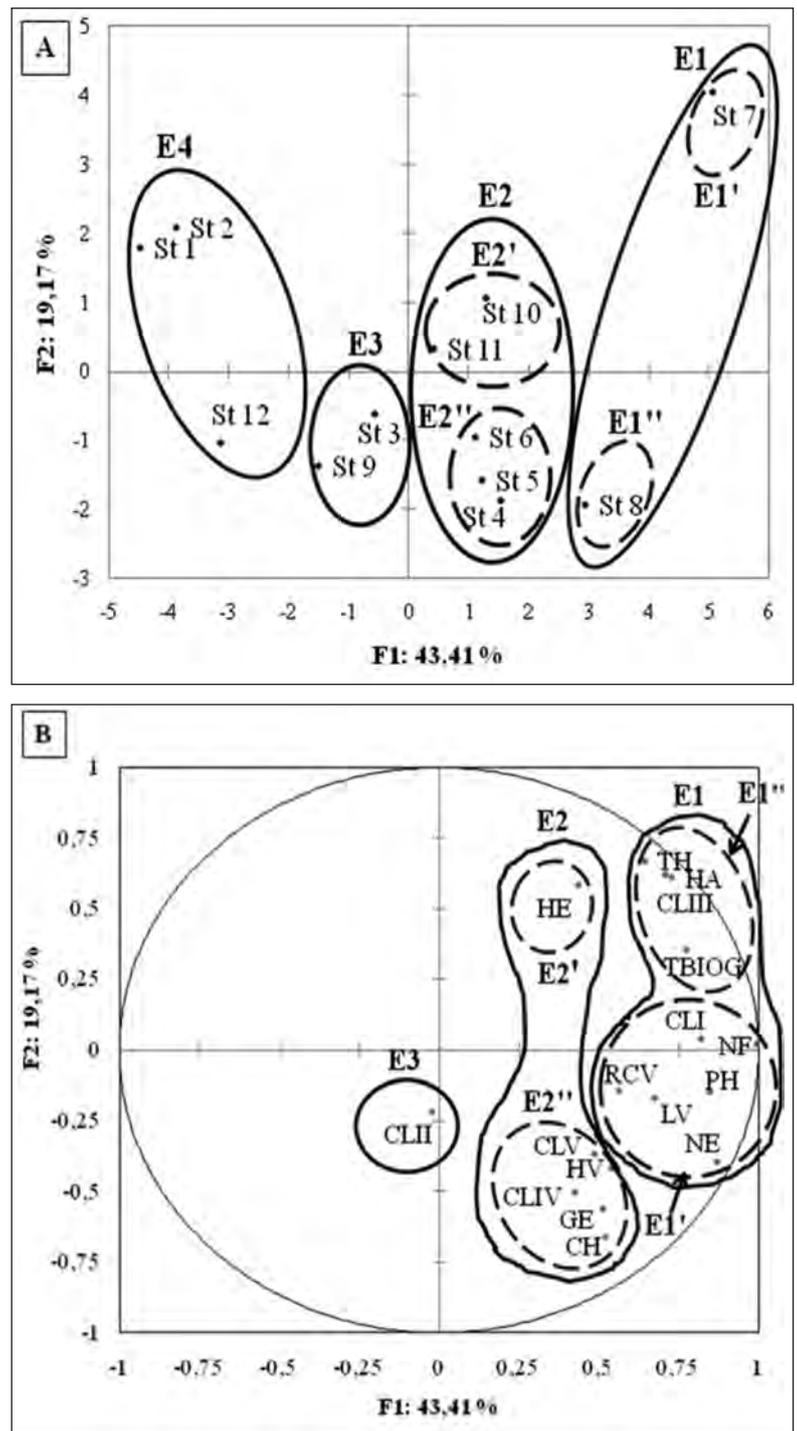


Figure 5 – Analyse en composantes principales.
 A : projection des individus sur le plan factoriel (F1 x F2) ;
 B : cercle des corrélations des variables.

E : ensemble ; NF : nombre de familles ; NE : nombre d'espèces ;
 TBIOG : nombre de types biogéographiques ; HE : hémicryptophytes ;
 CH : chaméphytes ; TH : thérophytes ; PH : phanérophytes ; GE : géophytes ;
 LV : ligneuses vivaces ; HV : herbacées vivaces ; HA : herbacées annuelles ;
 RCV : recouvrement ; CLI : classe I ; CLII : classe II ; CLIII : classe III ;
 CLIV : classe IV ; CLV : classe V.

Discussion

L'ensemble des caractères physico-chimiques des échantillons de sol retenus, prélevés de l'horizon de surface (profondeur ≤ 20 cm), ont contribué à identifier certaines particularités. Selon Aubert (1989), la composition de cet horizon joue un rôle important sur le comportement de la végétation. Vu les perturbations humaines, agricoles ou pastorales, la plupart des descripteurs du sol concernent donc surtout l'horizon superficiel (Devineau 2001).

La couleur des sols reste très hétérogène, allant des sols jaunâtres et marron clair à des sols noirâtres, c'est l'une des caractéristiques des sols de la région d'étude connus par leurs couleurs très diversifiées (Ferka-Zazou 2006). Cette diversité de la couleur des sols est due à la nature de la roche mère, aux mécanismes complexes de pédogénèse en zone méditerranéenne, à la nature et au taux de la matière organique, à l'accumulation ou non des sels, au fer et à la forme sur laquelle il se trouve.

Le taux d'humidité est plus important dans les échantillons de sol du versant nord en comparaison avec ceux du versant sud, cela peut être expliqué par l'exposition du versant nord aux vents humides venant de la mer, ce qui favorise l'augmentation de la charge en eau dans les sols, tandis que le versant sud est exposé à l'ensoleillement et aux vents chauds, ce qui entraîne l'évaporation de l'humidité (Benyahia *et al.* 2001). La teneur en humidité dépend en effet de la nature du sol, de sa richesse en matière organique, de la période et de l'emplacement du prélèvement (Aubert 2003).

La structure grumeleuse domine la majorité des sols échantillonnés dans le Djebel Tessala et caractérise les sols rouges, brun-rouge et les vertisols. Il existe aussi des sols avec une structure polyédrique due à la fissuration des limons et des argiles et où on remarque que l'action de la faune est moins marquée. Cette structure caractérise en général les sols bruns calcaires avec une charge caillouteuse très importante à la surface (Talbi *et al.* 2011). En ce qui concerne la texture, nous avons remarqué que la texture limono-sableuse et, à un degré moindre, la texture sablo-limoneuse sont prédominantes. Ces deux textures sont caractéristiques des sols dans le site d'étude, déterminées surtout par la nature du matériau pédologique originel et les propriétés de l'environnement des sols (Pouquet 1952).

Le pH est légèrement basique dans la majorité des échantillons de sol, néanmoins nous notons la présence de sols légèrement acides due probablement à l'utilisation des engrais surtout phosphoreux, aux pluies acides et à l'assimilation des nutriments par les racines de la plante. Le pH n'est pas une caractéristique stable du sol, mais dépend des différents cations absorbés, de la nature de la couverture végétale ainsi que des conditions climatiques (Dajoz 1982) ; il est lié aussi à la quantité du calcaire présent dans le sol, et dépend de la présence du complexe argilo-humique (Huetz Delemps 1980).

Le taux de matière organique est très variable (moyen à fort). Les quantités appréciables de matière organique enregistrées s'expliquent par la proximité de la plupart des stations choisies aux champs cultivés. La quantité de la matière organique dépend de l'âge et du type du groupement, mais aussi de l'abondance des éléments grossiers, ces derniers ayant pour effet de concentrer le système racinaire et les substances organiques dans les interstices (Stambouli 2010).

Comme la teneur en matière organique, les taux de calcaire total et actif présents dans les échantillons du sol restent très hétérogènes (modérés à forts). Cette forte teneur se trouve liée à la nature de la roche mère qui est souvent calcaire, expliquant ainsi l'installation des garrigues qui résultent de la dégradation des formations forestières (Benabdelli 1983).

Les résultats de la conductivité électrique indiquent des sols non salés dans l'ensemble des échantillons de sol retenus.

L'étude de la composition floristique a permis de mettre également en évidence certaines caractéristiques écologiques des stations étudiées.

Sur l'ensemble des relevés floristiques réalisés dans les stations étudiées, 72 espèces ont été comptabilisées. Ce nombre peut être qualifié de moyen par rapport aux études antérieures menées sur notre site d'étude. Bouzidi *et al.* (2009) ont dénombré 43 espèces et Cherifi *et al.* (2011) ont pu recenser 41 espèces. Dans d'autres inventaires, le nombre d'espèces est beaucoup plus important. En effet, Ouici (2011) a relevé 108 espèces et Benchiha (2012) a identifié 124 espèces.

La richesse spécifique représentée par le nombre d'espèces dans un territoire défini sur un relevé floristique est la première approche pour évaluer la biodiversité (Quézel *et al.*

1988). Cette richesse présente une distribution assez hétérogène avec une différence de 20 espèces entre la valeur minimale (15 espèces à la station 1) et maximale (35 espèces à la station 7). Cette inégalité témoigne de la variabilité de la répartition de la flore en relation avec les différents facteurs du milieu, tels que le type de sol, l'exposition ou l'action anthropozoogène. Selon la classification de Daget & Poissonet (1991, 1997), cette flore peut être qualifiée de moyennement riche avec une valeur moyenne de 24 espèces pour une surface de 100 m² par station.

Du point de vue composition, nous avons constaté la prédominance des Asteraceae avec 10 espèces et des Poaceae avec 7 espèces, suivies par les Brassicaceae, les Lamiaceae et les Oleaceae avec 4 espèces chacune. Cette représentation de familles est comparable à celle signalée par Baraka (2008), qui a réalisé un inventaire de plus de 190 espèces appartenant aux deux versants du Djebel Tessala.

Si on considère la flore algérienne dans son ensemble, les Asteraceae et les Poaceae occupent à côté des Fabaceae les trois premiers rangs. Elles capitalisent à elles seules 166 espèces soit 39 % de l'effectif global de la flore adventice oranaise (Kazi Tani *et al.* 2010). Leur supériorité numérique est également confirmée par Guillemin & Maillet (1982) au sein de la flore des régions ouest-méditerranéennes de l'Europe.

Une forte corrélation dégagée par l'ACP a été enregistrée entre le nombre d'espèces et le nombre de familles avec un coefficient de corrélation de 0,837, car plus le nombre d'espèces est important, plus le nombre de familles l'est aussi (Daget & Gaston 2001).

Le calcul de la fréquence d'apparition des espèces inventoriées a fait ressortir l'existence d'espèces très constantes comme *Calycotome spinosa* Link., *Ballota hirsuta* L. et *Marrubium vulgare* L., qui sont présentes presque dans tous les relevés. D'autres sont rares et très rares, représentant la majorité des taxons inventoriés. Selon Gégout (1995), la rareté d'une espèce peut être due à plusieurs raisons : elle est caractéristique d'un autre milieu et y est donc par accident ; elle est « naturellement » rare, sa fréquence est très faible dans toutes les conditions écologiques. Dans notre cas, c'est l'hétérogénéité du milieu physique, sa complexité conjuguée aux différents stress écologiques qui sont les causes des raretés floristiques rencontrées localement.

La composition du spectre biologique montre une prédominance des thérophytes sur les hémicryptophytes, phanérophytes, chamaephytes et géophytes. Ces observations sont dans l'ensemble semblables à celle de Dahmani-Megrerouche (1997) dans les principales formations forestières à Chêne vert du Tell occidental algérien.

La proportion élevée des thérophytes (29,16 %) s'explique par les conditions édaphiques (sol léger et bien aéré) et surtout microclimatiques : périodes hivernale et printanière relativement humides alternant avec une période assez prolongée de sécheresse (Henaoui, 2007).

Floret *et al.* (1990) signalent que plus un système est influencé par l'homme (surpâturage, culture), plus les thérophytes prennent de l'importance. En plus de l'anthropisation, la thérophytisation trouverait son origine dans le phénomène d'aridité. Barbero *et al.* (1990) présentent ainsi la « thérophytie » comme étant une forme de résistance à la sécheresse ainsi qu'aux fortes températures des milieux arides et semi-arides.

Malgré l'importance des thérophytes, les hémicryptophytes gardent une place particulièrement importante dans la zone d'étude par leur présence évaluée à 26,38 %. Barbero *et al.* (1989) expliquent l'abondance des hémicryptophytes au Maghreb par une plus grande richesse en matière organique, par l'humidité et par l'altitude vu son effet sur la diminution des températures. Rappelons que selon Raunkiaer (1934) in Jeanmonod *et al.* (2011), l'augmentation du taux des hémicryptophytes est liée à l'augmentation du froid comme à celle des précipitations, ce qui correspond aux modifications climatiques observées lors de l'élévation de l'altitude. En plus, la teneur en matière organique est en général corrélée avec le taux d'humidité des sols (Aubert 2003). Cette relation justifie l'augmentation du contenu des sols en matière organique selon un gradient altitudinal (Wesemael & Brahy 2012). Cela explique donc l'importance des hémicryptophytes et leur corrélation selon l'ACP avec les stations 4, 5 et 6 situées à 833 m d'altitude et où des valeurs maximales de 10,45 % en matière organique et de 30,42 % en humidité sont notées.

Les phanérophytes sont représentés par 22,22 % des espèces inventoriées. Ils sont moins adaptés que les chamaephytes à la sécheresse et à la lumière, car ils sont moins xérophiiles (Anderson 1988 ; Benabadj

& Bouazza 2001). Selon l'ACP ce type biologique est corrélé avec la station 8 avec un taux de 35,48 %, et se trouve lié au recouvrement (80 %), au nombre de familles (20 familles) et à l'altitude (880 m) caractérisant la station la moins dégradée avec un recouvrement important en strates arborée et arbustive qui la protège du surpâturage dans la mesure où les animaux y accèdent difficilement.

Les chamaephytes et les géophytes sont beaucoup moins importants, ils présentent des taux respectifs de 13,88 et 8,33 %. Le premier type biologique est décrit comme étant le mieux adapté à l'aridité et s'installe proportionnellement au fur et à mesure qu'il y a dégradation des écosystèmes forestiers (Ghezlaoui *et al.* 2011). Quant aux géophytes, leur très faible proportion est en relation avec un gradient défavorable (rigueurs climatiques) favorisant le développement d'espèces à cycle de vie court (Aidoud 1983). Ces deux types biologiques se trouvent liés selon l'ACP aux stations 4, 5 et 6 qui sont représentées par des garrigues fortement dégradées à base de *Calycotome spinosa* Link. associé au *Chamaerops humilis* L.

Sur le plan phytogéographique, le type méditerranéen domine dans les stations choisies avec une présence de 48,61 %, suivi par les types européen-méditerranéen (9,72 %) et ouest-méditerranéen (5,55 %). Les autres ensembles, malgré leurs faibles participations, contribuent à la diversité et à la richesse du potentiel phytogénétique de la zone étudiée. Plus de 15 types biogéographiques sont observés, ce qui majore hautement la phytodiversité en place. Ces chiffres confirment bien l'appartenance du territoire étudié à la flore méditerranéenne.

La dominance de l'élément méditerranéen a été confirmée dans le Djebel de Tessala (Baraka 2008 ; Ouici 2011) et dans plusieurs régions de l'Ouest algérien comme au nord de Tlemcen (Ghezlaoui *et al.* 2009), une partie du Tell occidentale algérien (Kazi Tani *et al.* 2010) et le Chott El-Gharbi (Ghezlaoui *et al.* 2011).

En ce qui concerne la morphologie, les formations végétales des stations échantillonnées sont caractérisées par une nette dominance des espèces herbacées annuelles, suivies par les herbacées vivaces et les ligneuses vivaces. La prédominance des herbacées annuelles est due à l'envahissement des thérophytes, qui sont en général des herbacées annuelles. Pour Romane (1987) *in* Dahmani-Megrerouche

(1997) : « Il y a une bonne corrélation entre les types biologiques et de nombreux caractères phénomorphologiques. » Cela a été confirmé par l'ACP où nous avons remarqué que 85 % des thérophytes sont des herbacées annuelles avec un coefficient de corrélation de 0,857, en plus toutes les espèces ligneuses vivaces recensées sont des phanérophytes donnant un coefficient de corrélation de 0,991.

L'instabilité structurale du sol (substrat sablonneux) et les rigueurs climatiques favorisent l'installation et le développement des espèces à cycle de vie court aux dépens des ligneuses vivaces généralement plus exigeantes en besoins hydriques et trophiques (Stambouli 2010).

L'intervention de l'homme et de ses troupeaux exerce également une certaine influence sur la répartition des différentes classes des types morphologiques. Le Floc'h (2001) affirmait que les ovins et les caprins apprécient différemment les espèces classées par types morphologiques principaux (ligneuses dressées, herbacées vivaces, annuelles, etc.), les ovins apprécient les espèces annuelles alors que les caprins, au contraire, les consomment peu.

En plus, les résultats des traitements statistiques des données par l'AFC et la CAH ont pu fournir des informations complémentaires pour l'interprétation des résultats pédologiques et floristiques.

L'AFC a permis de mettre en évidence quatre grands ensembles répartis sur les deux côtés de l'axe 1. Le groupe 1 (Gr 1) nous a révélé les caractéristiques majeures du cortège floristique et de l'habitat de *Marrubium vulgare*. Ce dernier est marqué du point de vue floristique par la grande présence d'espèces à fréquence rare, la dominance des hémicryptophytes, l'absence des chamaephytes, la présence avec des proportions comparables des herbacées vivaces et annuelles. Biogéographiquement, c'est l'élément méditerranéen qui prédomine dans ce groupe. D'une façon générale, notre espèce se développe dans des garrigues à *Calycotome spinosa* Link., *Ampeledesma mauritanica* Bir., *Chaerops humilis* L. et à *Asphodelus microcarpus* Sal & Viv.

Pour les paramètres édaphiques, ce groupe est corrélé positivement au pH ($R^2 = 0,88$), à la matière organique ($R^2 = 0,61$), aux sables fins ($R^2 = 0,69$), aux limons ($R^2 = 0,77$) et au calcaire actif ($R^2 = 0,75$). Cela peut s'expliquer par le développement de cette plante le plus

souvent à côté des terres cultivées où la matière organique est souvent importante. Elle est présente aussi dans des sols légers (sables fins et limons) avec une importante macroporosité et donc très perméables expliquant les faibles taux d'humidité mesurés. Ces sols sont aussi généralement légèrement alcalins et présentent des valeurs hétérogènes en calcaire actif.

À l'opposé, *Marrubium vulgare* est corrélé négativement à l'altitude ($R^2 = -0,82$), à la pente ($R^2 = -0,73$) et à l'humidité ($R^2 = -0,67$), ceci est expliqué par le développement important de cette espèce aux basses et moyennes altitudes où la pente est souvent comprise entre 0 et 12 %, avec des taux d'humidité moins importants. En effet, cette espèce est souvent présente dans des stations ensoleillées (Quézel & Santa 1963), expliquant son importante répartition dans les stations du versant sud par rapport à celles du versant nord dans notre zone d'étude.

La classification hiérarchique ascendante a abouti à la catégorisation des stations échantillonnées en deux grands groupes selon leurs similarités. Il ressort de cette classification une grande hétérogénéité dans la structuration de notre site d'étude, traduisant sa diversité qui est due essentiellement aux différentes conditions écologiques : sol, type de végétation et paramètres stationnels. Ainsi, l'analyse en composantes principales a permis de tirer les grands traits de la biodiversité végétale des stations étudiées et de caractériser les corrélations entre les différentes variables floristiques.

Conclusion

La caractérisation de l'habitat de *Marrubium vulgare* a fait ressortir que cette plante est associée à des garrigues à calycotome, à *Ampelodesma* de Mauritanie (diss), à palmier doum et à asphodèle. Il se développe à des altitudes comprises entre 600 et 900 m, avec une importante répartition dans le versant sud par rapport au versant nord, et dans des basses altitudes par rapport aux fortes. En ce qui concerne les paramètres édaphiques, *Marrubium vulgare* est lié à des sols légers, moyennement à fortement riches en matière organique, peu humides, à pH légèrement alcalin, fortement calcaires.

L'étude floristique par le biais de la méthode sigmatiste a permis de comptabiliser 72 espèces formant le cortège floristique accompagnant *Marrubium vulgare* et participant à l'importante richesse floristique du Djebel de Tessala.

L'étude de l'habitat de *Marrubium vulgare* telle qu'elle est présentée ici est cependant loin d'être exhaustive. En effet, elle doit être établie sur une période beaucoup plus étendue afin de mieux caractériser son cortège floristique et de nommer l'association végétale à laquelle elle appartient.

Références

- Abdelguerfi A. & Laouar M., 1999. Autoécologie et variabilité de quelques légumineuses d'intérêt fourrager et/ou pastoral : possibilités de valorisation en région méditerranéenne. *Pastagens e Forragens* 20 : 81-112.
- Abi-Salah B., 1978. *Étude phytosociologique, phytodynamique et écologique des populations sylvatiques du Liban*. Thèse Droit Econom. Sci., Université Aix Marseille III, France, 184 p.
- Aidoud A., 1983. *Contribution à l'étude des écosystèmes steppiques du Sud Oranais. Phytomasse, productivité primaire et applications pastorales*. Thèse de doctorat, USTHB Alger, Algérie, 180 p.
- Ali Kouani S., El Jamali S. & Talbi M., 2007. *Analyse en composantes principales : une méthode factorielle pour traiter les données didactiques*. Faculté des sciences de Ben M'Sik, Université Hassane II, Radisma, Maroc, 2 : 1-18.
- Anderson D.M., 1988. Seasonal stocking of tabosa managed under continuous and rotation grazing. *Journal of Range Management* 1: 78-82.
- Aubert G., 1978. *Méthodes d'analyses des sols*. 2^e édition, CNBP, Marseille, 199 p.
- Aubert G., 1989. *La classification des sols*. Document de travail n° 2, faculté Saint-Jérôme, Marseille, France, 6 p.
- Aubert G., 2003. *Biodiversité et processus écologique à l'interface sol-végétation dans les hêtraies sur limon de haute Normandie*. Thèse de doctorat, Université de Rouen, France, 59 p.
- Baraka D., 2008. *Inventaire et caractérisation des plantes médicinales de Djebel Tessala (Willaya de Sidi Bel Abbés)*. Mémoire de magister, Université Djillali Liabes, Sidi Bel Abbés, Algérie, 137 p.
- Barbero M. & Quézel P., 1976. Les groupements forestiers de Grèce centro-méridionale. *Ecol. Med.* 2 : 1-86.
- Barbero M., Bonin G., Loisel R. & Quézel P., 1989. *Sclerophyllus Quercus* forests of the mediterranean area: Ecological and ethological significance. *Biolefelder Okol Beiter* 4: 1-23.
- Barbero M., Loisiel R. & Quézel P., 1990. Les apports de la phyto-écologie dans l'interprétation des changements et perturbations induits par l'homme sur les écosystèmes forestiers méditerranéens. *Forêts méditerranéennes* 2 : 194-215.

- Benabadj N. & Bouazza N., 2001. L'impact de l'homme sur la forêt dans la région de Tlemcen. *Forêts méditerranéennes* 22 : 269-274.
- Benabdelli K., 1983. *Mise au point d'une méthodologie d'appréciation de l'action anthropozoogène sur la végétation de la région de Télagh (Algérie)*. Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille, France, 183 p.
- Benabdelli K., 1996. *Aspects physionomico-structuraux et dynamique des écosystèmes forestiers face à la pression anthropozoogène dans les monts de Tlemcen et les monts de Dhaya (Algérie occidentale)*. Thèse de doctorat, Université Djillali Liabés, Sidi Bel Abbés, Algérie, 356 p.
- Benchiha W., 2012. *Contribution à l'étude de la flore méditerranéenne du Nord-Ouest de l'Algérie : cas des monts de Tessala*. Mémoire de magister, Université Djillali Liabés, Sidi Bel Abbés, Algérie, 115 p.
- Benyahia M., Benabdelli K. & Moueddene K., 2001. Géologie, pédologie et systèmes de production dans les monts de Tessala (Sidi Bel Abbés). *Revue des Sciences de la nature et de l'environnement (écosystems)* 1 : 70-75.
- Blanc L., 2000. *Données spatio-temporelles en écologie et analyses multitableaux : examen d'une relation*. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon I, France. 266 p.
- Bonnier G., 1990. *La grande flore en couleur*. Édition Belin, tomes 1-2-3-4, Paris, France, 1 401 p.
- Bouzidi M.A., Latreche A., Attaoui I., Mehdadi Z. & Benyahia M., 2009. Caractérisation des matorrals et des garrigues à *Urginea pancracion* (steinh) phil. dans le djebel Tessala (Algérie occidentale). *Géographie physique et environnement* 3 : 131-149.
- Braun-Blanquet J., 1949. *Premier aperçu phytosociologique du Sahara tunisien*. Mémoire de la Société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord, Alger, Algérie, 12 p.
- Braun-Blanquet J., 1952. *Phytosociologie appliquée*. Communication de Station internationale de géobotanique méditerranéenne et alpine, Montpellier, France : 156-161.
- Careme C., 1990. *Les adventices des cultures méditerranéennes en Tunisie : leurs plantules, leurs semences*. AGCD, Institut national de la recherche agronomiques, Publications agricoles, Tunis, 400 p.
- Cherifi K., Mehdadi Z., Latreche A. & Bachir Bouiadjara S.E., 2011. Impact de l'action anthropozoogène sur l'écosystème forestier du mont de Tessala (Algérie occidentale). *Sécheresse* 22 : 197-206.
- Cibois P., 1983. *L'analyse factorielle*. Édition Que sais-je ?, 43 p.
- Daget P. & Poissonet J., 1991. *Prairies et pâturages : méthodes d'étude*. Institut de botanique, Montpellier, France, 354 p.
- Daget P. & Poissonet J., 1997. Biodiversité et végétation pastorale. *Rev. Élev. Méd. Vét. Pays Trop.* 50 : 141-149.
- Daget P. & Gaston A., 2001. La base FLOTROP et biodiversité des pâturages du Tchad oriental. *Systematics and Geography of Plants* 71 : 327-336.
- Dahmani-Megrerouche M., 1997. *Le chêne vert en Algérie : syntaxonomie, phytosociologie et dynamique des peuplements*. Thèse de doctorat, Université Houari Boumédiène, Alger, Algérie, 383 p.
- Dajoz R., 1982. *Précis d'écologie*. Gauthier, Villars, 503 p.
- De Bello F., Leps J. & Sebastia M.T., 2007. Grazing effects on the species-area relationship: Variation along a climatic gradient in NE Spain. *Journal of Vegetation Science* 18 : 25-34.
- Devineau J.L., 2001. Les espèces ligneuses indicatrices des sols dans les savanes et jachères de l'Ouest de Burkina Faso. *Phytocoenologia* 31 : 325-351.
- Djebaili S., 1984. *Steppe algérienne, phytosociologie et écologie*. OPU, Alger, Algérie, 171 p.
- Duby C. & Robin S., 2006. *Analyse en composantes principales*. Département OMIP, Institut national agronomique, Paris, Grignon, 53 p.
- Ellenberg S. & Mueller P., 1968. A key of Raunkiaer plant use forms with revised. *Ber. Geobot. Inst. ETH. Stift. Rubel. Zurich* 37 : 56-73.
- Enriquez-Barroso A. & Gomez-Campo C., 1991. Les plantes endémiques de l'Afrique du Nord-Ouest (Maroc, Algérie, Tunisie). *Bot. Chron.* 10 : 517-520.
- Ferka-Zazou N., 2006. *Impact de l'occupation spatio-temporelle des espaces sur la conservation de l'écosystème forestier : cas de la commune de Tessala, wilaya de Sidi Bel Abbés, Algérie*. Mémoire de magister, Université Aboubekr Belkaïd, Tlemcen, Algérie, 154 p.
- Floret C., Galan M.J., Le Floc'h E., Orshan G. & Romane F., 1990. Dynamics of holm oak (*Quercus ilex* L.) coppies after clear cutting in southern France. *Vegetation* 11 : 99-100.
- Gaujour E., Amiaud B., Fiorelli J.L., Mignolet C. & Coquil X., 2009. Effets de la dynamique des pratiques culturales lors de la conversion à l'agriculture biologique sur la végétation des prairies permanentes. *Innovations Agronomiques* 4 : 229-238.
- Gégout J.C., 1995. *Étude des relations entre les ressources minérales du sol et la végétation forestière dans les Vosges*. Thèse de doctorat, École nationale de génie rural, des eaux et des forêts, Nancy, France, 215 p.
- Gillet F., 2000. *Méthodes d'étude de la végétation*. Lab. écologie végétale et phytosociologie, Institut botanique universitaire, Neuchâtel, 142 p.
- Gomez-Campo C., 1985. *Plant conservation in the mediterranean area*. W. Junk Publisher, Dordrecht-Boston-Lancaster, 269 p.
- Gounot M., 1969. *Méthodes d'études quantitatives de la végétation*. Masson, vol 1, 314 p.
- Ghezlaoui B.E., Benabadj N., Aboura R., 2009. Approche floristique et physionomique des Atriplexaies au nord de Tlemcen (Ouest Algérie). *Mediterranea* 20 : 9-41.
- Ghezlaoui B.E., Benabadj N., Benmansour D. & Merzouk A., 2011. Analyse des peuplements végétaux halophytes dans le Chott El-Gharbi (Oranie-Algérie). *Acta Botanica Malacitana* 36 : 113-124.
- Guillerm J.L. & Maillet J., 1982. Western Mediterranean countries of Europe. In: Holzner W. & Numata M. (eds), *Biology and ecology of weeds*. The Hague: 227-243.
- Guinochet M., 1973. *Phytosociologie*. Masson, Paris, France, 227 p.
- Henaoui I.A., 2007. *Les cistes dans la région de Tlemcen : aspect écologique et cartographique*. Mémoire de magister, Université de Tlemcen, Algérie, 415 p.
- Huetz Delemps P., 1980. *La végétation de la terre*. Masson et C^{ie}, Paris, France, 133 p.

- Jamagne M., 1967. Bases et techniques d'une cartographie des sols. In: Yvette Dewolf, *Annales de géographie*, vol. 78, 478 p.
- Jeanmonod D., Schlüssel A. & Gamisans J., 2011. Analyse de la flore Corse : aspects biologiques. *Candollea* 66 (1) : 5-25.
- Kazi Tani C., Le Bourgeois T. & Munoz F., 2010. Aspects floristiques de la flore des champs du domaine phytogéographique oranais (Nord-Ouest algérien) et persistance d'espèces rares et endémiques. *Flora Mediterranea* 20 : 5-22.
- Kiekken R., 1962. *Géologie et stratigraphie des monts de Tessala*. Floquet, Oran, Algérie, 220 p.
- Le Floc'h E., 2001. Biodiversité et gestion pastorale en zones arides et semi-arides méditerranéennes du Nord de l'Algérie. *Bocconea* 13 : 223-237.
- Ohba H. & Amirouche R., 2003. Observation of the Flora of Tadmait and Tidikelt, Central Sahara, Algeria. *Journal of Japanese Botany* 78: 104-111.
- Masharabu T., Noret N., Lejoly J., Bigendako M.J. & Bogaert J., 2010. Étude comparative des paramètres floristiques du Parc national de la Ruvubu, Burundi. *Geo-Eco-Trop.* 34 : 29-44.
- ONM, 2010. Organisation nationale de météorologie. Recueil des données climatiques de la wilaya de Sidi Bel Abbés. Feuilles de relevés quotidiens de la période 1980-2009, Alger, Algérie.
- Ouici H., 2011. *Inventaire et analyse de la biodiversité végétale du versant sud du mont de Tessala (Algérie occidentale)*. Mémoire de magister, Université Djillali Liabes, Sidi Bel Abbés, Algérie, 118 p.
- Ozenda P., 1985. *Flore du Sahara septentrional et centre*. CNRS, Paris, France, 441 p.
- Pouquet J., 1952. Les monts du Tessala (chaînes sud-telliennes d'Oranais). *Rev. géogr. Alpine* : 691-694.
- Quézel P., 1956. *Contribution à l'étude des forêts de chêne à feuilles caduques d'Algérie*. Mémoire de la Société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord, Alger, nouvelle série I, 57 p.
- Quézel P. & Santa S., 1962. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. CNRS, tome I, Paris, France, 565 p.
- Quézel P. & Santa S., 1963. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. CNRS, tome II, Paris, France, 605 p.
- Quézel P., Barbero M., Benabid A., Loisel R. & Rivas Martinez S., 1988. Contribution à l'étude des groupements pré-forestiers et des matorrals rifains. *Ecologia mediterranea* (1-2) : 76-122.
- Raunkiaer C., 1934. *The life forms of plants and statistical plant*. Edition Clarendon Press, Oxford, 632 p.
- Rivas-Martinez S., 1982. Étages bioclimatiques, secteurs chronologiques et série de végétation de l'Espagne méditerranéenne. Groupements pré-forestiers et des matorrals rifains. *Ecologia mediterranea* 8 : 275-288.
- Romane F., 1987. *Efficacité de la distribution des formes de croissance pour l'analyse de la végétation à l'échelle régionale*. Thèse de doctorat, Marseille, France, 195 p.
- Stambouli H., 2010. *Contribution à l'étude des groupements à psammophytes de la région de Tlemcen (Algérie occidentale)*. Thèse de doctorat, Université Abu Bakr Belkaid, Tlemcen, Algérie, 201 p.
- Talbi D., Ferka-Zazou N. & Benabdeli K., 2011. Caractérisation pédologique et édaphique des sols argileux et analyse de leur occupation dans la région de Tessala (Algérie occidentale). *Mediterranea* 22 : 251-277.
- Wesemael B. & Brahy V., 2012. *La matière organique dans les sols*. Rapport sur l'état de l'environnement de Wallon, les indicateurs clés de l'environnement Wallon. Chapitre 11 : Les sols et l'environnement terrestre, SPW édition : 469-475.

Chemo-ecotone's soil characteristics and their effect on the ionic content and plants distribution

Les caractéristiques des sols de type chimio-écotone, effets sur la teneur en ions et la distribution des plantes

Mohamed KAMEL*,¹, Mohamed GABER SHEDED², Sabah HAMMAD¹

1. Botany Department, Faculty of Science at Qena, South Valley University, BOX 83523, Qena, Egypt

2. Botany Department, Faculty of Science, Aswan University

* Corresponding author: mohamedkamelahmed@yahoo.com

Abstract

The chemo-ecotone (Kamel 2003) is influenced usually by the chemical characteristic of the soil that causes the environmental gradient.

The aim of the current work is to study the plants responses to overcome the high soil sodicity SAR. The impact of soil sodicity on the species distribution across the ecotone. Eleven species were selected for investigation. Soil analysis showed that SAR decreased far away from the sea gradually, causing environmental gradient. To overcome the soil salinity and sodium toxicity, the halophytes and salt resistant plants accumulated Na⁺ ions more than true xerophytes. All species were dependent on potassium and calcium as compatible solutes to avoid sodium toxicity.

The results showed that vegetation diversity at the chemo-ecotone was controlled by soil sodicity and the ability of plants to overcome salinity. The chemo-ecotone width depended upon the ability of true desert species, Lotus hebranicus, to disperse toward the sea, as well as the true halophytes, Limonium pruinatum, toward the desert. It is concluded that the species diversity in the chemo-ecotone depends mainly on the soil sodicity as a limiting factor.

Keywords: ecotone, chemo-ecotone, halophytes, SAR, sodicity, xerophytes.

Introduction

The ecotone is regarded as one of the most important subjects in ecology, in that it is associated with the continuous environmental changes. The ecotones arise in two ways: (1) when two plant communities (or ecosystems) have the same ecological amplitude growing separately in its own area. In time, they will interfere at the meeting line to form a biological ecotone (Kamel 2003), where the struggle for existence in the ecotonal area depends only on the competition among species to gain the environmental resources. This zone of 'tension' as defined by Clements (1905) can form a sharp ecotone when the plant species cannot coexist together, such as the ecotone between forest and grassland. If the plant species can coexist together, this may lead to conjunction between the two ecosystems and form a new mixed ecosystem (Kamel 2003). (2) Second way is controlled by an abiotic limiting factor, which affects the degree of interference between the neighboring ecosystems. The interference will be dependent upon the ability of the interfered plant species to stand against the limiting factor, which may cause climatic and/or edaphic stresses. Kamel (2003) classified ecotones

into several types according to the prevailing environment conditions. Chemo-ecotone is the one that controlled by chemical properties of the soil and its own salinity.

The Red Sea-desert ecotone, as an example of the arid ecotones, is controlled mainly by salinity. The presence of xerophytes depends on the high air moisture near the sea, but their spread in the ecotone is controlled by the soil sodicity SAR. Therefore, the interference between the desert ecosystem and halophytic ecosystem based on the ability of xerophytes to stand against soil sodicity. The xerophytes are carried by water torrents from high lands in the desert toward the sea. The rainfall decreases temporarily the soil salinity (Cetin & Kirda 2003) helping xerophytes to germinate, but they face the salinity immediately after the evaporation of soil water under the effect of high temperature.

Soil sodicity refers to the relative accumulation of sodium (Na^+) in the soil solution (Magistad 1945; Bresler *et al.* 1982; van der Zee *et al.* 2010). It may occur in all climate zones (Armstrong *et al.* 1996), e.g. due to contact between soil and seawater, which is a particular problem in arid and semiarid regions (van der Zee *et al.* 2010). Rainfall leaches salts out of soils in humid regions, and salt problems are rare and transitory (Bernstein 1975). Dan & Yaalon (1982) showed that the SAR increased with the decreasing rainfall and with the increasing depth of saline soils.

Halophytic plants can withstand high saline soil conditions without any detrimental effects (Waisel 1972; Zahran 1993; El Shaer 1999). Therefore, they naturally grow near the coastal line and in salt-affected lands (Squires & Ayoub 1994). This is mainly associated with an increase of Na^+ and Cl^- content in their tissues (Adriani 1958; Bernstein 1961; Kamel 2008).

Plants can use several mechanisms such as osmotic re-adjustment or salt exclusion to overcome the salinity stresses. Plants readjust their osmotic potential quickly depending upon inorganic solutes (Jacoby 1999; Rubinigg *et al.* 2003; Neocleous & Vasilakakis 2007; Hajlaouia *et al.* 2010; Aldesuquy *et al.* 2012) or by *de novo* synthesis of compatible organic osmolytes (Wyn Jones & Pritchard 1989; Bohnert & Shen 1999). One of the most common stress tolerance strategies in plants is the overproduction of different types of compatible organic solutes (Serraj & Sinclair

2002), but this needs a long time. So, all salt-stressed plants quickly tend to increase their content of mineral ions. Xerophytic plants depend more on the organic solutes than halophytes to overcome drought conditions (Aba Alkhail & Moftah 2011). Some studies indicated that desert plants might overcome stress conditions through the accumulation of organic solutes (e.g. sugars and amino acids) or inorganic solutes (K^+ and Na^+) (Taiz & Zeiger 2002).

The most familiar inorganic solutes in nature are Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , and Cl^- , but when they are excessively available in the medium, they will cause salt stress. The ability of the plants to accumulate more inorganic solutes may help plant to withstand salinity (Kamel 2008). On the other hand, the high-accumulated Na^+ causes injury for the plant tissues (Taiz & Zeiger 2006).

Chemo-ecotone usually controlled by the chemical characteristic of the soil, especially the soil salinity. The current work aims the studying the impact of soil SAR gradient on the plants ionic composition, species distribution and diversity in the arid chemo-ecotone.

Study area

The study area extends on the Red Sea, from Safaga to 50 km south El-Qussier, (between latitudes $26^\circ 39' 47''$ N and $25^\circ 43' 20''$ N and longitudes $33^\circ 56' 28''$ E and $34^\circ 32' 26''$ E). It represents a part of the ecotone between the Red Sea Coast and the Eastern Desert (Figure 1).

The study area has about 13 drainage basins representing the main flooding sites in this area. All these wadis discharge into the Red Sea. The coastal plain strip of the Red Sea in the studied area is occupied by Cenozoic rocks of both Tertiary and Quaternary age. The Tertiary rocks are represented by sandstone, lime-grits, conglomerates, carbonate terrigenous sediments, and gypsum. The Quaternary rocks are composed of wadi and terrace deposits consisting of detritus sand, pebbles, and rare boulders (Youssef *et al.* 2009).

The climate is generally subtropical. Meteorological data during the period 2011-2012 was obtained from El-Qusseir station. The average of mean temperature ranged between 18.43°C in January and 30.81°C in August.

The average of maximum temperature was 33.50°C in August and 22.70°C in December, while the average of minimum temperature was 27.09°C in August and 13.89°C in January. The relative humidity ranged between 42.94% in May and 56.06% in December. Wind speed was 2-4 m/s around the year. The rainfall is scanty generally and irregular, yet in the period of study it was rainless.

Material and methods

The Red Sea-Eastern Desert ecotone extends to approximately 1000 km, from Suez to the Egyptian-Sudanese boundary in the south. It passes through all the deltas of the wadis that run toward the Red Sea. Thirteen locations were selected depending on the vegetation richness and detected using GPS technique. The transect area and number of quadrats depended on the width of the deltas of different wadis. Therefore, the lower number of quadrats was 2 quadrats in transect 5, wadi She'eb Goma'a. The highest number of quadrats was 14 in transect 2, wadi Safaga. The locations and the names of different wadis are included in Table 1.

Forty-five species were recorded. Eleven species of them were selected for chemical analysis. Four of them are classified as halophytes, *Arthrocnemum macrostachyum*, *Limonium pruinatum*, and *Zygophyllum album*. The others are xero-halophytes: *Nitraria retusa*, *Zygophyllum coccineum* (Aronson et al., 1988), *Tamarix aphylla* and *Tamarix nilotica*, or true xerophytes: *Zilla spinosa*, *Aerva javanica* (Sauer 1965), *Astragalus vogelii*, *Lotus hebranicum* (Tackholm 1974). Plant and soil samples were collected twice in summer and winter.

The soil is collected under the plants shoot system, at two depths: 0-25 and 25-50 cm., and analyzed chemically. Plant samples were dried at 70°C for 48 h. The dried parts were ground and the solutes were extracted in distilled water according to El-Sharkawi & Michel (1977).

Sodium, potassium, calcium, magnesium chloride and sulphate were estimated in both plants and soil. Sodium and potassium were measured by flame photometry (flame photometer, corning M410, UK) according to Williams & Twine, 1960. A volumetric estimation of Cl⁻, Ca²⁺ and Mg²⁺ was performed



Figure 1 – Topographic map indicates the location of different transects extended across the ecotone located between the Red Sea Coast and the Eastern Desert in Egypt.

Table 1 – The different selected locations, which detected using GPS.

	Location name	Latitude	Altitude
1	Nuqara	26°39'40.50"N	33°56'24.68"E
2	Safaga	26°37'55.83"N	33°59'15.21"E
3	Abu Shiqili El Bahari	26°33'20.69"N	34°02'10.08"E
4	Abu Hamra El Bahari	26°24'13.78"N	34°06'37.02"E
5	She'eb Goma'a	26°22'43.68"N	34°07'55.92"E
6	Quei	26°20'58.09"N	34°09'00.99"E
7	Abu Hamra El Qibli	26°16'40.97"N	34°11'06.78"E
8	Hamraween	26°15'10.51"N	34°12'01.45"E
9	Abu shiqili El Qibli	26°13'48.47"N	34°12'38.78"E
10	Transect 10	25°53'53.00"N	34°24'34.01"E
11	Esel	25°51'51.31"N	34°24'42.24"E
12	Sherm El Qibli	25°45'49.56"N	34°30'32.51"E
13	Um Gheig	25°43'23.73"N	34°32'29.55"E

according to Jackson (1958) and Johnson & Ulrich (1959) respectively. The sodium adsorption ratio computed for the different collected soil samples according to the following equation:

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$$

In addition, potassium sodium selectivity, K^+/Na^+ and Na^+K^+/Cl^- ratios were computed. The data was analyzed in one way ANOVA to determine the least significant difference (LSD) using statistical package for social sciences version 20 (SPSS).

Results and discussion

The edaphic characteristics of the ecotone and their effect on species distribution

One of the major abiotic stresses that affect the plant is soil salinity (Zhu 2001). The soil sodicity, sodium adsorption ratio (SAR), plays an important role in plant growth and distribution. The high SAR value is a cause for sodium toxicity in most plants (Munns & Tester 2008; Pessaraki 1999). Halophytes have the advantage to withstand the sodium toxicity in the environment (Flowers & Colmer 2008); but the xerophytic plants try to compete halophytic plants at the ecotone.

The computed SAR mean values in the soil samples ranged between 0.1 and 3.33. Halophytes are a type of plant that is adapted to live in highly saline soils. Therefore, the halophytes such as *Zygophyllum album* and *Arthrocnemum macrostachyum* inhabited the soils that had SAR values ranging between 1.28 and 3.30. *Limonium pruinosum* grew in intermediated range of SAR. *Nitraria retusa*, *Tamarix aphylla*, *Tamarix nilotica* and *Zygophyllum coccineum* (salt resistant desert plants) also survived at the SAR range between 0.92 and 3.33. Therefore, these three species grow densely with high presence values in the ecotone. The true xerophytes *Aerva javanica*, *Astragalus vogelii* and *Lotus hebranicus* survived at SAR value of less than (1), with the except for *Zilla spinosa* in the summer where the soil's SAR increased up to 1.86. The increase of SAR paralleled with that of Na^+/K^+ and Na^+/Ca^{2+} ratios (Table 2). These data agree with those by Munns & Tester (2008), Pessaraki (1999) and Flowers & Colmer (2008).

The soil's ionic content was higher in the places inhabited by halophytes and salt resistant species. Na^+ , K^+ and Cl^- concentrations were higher compared to Ca^{2+} and Mg^{2+} . On the other hand, the Ca^{2+} and Cl^- were higher in the places inhabited by xerophytes. The range of SO_4^{2-} concentration was narrower compared to chlorides. It ranged between 0.47 and 0.72, while Cl^- ranged between 0.18 and 4.22 meq (Table 3). These results agreed with those by Taiz & Zeiger (2002). The increase in calcium content may due to the drainage of

Table 2 – The computed mean values of the different ratios (Na^+K^+/Cl^- , Na^+/Ca , Na^+/K and SAR) in the different soil samples.

Species	Na^+K^+/Cl^-		Na^+/Ca^{2+}		Na^+/K^+		SAR	
	summer	winter	summer	winter	summer	winter	summer	winter
<i>Zygophyllum album</i>	0.64**	1.43	2.29	2.51	2.66**	2.51	3.19	1.56
<i>Nitraria retusa</i>	0.91	0.57	2.32	2.02	1.28	2.91	3.30	0.15
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	0.46**	0.53**	1.72**	1.50**	2.22**	2.05	4.24	1.20
<i>Limonium pruinosum</i>	0.55**	1.20**	1.89	1.16*	2.40**	1.83**	1.59	0.91
<i>Zygophyllum coccineum</i>	1.00**	0.65**	1.63**	1.58**	0.81**	3.24**	3.30	0.08
<i>Tamarix nilotica</i>	0.95	0.58**	1.60	1.81	0.89**	3.54	3.93	0.36
<i>Tamarix aphylla</i>	1.14**	2.00**	0.58	2.15	0.31**	2.31	1.98	0.97
<i>Zilla spinosa</i>	0.79	0.87**	2.16**	0.60	1.80**	2.10**	0.26	0.20
<i>Aerva javanica</i>	0.31	0.92**	0.87**	0.10	1.20**	0.90	0.49	0.08
<i>Astragalus vogelii</i>	0.31	0.92**	0.87**	0.10	1.20**	0.90	0.49	0.08
<i>Lotus hebranicus</i>	1.36**	0.81	0.91**	0.70	0.66	2.19	1.56	0.08

** The mean difference is significant at the 0.01 level.

Table 3 – Concentrations of the estimated cations and anions (meq/g) in the different collected soil samples.

Species	Na ⁺		K ⁺		Cl ⁻		Ca ²⁺		Mg ²⁺		SO ₄ ²⁻	
	su	wi	su	wi	su	wi	su	wi	su	wi	su	wi
<i>Zygophyllum album</i>	3.91**	2.03	1.47	0.81	08.43**	01.99**	1.71**	0.81**	1.26	0.82	0.72**	0.52
<i>Nitraria retusa</i>	3.52	3.87	2.74	1.33	06.91	09.12	1.52	1.92	0.77	0.86	0.63	0.58
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	4.00**	4.05**	1.80**	1.98**	12.65**	11.35**	2.33**	2.70**	1.41**	1.25**	0.59**	0.59**
<i>Limonium pruinosum</i>	0.96	3.84**	0.40**	2.10	02.48**	04.96**	0.51**	3.31**	0.07**	0.69**	0.58	0.79**
<i>Zygophyllum coccineum</i>	2.82	2.72*	3.48	0.84	06.27**	05.50*	1.74	1.73	0.91	0.76	0.63**	0.62**
<i>Tamarix nilotica</i>	4.22**	4.75	4.75	1.34	09.47**	10.57	2.64	2.63	1.50**	1.44	0.62**	0.60**
<i>Tamarix aphylla</i>	1.08**	1.73	3.52	0.75	04.02**	01.24	1.87**	0.81	0.91**	0.29	0.48**	0.65**
<i>Zilla spinosa</i>	0.90	0.84	0.50	0.40	01.77**	01.42**	0.42**	1.39	0.05**	0.25	0.67**	0.36**
<i>Aerva javanica</i>	0.24**	0.18	0.20	0.20	01.42	0.41	0.28	1.84**	0.03**	0.17	0.67**	0.49**
<i>Astragalus vogelii</i>	0.24**	0.18	0.20	0.20	01.42	0.41	0.28	1.84**	0.03**	0.17	0.67**	0.49**
<i>Lotus hebranicus</i>	0.60	1.05	0.91	0.48	01.11	01.88	0.66	1.51	0.09	0.40	0.66**	0.47

* The mean difference is significant at the 0.05 level. ** The mean difference is significant at the 0.01 level (idem for Tables 4, 5 and 6).

rains through the desert limestone rocks. These chemical properties are the limiting factors that affect the species diversity and distribution of species across the chemo-ecotone (Kamel, 2003).

Though the water content in the soil inhabited by halophytes is high (Table 4), the high ions concentration decreases the water potential (Table 3). The halophytes inhabited the soil that had 2-7.5% water content. *Limonium pruinosum* (ecotonal species) survived on small sand dunes in SAR range between 0.91 and 1.59. Halophytes and salt-tolerant plants can accumulate more Na⁺ inside their tissues (Tester & Davenport 2003) to decrease their water potential. This insures their ability to absorb water.

On the other hand, the water content in the soil under true xerophytes ranged between 0.24 and 0.63%. The Extensive, durable root systems in xerophytes help to reach to groundwater (Kalapos 1994) and absorb a considerable amount of water.

The response of plants to overcome the environmental conditions in the ecotone

This study's plants are divided according to their distribution and their salt tolerance to halophytes growing near the coast, xero-halophytes and true xerophytes (Burkill 1995; Aronson *et al.* 1988; Sauer 1965; Tackholm 1974). The xero-halophytes distributed in the

Table 4 – Water content (WC %) of soil and plant samples from different stands across the ecotone in summer and winter seasons.

Species	Water content			
	Soil		Plant	
	summer	winter	summer	winter
<i>Zygophyllum album</i>	3.13**	2.11**	77.53**	79.27**
<i>Nitraria retusa</i>	4.63**	4.95**	73.40**	70.30**
<i>Limonium pruinosum</i>	0.15**	1.12**	65.01**	72.86**
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	6.47**	7.53**	41.05**	34.50**
<i>Tamarix nilotica</i>	6.06	4.62	52.01**	48.23**
<i>Tamarix aphylla</i>	0.70**	1.98	57.79**	51.49
<i>Zygophyllum coccineum</i>	4.43**	3.18**	65.84	61.78
<i>Zilla spinosa</i>	0.15	0.27	59.47**	26.57**
<i>Aerva javanica</i>	0.24**	0.30	44.04**	35.68**
<i>Astragalus vogelii</i>	0.24**	0.30	54.42**	56.77**
<i>Lotus hebranicus</i>	0.63	0.55	57.18**	61.93**

two ecosystems as well as in the ecotone. The halophytes dispersed at soil SAR above one while xerophytes below 0.5. Figure (2) shows the SAR actual ranges for different species. The ecotone's width was detected at the range between the minimum SAR value wherein true halophytes (*Limonium pruinosum*) can survive and the maximum SAR value wherein true xerophyte (*Lotus hebranicus*) can survive.

The quick way to osmotic re-adjustment is the accumulation of inorganic ions for overcoming the external salt stress (Jacoby 1999; Kamel 2008; Rubinigg *et al.* 2003; Neocleous & Vasilakakis 2007; Hajlaouia *et al.* 2010; Aldesuquy *et al.* 2012). To avoid the sodium toxicity inside plant tissues, the plant tends to

accumulate the compatible ions, such as potassium and calcium, where the late ameliorate the negative effect of sodium (Manivannan *et al.* 2007). The halophytes had the ability to accumulate highly intensive sodium ions (Flowers & Colmer 2008) compared to xerophytes (Kamel 2008).

The halophytes and xero-halophytes accumulated Na⁺ ions between 10.9 and 27.67 meq. While in the case of true xerophytes, the highest concentration was 8.1 meq. This reflects the inability of xerophytes to tolerate sodicity. The xerophytes depended upon more K⁺, so the concentration of potassium increased above 30 meq (Table 5). The Na⁺/K⁺ ratio was always less than one, in order to avoid the sodium toxicity; this improves the range of growth (Naeem & Qureshi 2005). The high potassium selectivity in the xerophytes, which

is up to 20.79 in *Zilla spinosa* (Table 6), decreased the Na⁺/K⁺ ratio. The capacity of plants to maintain a high cytosolic K⁺/Na⁺ ratio is likely to be one of the key determinants of salt tolerance to plants (Maathuis & Amtmann 1999). The Na⁺/K⁺ ratio in xerophytes ranged between 0.07 and 0.33 while it increased up to 1.06 in *Zygophyllum album*. Generally, Na⁺/K⁺ ratio in halophytes was above 0.5.

The Na⁺+K⁺/Cl⁻ was computed to be higher inside plants than in soil solution. The dependence on sulphates decreased the concentration of chlorides and, consequently, increased the value of Na⁺+K⁺/Cl⁻ ratio. The concentration of sulphates ranged between 7 and 8.5 meq. The highest concentration of SO₄²⁻ was estimated in *Limonium pruinosum* (8.5 meq), while the lowest was detected in *Nitraria*

Table 5 – Concentrations of the estimated cationic and anionic solutes (meq/g) inside plant tissues in summer (su) and winter (wi).

Species	Na ⁺		K ⁺		Ca ²⁺		Mg ²⁺		Cl ⁻		SO ₄ ²⁻	
	su	wi	su	wi	su	wi	su	wi	su	wi	su	wi
<i>Zygophyllum album</i>	14.67**	14.07**	24.89**	13.22**	17.20**	13.9**	7.0**	4.9	38.33**	10.69**	7.88**	7.78**
<i>Nitraria retusa</i>	12.00**	12.45**	16.21**	14.88**	06.90**	07.6	6.7	3.5	32.80**	07.98**	6.83**	7.10**
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	27.67**	16.23**	33.89**	23.33**	01.60	02.9	0.9	1.0	39.99**	12.02**	7.72**	7.90**
<i>Limonium pruinosum</i>	22.00**	10.90**	32.00**	27.67**	04.30**	03.5**	3.4*	3.0**	16.84**	04.43**	8.5**	8.50**
<i>Zygophyllum coccineum</i>	14.67**	14.89**	26.90**	20.71**	18.80**	14.8**	4.5*	2.5*	41.15**	11.64**	7.77**	7.62**
<i>Tamarix nilotica</i>	16.85**	17.65**	29.90**	23.74**	08.60**	10.1**	4.3**	3.3	31.85	09.68**	8.18**	8.34
<i>Tamarix aphylla</i>	12.30**	14.55**	37.83**	37.83**	06.00	08.3	3.7**	5.8**	28.07**	05.76**	8.32**	8.44
<i>Zilla spinosa</i>	03.90**	03.30**	35.33**	32.67**	04.40**	05.1**	0.7	0.3	07.09**	03.84**	7.31**	7.71**
<i>Aerva javanica</i>	04.80**	03.30**	36.33**	34.00**	01.30	03.3**	0.5	1.7	13.30**	04.14**	7.13	7.65
<i>Astragalus vogelii</i>	06.90**	08.10**	34.00**	24.67**	08.70**	06.1**	3.4**	0.7	30.73**	10.34**	7.41	7.13
<i>Lotus hebranicus</i>	02.65	03.80	36.58**	23.08**	06.00**	05.6**	1.4	0.6	15.44**	04.06**	7.25*	7.36

Table 6 – The computed mean values of the different ratios (Na⁺/K⁺/Cl⁻, Na⁺/Ca²⁺, Na⁺/K⁺, SAR and K selectivity) inside the plant tissues.

Species	Na ⁺ +K ⁺ /Cl ⁻		Na ⁺ /Ca ²⁺		Na ⁺ /K ⁺		SAR		K ⁺ selectivity	
	su	wi	su	wi	su	wi	su	wi	su	wi
<i>Zygophyllum album</i>	1.03	2.55	00.85	1.01	0.59**	1.06	02.98**	3.25**	04.51	02.35
<i>Nitraria retusa</i>	0.86**	3.42**	01.75	1.64	0.74	0.84	03.26**	3.74**	01.74**	03.48**
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	1.54	3.29	17.46**	5.67**	0.82	0.70**	17.50**	8.26**	02.72	02.94
<i>Limonium pruinosum</i>	3.21*	8.71**	05.07**	3.11**	0.69	0.39	07.94**	4.28**	03.49**	04.64**
<i>Zygophyllum coccineum</i>	1.01	3.06**	00.78	1.01	0.55	0.72	03.04	3.58**	01.49**	04.50*
<i>Tamarix nilotica</i>	1.47	4.28**	01.95	1.75	0.56	0.74	04.68**	4.83	01.58**	04.77**
<i>Tamarix aphylla</i>	1.79	9.09	02.06	1.76	0.33	0.38	03.96	3.88**	00.94**	06.00
<i>Zilla spinosa</i>	5.53**	9.37**	00.80	0.65	0.11	0.10	01.73	1.43	16.31**	20.79**
<i>Aerva javanica</i>	3.09**	9.01**	03.84**	1.02	0.13	0.10	03.68**	1.48	09.08**	09.27*
<i>Astragalus vogelii</i>	1.33	3.17**	00.80	1.33**	0.20	0.33	01.99**	3.12**	05.91**	02.74
<i>Lotus hebranicus</i>	2.54	6.62**	00.44	0.68	0.07	0.16	00.98	1.53	09.10**	13.29**

retusa (7.1 meq). *Zygophyllum album* and *Z. coccineum* were depended most on calcium to overcome sodium sodicity (Kamel 2008). Their content of Ca^{2+} (Table 6) ranged between 14 and 19 meq. Most of the xerophytes accumulated more Ca^{2+} than Na^+ . Therefore, the $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ ratio was lower in these species (Table 6). Except for *Arthrocnemum macrostachyum*, all halophytes and xero-halophytes accumulated more Mg^{2+} than xerophytes, but the concentration of calcium was generally higher than magnesium. *Zygophyllum album* was the most depended species on Mg^{2+} to readjust its own osmotic pressure (Kamel 2008). The highest concentration of Mg^{2+} was in the halophyte *Zygophyllum album* (7.0 meq) and the lowest was 0.3 meq in the xerophyte *Zilla spinosa*.

The SAR inside plants reflects the ability of plants to accumulate and tolerate a high sodium concentration in the cell vacuoles. The approached results (Table 6) show that *Arthrocnemum macrostachyum* is a most sodium-tolerant, whose SAR value went up to 17.5. The SAR inside halophytes and xero-halophytes ranged between three and eight, but in true xerophytes it ranged between 1 and 3 (Table 6). These results agree with the results

of several researchers (e.g. Jacoby 1999; Kamel 2008; Rubinigg *et al.* 2003; Neocleous & Vasilakakis 2007; Hajlaouia *et al.* 2010; Aldesuquy *et al.* 2012).

Red Sea-Eastern desert ecotone is affected by soil salinity. Xerophytes, which are able to resist severe drought in the desert ecosystem, can invade the Red Sea coast by torrents and rains. The fresh rainwater decreases the soil salinity and sodicity. This advantage helps xerophytic seeds to germinate and grow in the ecotonal area. With the evaporation under the influence of temperature, the high air moisture near the sea can help xerophytes to survive salinity for longer time. The water in this ecotone is not considered as a limiting factor because the desert plants can survive a lower regime of water inside the desert. Therefore, the soil salinity is the limiting factor that affects the distribution of desert plants across this ecotone.

In conclusion, it turns out that the vegetation diversity and plant distribution in the chemo-ecotone is controlled by the soil sodicity. Depending on the soil salinity as limiting factor and the ability of plants to tolerate the soil sodicity, the ecotone defined as the area loca-

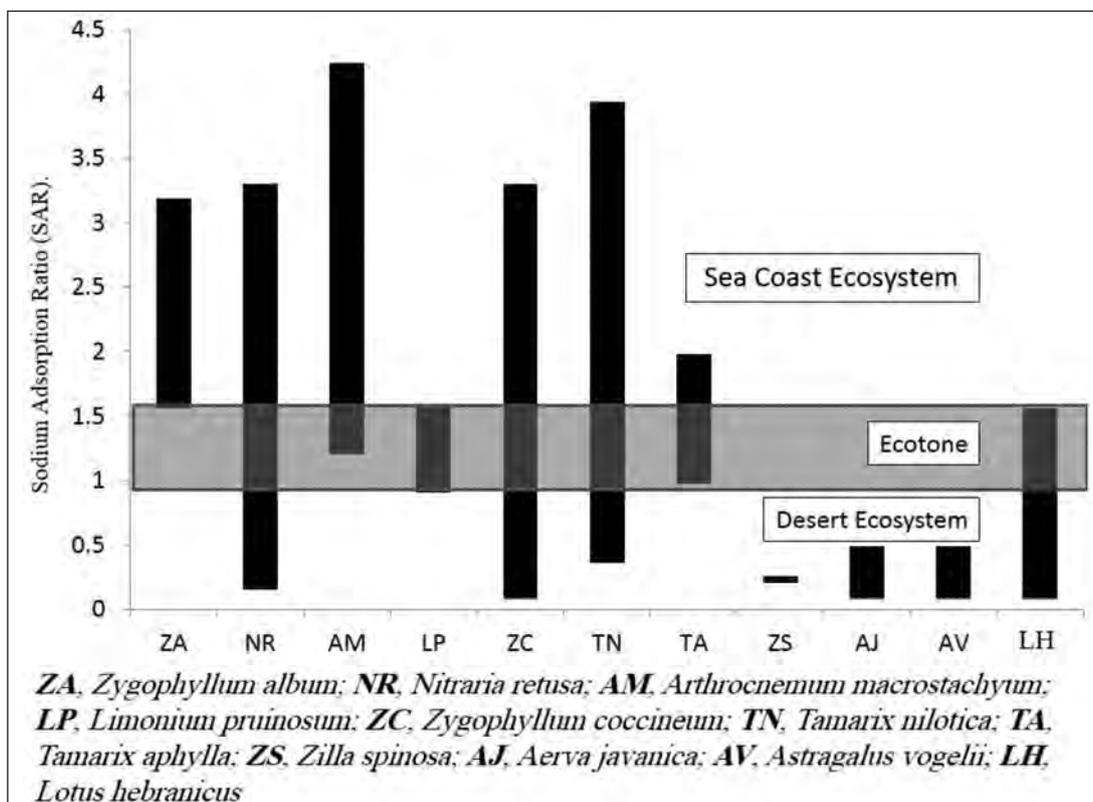


Figure 2 – The distribution of the different species through the SAR gradient across the ecotone.

ted between the maximum dispersion limit of true xerophyte (*Lotus hebranicus*) toward the Red Sea, and the maximum dispersion limit of true halophytes (*Limonium pruinatum*) toward the desert (Figure 2). The width of the ecotone depends mainly on the ability of plants to tolerate a wide range of salinity.

References

- Aba Alkhalil M. S. & Moftah A. E., 2011. Adaptation mechanisms of some desert plants grown in central region of Saudi Arabia. *Inter. Res. J. Agri. Sci. Soil Sci.*, vol. 1(11): 462-470.
- Adriani M.J., 1958. Halophyten. *Encycl. Plant Physiol.* 4: 709-736.
- Aldesuquy H.S., Baka Z.A., El-Shehaby O.A. & Ghanem H.E., 2012. Efficacy of seawater salinity on osmotic adjustment and solutes allocation in wheat (*Triticum aestivum*) flag leaf during grain filling. *Inter. J. Plant Physiol. Biochem* 4(3):33-45.
- Armstrong A.S.B., Rycroft D.W. & Tanton T.W., 1996. Seasonal movement of salts in naturally structured saline-sodic clay soils. *Agri. Water Manage.* 32: 15-27.
- Aronson J. A., Pasternak D. & Danon A., 1988. Introduction and first evaluation of 120 halophytes under seawater irrigation. In: Whitehead E. E., Hutchinson C.F., Timmerman B.N. & Varady R.G. (eds), *Arid Lands Today and Tomorrow: Proc. Inter Res. Develop. Conf.* Westview Press, Boulder, CO.: 737-746.
- Bernstein L., 1961. Osmotic adjustment of plants to saline media. I Steady state. *Amer. J. Bot.* 48: 909-918.
- Bernstein L., 1975. Effects of salinity and sodicity on plant growth. *Annu. Rev. Phytopath.* 13: 295-312.
- Bohnert H.J. & Shen B. 1999. Transformation and compatible solutes. *Sci. Hort.* 78: 237-260.
- Bresler E., Mc Neal B.L. & Carter D.L. 1982. *Saline and sodic soils: principles, dynamics, modeling.* Springer Verlag, New York, 236 p.
- Burkill H.M., 1995. *The useful plants of West Tropical Africa.* 2nd Edition, vol. 3, Families J-L. Royal Botanic Gardens, Kew, Richmond, United Kingdom, 857 p.
- Cetin M. & Kirda C., 2003. Spatial and temporal changes of soil salinity in a cotton field irrigated with low-quality water. *J. Hyd.* 272: 238-249.
- Clements F.E., 1905. *Research Methods in Ecology.* Lincoln, University Publishing Company, 334 p.
- Dan J. & Yaalon D.H., 1982. Automorphic saline soils in Israel. In: Yaalon D.H. (ed.), *Aridic Soils and Geomorphic Processes.* Cathena Supplement 1, Cathena Verlag, Braunschweig, Germany: 103-115.
- El Shaer H.M., 1999. Potentiality of animal production in the Egyptian desert region. In: *Proceedings of the Conference on Animal Production in the 21st Century Challenges and Prospects*, 18-20 April 2000, Sakha, Kafr El Sheikh, Egypt: 93-105.
- El-Sharkawi H.M. & Michel B.E., 1977. Effects of soil water matric potential and air humidity on CO₂ and water vapour exchange in two grasses. *Photosynthetic* 11: 176-182.
- Flowers T.J. & Colmer T.D., 2008. Salinity tolerance in halophytes. *New Phytologist* 179: 945-963.
- Hajlaouia H., El Ayebb N., Garrecc J.P. & Dendend M., 2010. Differential effects of salt stress on osmotic adjustment and solutes allocation on the basis of root and leaf tissue senescence of two silage maize (*Zea mays* L.) varieties. *Indust. Crops Prod.* 31: 122-130.
- Jackson M.L. 1958. *Soil chemical analysis.* Prentice-Hall. Inc., Englewood Cliffs. N.J., 521 p.
- Jacoby B., 1999. Mechanism involved in salt tolerance of plants. In: Pessaraki M. (ed.), *Handbook of plant and crop stress.* Marcel Dekker, Inc., New York: 97-124.
- Johnson C.M. & Ulrich A., 1959. *Analytical methods for use in plant analysis.* U.S. Dept. Agri. Calif. Uni. Agri. Info. Bull., 766 p.
- Kalapos T., 1994. Leaf water potential-leaf water deficit relationship for ten species of a semi-arid grassland community. *Plant Soil* 160: 105-112.
- Kamel M., 2003. Ecotone Classification according to its origin. *Pak. J. Biol. Sci.* 6 (17): 1553-1563.
- Kamel M., 2008. Osmotic adjustment in three succulent species of Zygophyllaceae. *Afr. J. Ecol.* 46: 96-104.
- Maathuis F.J.M. & Amtmann A., 1999. K⁺ Nutrition and Na⁺ Toxicity: The Basis of Cellular K⁺/Na⁺ Ratios. *Annals Bot.* 84: 123-133.
- Magistad O.C., 1945. Plant growth relations on saline and alkali soils. *Bot. Rev.* 11: 181-230.
- Manivannan P., Abdul Jaleel C., Sankar B., Somasundaram R., Murali P.V., Sridharan R. & Panneerselvam R., 2007. Salt stress mitigation by calcium chloride in *Vigna radiata* (L.) Wilczek. *Acta Biol. Crac. Bot.* 49: 105-109.
- Mepham R.H. & Mepham J.S., 1985. The flora of tidal forests – a rationalization of the use of the term “mangrove”. *South Afr. J. Bot.* 51(2): 75-99.
- Munns R. & Tester M., 2008. Mechanisms of salinity tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59: 651-681.
- Naeem, M.A. & Qureshi. R.H., 2005. Rice growth and ionic composition under saline hydroponic conditions: i. supplemented with Ca²⁺: Na⁺ ratios. *Pak. J. Agri. Sci.* vol. 42: 1-7.
- Neocleous D. & Vasilakakis M., 2007. Effects of NaCl stress on red raspberry (*Rubus idaeus* L. and *Autumn Bliss* L.). *Sci. Hort.* Amsterdam. New York-Basel, 112: 282-289.
- Pessaraki M., 1999. *Handbook of Plant and Crop Stresses.* 2nd ed. Marcel Dekker, 1 254 p.
- Rubinigg M., Posthumus F., Ferschke M., Elzenga J.T.M. & Stulen I., 2003. Effects of NaCl salinity on 15N-nitrate fluxes and specific root length in the halophyte *Plantago maritima* L. *Plant Soil* 250: 201-213.
- Sauer J., 1965. Geographic reconnaissance of Western Australian seashore vegetation. *Aust. J. Bot.* 13: 39-69.
- Serraj R. & Sinclair T.R., 2002. Osmolyte accumulation: can it really help increase crop yield under drought conditions? *Plant Cell Environ.* 25: 333-341.
- Squires V.R. & Ayoub A.T., 1994. *Halophytes as a Resource for Livestock and for Rehabilitation of Degraded Lands.* Kluwer Academic Publisher, Dordrecht Boston, London, 315 p.
- Tackholm V., 1974. *Students' Flora of Egypt*, ed. 2. Cairo University Press, Cairo, Egypt, 423 p.

- Taiz L. & Zeiger E., 2002. *Plant physiology* (3rd Edition). Sinauer Associates., Sunderland.
- Taiz L. & Zeiger E., 2006. *Plant physiology*. Massachusetts, Sinauer Associates, Inc.
- Tester M. & Davenport. R.J., 2003. Na⁺ Tolerance and Na⁺ Transport in Higher Plants. *Ann. Bot.* 91: 503-527.
- Van der Zee S.E.A.T.M., Shah S.H.H., van Uffelen C.G.R., Raats P.A.C. & dal Ferro N., 2010. Soil sodicity as a result of periodical drought. *Agr. Water Manage.* 97: 41-49.
- Waisel Y., 1972. *Biology of halophytes*. Academic Press, New York.
- Williams C.H. & Twine M.E., 1960. Flame photometric method for sodium, potassium and calcium. In: Paech K., Tracey M.V. (eds), *Modern methods of plants analysis*. Springer-Verlag, Berlin, vol. V, 535 p.
- Wyn Jones R.G. & Pritchard J., 1989. Stresses, membranes and cell wall. In: Jones H.G., Flowers T.J. & Jones M.B. (eds), *Plants under stress: biochemistry, physiology and ecology and their application to plant improvement*. Cambridge, University Press: 95-114.
- Youssef A. M., Pradhan B., Gaber A.F.D. & Buchroithner M. F., 2009. Geomorphological hazard analysis along the Egyptian Red Sea coast between Safaga and Quseir. *Nat. Haz. Earth Sys. Sci.* 9: 751-766.
- Zahran. M.A., 1993. Juncus and Kochia: fiber and fodder producing halophytes under salinity and aridity stresses. In: Pessarakli M. (ed.), *Handbook of Plant and Crop Stress*. Marcel Dekker, Inc., NY: 505-530.
- Zahran M.A. & Willis A. J. 2009. *The Vegetation of Egypt*. 2nd ed. Springer, 437 p.
- Zhu J.K., 2001. Plant salt tolerance. *Trends Plant Sci.* 6: 66-71.

Évaluation de l'impact des aménagements pastoraux sur la dynamique de la production des pâturages dégradés au Maroc oriental

Evaluation of the impact of pastoral management on the dynamics of the production of degraded rangeland in eastern Morocco

M. ACHERKOUK^{1,*}, M.A. EL HOUMAIZI²

1. Unité de recherche-développement, Institut national de la recherche agronomique, BP 428, 60000, Oujda, Maroc

2. Département de biologie, Faculté des sciences, Université Mohamed Premier, BP 717, 60000, Oujda, Maroc

* Auteur correspondant : e-mail : mocherkouk@yahoo.fr

Résumé

L'impact de trois techniques pastorales (mise en repos pastoral, plantation d'Atriplex nummularia et culture entre bandes arbustives) dans sept sites aménagés a été étudié sur la dynamique de la phytomasse sur pied des steppes dégradées du Maroc oriental, entre 2006 et 2012. Les sites sont annuellement pâturés en mode différé. Malgré le pâturage et la sécheresse récurrente, ces aménagements produisent un effet globalement positif sur l'évolution de la phytomasse annuelle sur pied en matière sèche (MS) ou en énergie (UF). Les résultats obtenus montrent que la phytomasse à l'intérieur des sites aménagés est nettement améliorée par rapport à l'extérieur. Cette amélioration s'exprime aussi bien selon le type de sites (en moyenne 370 kg MS/ha dans les sites aménagés contre seulement 70 kg MS/ha dans les pâturages libres ou 150 UF/ha vs 30 UF/ha respectivement) qu'en fonction du type de techniques pastorales utilisées (respectivement 950 kg MS/ha contre 130 kg MS/ha ou 320 UF/ha vs 45 UF/ha). La phytomasse est très intéressante dans les terrains pastoraux privés (600 kg MS/ha à Irzaine et 540 kg MS/ha à Sidi Moussa). Par contre, les terrains pastoraux collectifs aménagés sont sou-

vent surexploités et peu respectés. D'où, la nécessité d'entamer les questions d'évaluation d'impact des projets avec une nouvelle approche écosystémique inspirée de l'écologie de restauration et de l'ingénierie écologique. Cette approche intègre toutes les composantes de l'écosystème (biophysique, sociale et économique) ainsi que leurs interactions, et implique tous les acteurs en vue d'un développement pastoral durable.

Abstract

The impact of three pastoral techniques (pastoral rest, plantation of Atriplex nummularia and Alley-cropping) in seven improved sites was studied on the dynamics of annual phytomasse of degraded steppes in eastern Morocco, between 2006 and 2012. The sites are used each year as deferred grazing. Despite grazing and drought, these techniques produce a global positive effect on the evolution of plant biomass in term of dry matter (DM) or energy (FU). The results show that the phytomasse of improved sites is significantly enhanced compared to the outside. This improvement is expressed by type of sites (370 kg DM/ha in managed areas vs only

Mots clés : mise en repos pastoral, plantation d'*Atriplex nummularia*, culture entre bandes arbustives, approche écosystémique.

Keywords: pastoral rest, plantation of *Atriplex nummularia*, Alley-cropping, ecosystemic approach.

70 kg DMI/ha in their controls or 150 FU/ha vs 30 FU/ha respectively) and by type of pastoral techniques (respectively 950 kg DMI/ha vs 130 kg DMI/ha or 320 FU/ha vs 45 FU/ha). This production is very interesting in private rangeland (600 kg DMI/ha in Irzaine and 540 kg DMI/ha in Sidi Moussa). While common rangelands are often overexploited and grazed illegally. Therefore, we need to engage the issues of impact assessment of projects with a new ecosystemic approach. For sustainable pastoral development, this approach inspired from restoration ecology and ecological engineering, considers all components of the ecosystem (biophysical, social and economic) and their interactions, and involves all stakeholders.

Resumen

*El objetivo principal de este estudio es evaluar el impacto de los arreglos pastorales sobre la restauración de los pastos degradados en el Este de Marruecos. El estudio se realizó en siete comunidades rurales con siete sitios y tres técnicas pastorales: área protegida, plantación de *Atriplex nummularia* y cultivos entre bandas arbustivas, instaladas por parte del Proyecto de Desarrollo Rural Taourirt-Taforalt. Estudiamos la fitomasa anual de la vegetación perenne mejorada. Los sitios son pastoreados anualmente de acuerdo con una manera rotativa. A pesar de la explotación y sequía, estas técnicas producen un impacto positivo sobre la mejora de la producción pastoral en la materia seca (MS) y la energía (UF). Precisamente, la producción se incrementó notablemente en el interior de los sitios mejorados en comparación con el exterior, y tanto el tipo de sitio (370 MS/ha kg vs 70 kg MS/ha, o 150 UF/ha vs 30 UF/ha, respectivamente) como el tipo de técnica aplicada (950 kg MS/ha vs 130 kg MS/ha, o 320 UF/ha vs 45 UF/ha, respectivamente). La producción es más importante cuando el terreno es privado (600 kg MS/ha en Irzaine y 540 kg MS/ha en Sidi Moussa). Por el contrario, las áreas colectivas son a menudo sobreexplotadas. Las respuestas contrastantes entre estos dos tipos de tenencia (,) muestran la importancia de una visión ecosistémica inspirada de la ecología de la restauración y de la ingeniería ecológica, que integra todos los componentes del ecosistema (biofísicos, sociales, económicos) e implica a diversos actores para el desarrollo pastoral sostenible. La aplicación de este enfoque debe basarse en estudios científicos para evaluar la situación socio-económica y entender los cambios inducidos ante cualquiera de las) acciones de restauración del ecosistema pastoral.*

Palabras claves : área pastoral protegida, plantación de *Atriplex nummularia*, cultivos entre bandas arbustivas, visión ecosistémica.

Introduction

À travers le monde, les terrains de pâturages¹ sont situés essentiellement en zones arides où la pluviométrie est faible et irrégulière dans le temps et dans l'espace, et l'évaporation est très forte (Aidoud *et al.* 2006). Ces zones, de plus de cinq milliards d'hectares (ha), constitueraient le tiers de la surface terrestre. La moitié de cette superficie est occupée par des terres pastorales supportant près de deux milliards de personnes vivant de l'élevage (Gratzfeld 2004).

En Afrique, les espaces pastoraux occuperaient plus de 40 % des terres et sont exploités par un élevage extensif (Groupe international de travail pour les peuples autochtones 2010). En Afrique du Nord, ils correspondent à de vastes étendues (> 60 millions d'ha) dominées par une végétation steppique xérophytique (Le Houérou 1995).

Actuellement, ces espaces sont très dégradés à cause surtout d'interventions anthropiques irrationnelles, comme le surpâturage, le défrichement et la mise en culture (Le Houérou 2002 ; Ferchichi *et al.* 2003 ; Aidoud *et al.* 2006 ; Nedjraoui *et al.* 2008 ; Observatoire du Sahara et du Sahel 2008). Cette dégradation est souvent aggravée et accélérée par la sécheresse (Mahyou *et al.* 2010).

Le Maroc compterait plus de 53 millions d'ha de terres de pâturages hors forêts, qui couvriraient près de 30 % des besoins alimentaires des troupeaux et sont situées dans 80 % des cas en milieu aride fortement dégradé (Mahyou *et al.* 2010).

Au Maroc, les terrains pastoraux de l'Oriental sont dominés par des steppes et occupent environ quatre millions d'ha (El Gharbaoui *et al.* 1996) et supportent plus de 1,5 million de têtes ovines et caprines (Haut-commissariat au Plan 2005). Leur faible production en phytomasse (150 kg MS/ha) revient à leur état de dégradation avancé (Mahyou *et al.* 2000 ; Rahmi *et al.* 2000 ; Acherkouk *et al.* 2006 ; Dutilly-Diane *et al.* 2007 ; Ministère de l'Agriculture, du Développement rural et de la Pêche maritime 2007). Des études plus récentes révèlent que cette dégradation s'aggrave de plus en plus (Mahyou *et al.* 2010 ; Maatougui *et al.* 2011 ; Acherkouk *et al.* 2012).

1. Selon Larousse, « Pâturage » est un nom masculin qui veut dire : action de faire pâturer le bétail ; terrain où pâturent les animaux.

Pour contrer cette dégradation, le Maroc a réalisé le projet de développement rural Taourirt-Taforalt (PDRTT) dans le couloir Taourirt-Taforalt entre 1998 et 2008. C'est dans le cadre de ce projet, qu'ont été installées des techniques d'amélioration pastorale dont la mise en repos pastoral, la plantation d'*Atriplex nummularia* L. et la culture entre bandes arbustives² (*Alley-cropping* en anglais). Ces techniques sont des modes de pâturage différé (ou en rotation ou contrôlé) de durée moyenne (3-4 ans). Leur protection après leur mise en place permet à la végétation de se régénérer et aux espèces d'accomplir leur cycle végétatif pour reconstituer le stock semencier (Aidoud *et al.* 2006), ainsi qu'à l'*Atriplex* de s'installer (Baumann-Matthaus *et al.* 1994). Il est donc indispensable de comprendre que ces techniques sont destinées au pâturage et ne sont pas des réserves protégées sur une longue durée.

Le problème est que l'impact de ces interventions sur la dynamique globale de l'écosystème pastoral n'est souvent pas scientifiquement évalué. Or, ce type de données est essentiel pour orienter la gestion des espaces aménagés (Matthew *et al.* 2006 ; Kalpana *et al.* 2007). Ces techniques auraient-elles amélioré la phytomasse à l'intérieur des sites concernés ?

Nous présumons que ce soit le cas comparativement à l'extérieur non aménagé de ces sites. Il faut bien noter que l'extérieur des sites pâturés toute l'année est admis ici comme situation témoin malgré quelques hétérogénéités.

L'étude, menée entre 2006 et 2012 et tentant globalement de nourrir le débat scientifique sur la question d'évaluation d'impact des aménagements sur la restauration des terrains pastoraux dégradés, vise en particulier à :

- quantifier l'impact de trois techniques pastorales (mise en repos, plantation d'*Atriplex nummularia* et culture entre bandes arbustives) sur l'évolution de la phytomasse à l'intérieur des sites aménagés comparés avec leurs extérieurs ;
- proposer des orientations pour une gestion rationnelle des sites aménagés, ainsi que de nouvelles pistes pour la recherche scientifique.

2. *Atriplex nummularia* en association avec une culture annuelle intercalaire (orge, avoine, etc.).

Méthodes

Contexte, zone d'étude et choix des sites

En vue de laisser le temps nécessaire à la résilience de l'écosystème pastoral, ainsi que d'espérer une durabilité des actions entreprises, les sites aménagés n'ont été ouverts au pacage, décision du PDRTT, que trois à quatre ans après leur installation. Cela devait permettre une bonne installation d'*Atriplex nummularia* et une remontée biologique des espèces-clés telles que *Stipa tenacissima* L. et *Artemisia herba-alba* Asso. Les sites sont ainsi pâturés par les petits ruminants une fois par an. Ce sont des organisations professionnelles (associations/coopératives pastorales) qui gèrent ces espaces aménagés, avec l'assistance technique des agents de vulgarisation agricole. L'exploitation se fait *théoriquement*³ selon deux scénarios : (1) en année normale (200 mm/an) à bonne (> 350 mm/an), les animaux (environ 1,25 petit ruminant/ha) y séjournent trois à quatre mois (décembre-mars) et (2) si l'année est sèche (< 100 mm/an), la durée du pacage ne dépasse pas deux mois (décembre-janvier). L'accès à ces sites améliorés, se fait contre une redevance d'environ 0,5 €/animal pour toute la durée du pacage.

Par ailleurs, certains sites n'ont été mis au pâturage qu'à la fin du projet en 2008. Ce n'est qu'en 2006 que le PDRTT nous a sollicités pour conduire cette recherche. Par conséquent, nous ne disposons pas de données sur les modifications éventuelles du milieu, induites par les aménagements entre 1998 et 2006.

La caractérisation globale du couloir Taourirt-Taforalt est inspirée de plusieurs travaux antérieurs (Fonds international pour le développement agricole : FIDA 1997 ; Acherkouk *et al.* 2002, 2011). Faisant partie de la région de l'Oriental (figure 1), la zone d'étude s'étend sur une superficie d'environ 647 000 ha répartis entre le collectif (40 %), le domaine forestier (37 %) et la propriété privée ou Melk (23 %). La population est de 100 776 habitants représentant plus de 5 % de la population totale de la région. L'agriculture est sur-

3. Nous avons été plusieurs fois témoins du non-respect (pacage clandestin, prélèvement de bois, etc.) de la réglementation du pâturage des sites aménagés surtout quand ces derniers sont collectifs et que l'année est sèche.

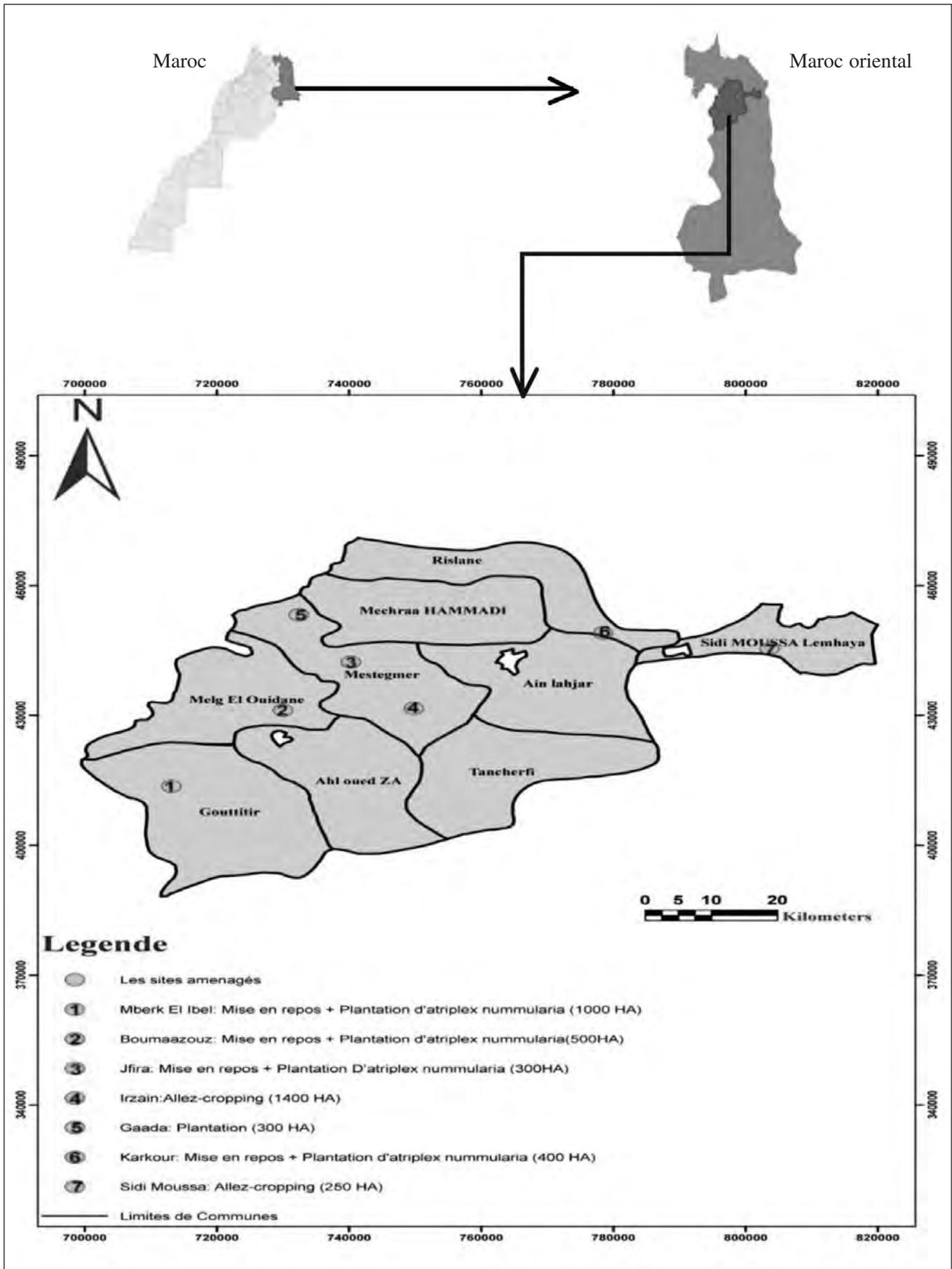


Figure 1 – Zone d'étude et localisation des sites aménagés.

Figure 1 – Study area and location of improved.

tout pluviale (114 000 ha contre seulement 7 500 ha qui sont irrigués). Les forêts et les terrains pastoraux s'étendent sur plus de 525 000 ha. L'élevage pastoral est une activité importante impliquant environ 244 000 ovins, 174 000 caprins, 15 000 équins et 8 000 bovins.

Cette zone comporte deux grandes unités orotopographiques :

- les chaînes montagneuses (*Béni Snassène* au nord et *Horst* au sud) à vocation sylvo-pastorale, avec un élevage à dominance caprine ;
- les plaines (*Bouhria* au nord et *Taourirt* au sud), situées entre les deux chaînes et marquées par une céréaliculture pluviale et un élevage extensif dominé par les ovins.

Les ressources hydriques du couloir Taourirt-Taforalt proviennent essentiellement des eaux de pluie (Naïmi 2002). Celles-ci sont faibles (294 mm/an en moyenne) et variables dans le temps et dans l'espace, du fait d'un climat aride caractérisant le couloir (Benaouda 2001).

Le choix des sites d'étude s'est fait en fonction de la représentativité des terrains communaux (sept communes rurales : CR) et du type d'aménagement appliqué (figure 1). Les principales caractéristiques de ces sites sont les suivantes :

- *Boumaâzouz* : ce site est situé dans la CR de Melg El Ouidane et correspond à un terrain pastoral collectif très caillouteux en surface. La végétation naturelle pérenne est à base d'espèces de dégradation (*Noaea mucronata*, *Peganum harmala*, *Launea sp.*). Il a été aménagé en 1998 à l'aide d'une mise en repos pastorale associée à une plantation d'*Atriplex nummularia* de 500 ha ;
- *Gaâda* : ce site aménagé en 2003 et localisé dans la CR de Machraâ Hammadi correspond à un versant accidenté et caillouteux en surface. Il a été aménagé à l'aide d'une mise en repos à base de *Stipa tenacissima*, avec une plantation d'*Atriplex nummularia* de 300 ha ;
- *Irzaine* : ce site fait partie de la CR de Tancherfi. En 2000, il a été aménagé en culture entre bandes arbustives (orge et avoine fourragères) en association avec *Atriplex nummularia* sur un terrain privé peu accidenté de 1 400 ha ;
- *Jfira* : c'est un terrain collectif d'environ 300 ha localisé dans la CR de Mestegmeur et appartient historiquement à la CR d'Ain Lahjar. Il est très caillouteux avec un sol marneux et une végétation naturelle pré-

existante dégradée (*Noaea mucronata*, *Peganum harmala*, *Lygeum spartum*). Il a été aménagé en 1998 via une mise en repos pastorale, combinée à une plantation d'*Atriplex nummularia* ;

- *Karkour* : c'est un terrain pastoral collectif de 400 ha très caillouteux et dominé par *Asphodelus sp.* Il est situé dans la CR de Rislane et aménagé en 2003 via une mise en repos et une plantation d'*Atriplex nummularia* sur une superficie de 400 ha ;
- *M'berk El Ibil* : ce site, situé dans la CR de Gouttitir et de statut collectif, correspond à un plateau peu caillouteux dominé par *Artemisia herba-alba*. Une mise en repos pastorale sur 1 000 ha associée à une plantation d'*Atriplex nummularia* de 100 ha y a été installée en 1998 ;
- *Sidi Moussa* : ce site de 250 ha est une propriété privée correspondant à un terrain plat et fait partie de la CR de Sidi Moussa. Il a été aménagé en 2004 en culture entre bandes arbustives à base d'*Atriplex nummularia*.

Échantillonnage

Dans les régions arides, la végétation est caractérisée par une grande variabilité dans la structure (physionomie) et dans la distribution des paramètres d'intérêt (recouvrement, phytomasse, densité du peuplement, etc.). Dans ces espaces, le terrain se réduit souvent à un ensemble de gradients créés par des micro-conditions du milieu, et la végétation n'est souvent pas répartie au hasard.

Il en est de même pour la formule déterminant les effectifs adéquats des échantillons, puisqu'elle suppose, elle aussi, que la distribution des données soit normale, c'est-à-dire que la végétation soit répartie de manière aléatoire dans l'espace.

Pour pallier cette contrainte, nous avons utilisé un échantillonnage objectif, fondé sur deux principes essentiels :

- chaque point sur le site tient la même probabilité d'être échantillonné ;
- il n'y a pas de biais dans l'emplacement de chaque point échantillonné.

Nous avons ainsi :

- adopté un échantillonnage stratifié en différentes unités selon la dominance physiologique d'une espèce ou d'un groupe d'espèces ;
- utilisé une placette rectangulaire et longue (2 x 5 m²) pour cerner l'hétérogénéité locale.

Par ailleurs, les espèces éphémères ne sont pas prises en considération car leur phytomasse est négligeable en année sèche et elles n'apparaissent que durant une courte période, de moins d'un mois pour les éphémérophytes à environ trois mois pour les autres thérophytes et petites vivaces. En bonne année, cette catégorie peut même être dominante dans le tapis végétal global et leur phytomasse maximale aérienne est égale à leur production. Ce serait plutôt compliqué pour les pérennes quand on veut en estimer la production mais ici ce n'est pas le cas.

Estimation de la phytomasse

La phytomasse (ou biomasse végétale) est la quantité de matière végétale séchée couvrant une superficie donnée du sol. Elle est utilisée ici pour estimer la production végétale primaire annuelle par unité de surface d'un site donné.

Pour estimer la phytomasse, la méthode de coupe selon Floret *et al.* (1982) est écartée, car elle est destructive, longue et coûteuse. Elle est remplacée par une technique non destructive appelée méthode de l'Unité de référence⁴ (UR) (Nas 1962). Elle consiste à choisir, dans une placette de 2 x 5 m², une UR par espèce qui peut être une plante individualisée (armoise blanche, alfa, *Salsola*, *Noaea*, etc.) ou une branche de plante à feuillage typique (cas de l'*Atriplex nummularia*). L'UR est ramenée au laboratoire où elle est séchée et pesée. Ainsi, nous comptons le nombre de fois que l'UR (NUR) s'est relevée à l'intérieur de chaque placette de 2 x 5 m². Est échantillonné un total de 200 placettes par an : 100 à l'intérieur de chaque site aménagé et 100 à l'extérieur (pâturages libres considérés ici comme témoins).

La phytomasse de chaque placette est calculée comme suit : = NUR x P (en g MS par 10 m²) puis traduite en kg MS.ha⁻¹.

Caractérisation pluviométrique

Les données pluviométriques pour le couloir Taourirt-Taforalt ont été collectées depuis 1976 à partir des stations de *Bsara*, *El Aioun*, *Machraâ Hammadi* et *Taourirt*. N'étant dis-

ponibles qu'au niveau de Taourirt, les données de température ne sont pas traitées.

En vue d'apprécier les tendances pluviométriques dans le couloir, nous avons utilisé l'Indice de précipitation standardisé (SPI) qui renseigne sur les changements climatiques, notamment sur l'évolution du régime pluviométrique. Exprimant la tendance vers des périodes humides ou sèches, le SPI permet de quantifier le déficit pluviométrique à différentes échelles temporelles, en se basant sur les données historiques des précipitations (McKee *et al.* 1993).

Le SPI se détermine selon la formule suivante :

$$SPI = (Pi - Pm) / \sigma$$

Pi : précipitation de l'année i (mm)

Pm : précipitation moyenne (mm)

σ : écart-type

Les tendances pluviométriques sont dégagées selon les intervalles de valeurs du SPI suivantes :

Valeur du SPI	Type de tendance
+ 2,0	Très humide
De + 1,99 à + 1,5	Humide
De + 1,49 à + 1,0	Modérément humide
De + 0,99 à - 0,99	Normal
De - 1,0 à - 1,49	Modérément sec
De - 1,5 à - 1,99	Sec
< - 2,0	Très sec

Résultats

Caractérisation pluviométrique

Les données pluviométriques reportées dans les figures 2 et 3 montrent que :

- la pluviosité annuelle moyenne calculée de 1976 à 2012 est de 223 mm avec un minimum de 88 mm (1981-1982) et un maximum de 429 mm (2009-2010) ;
- cette pluviosité (mm/an) varie globalement du nord-est au sud-ouest du couloir : 240 à El Aioun, 237 à Bsara, 203 à Machraâ Hammadi et 173 à Taourirt ;
- elle est de 264 mm/an entre 2006 et 2012 (maximum : 429 mm/an en 2009-2010) ;
- le SPI varie d'une localité à une autre.

4. Plante (ou bouquet de plantes ou branche) « standard » ou « type » ou « référence ».

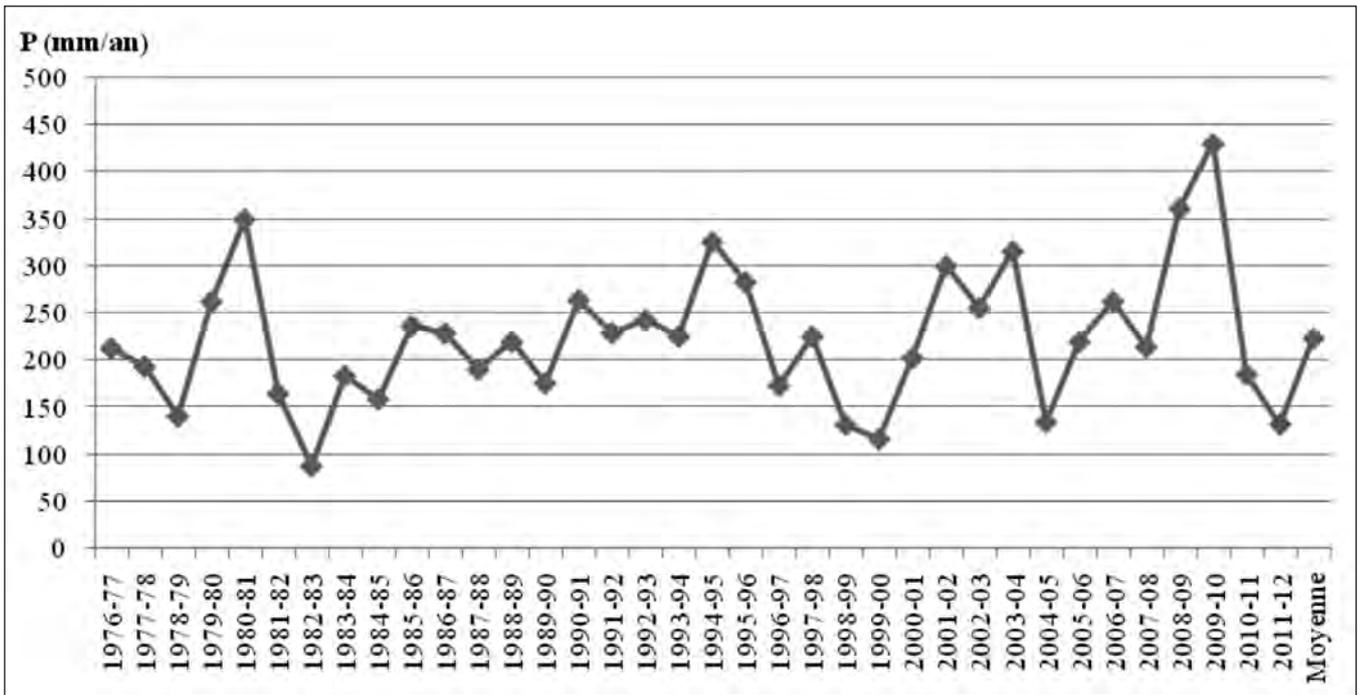


Figure 2 – Variation pluviométrique annuelle moyenne (longue durée).

Figure 2 – Variation of annual average rainfall (long period).

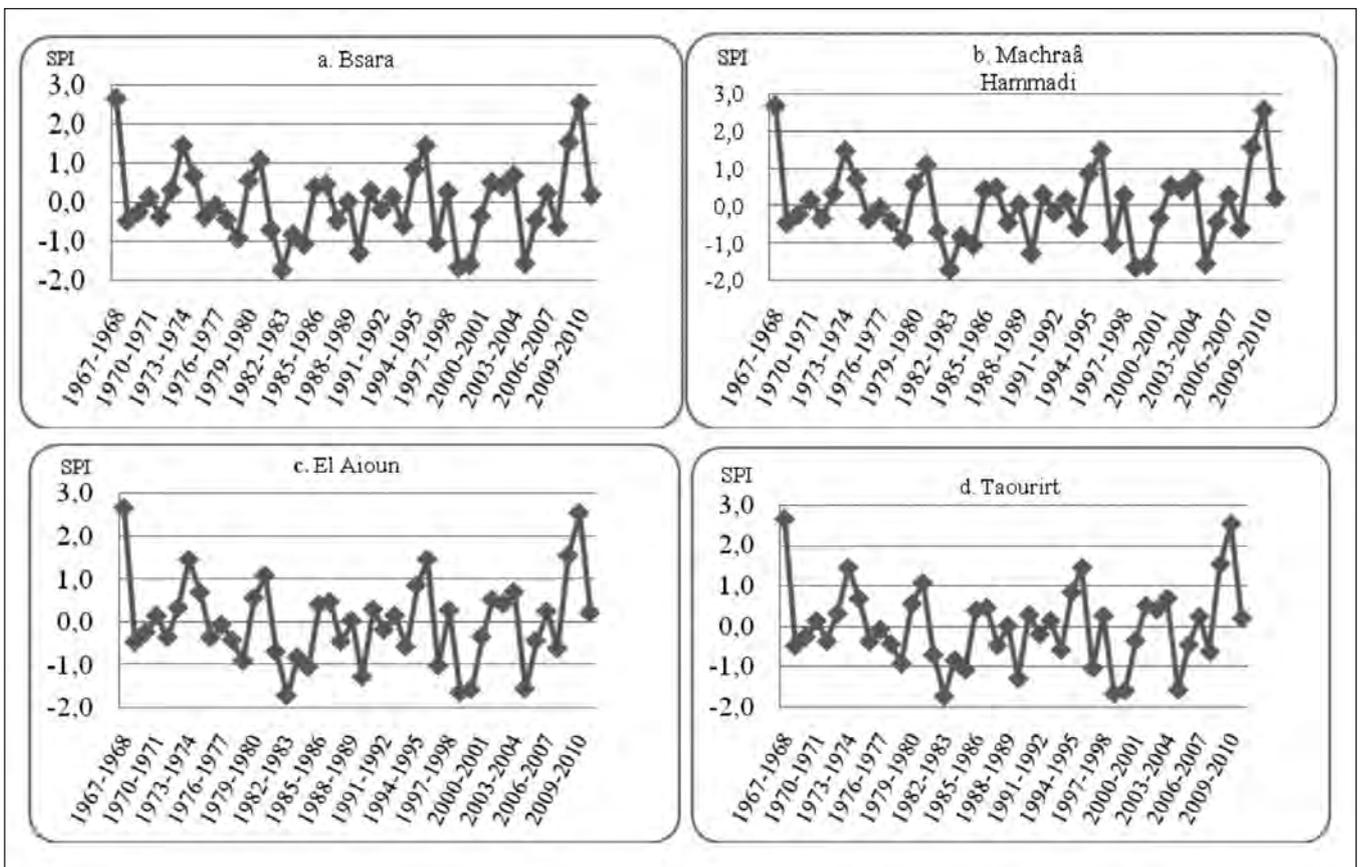


Figure 3 – Variabilité du Spi selon la localité.

Figure 3 – Variability of SPI by locality.

Évolution annuelle de la phytomasse

Selon le site aménagé

Les figures 4 et 5 renseignent sur l'évolution de la phytomasse annuelle moyenne produite en matière sèche (kg MS/ha) et en unité fourragère⁵ (UF/ha) selon le site aménagé, par rapport au pâturage libre (extérieur ou témoin). Il en ressort qu'à l'échelle de toute la zone :

- la phytomasse moyenne annuelle est de 368 kg MS/ha (149 UF/ha) à l'intérieur des sites aménagés, contre seulement 69,50 kg MS/ha (28 UF/ha) à l'extérieur (pâturage libre) ;

- elle augmente en 2010 à l'intérieur des sites aménagés suite aux pluies abondantes de 2009-2010 (429 mm). Alors que dans les pâturages libres, ces pluies n'auraient profité que très peu à un couvert végétal très dégradé et dont une partie peut avoir été prélevée par le pâturage non contrôlé ;
- les terrains collectifs sont surexploités et mal respectés (figures 6 et 7) ;
- les productions maximales sont notées dans les terrains privés cultivés en bandes arbus-tives : 578 MS/ha à Irzaine et 541 kg MS/ha à Sidi Moussa (figure 9).

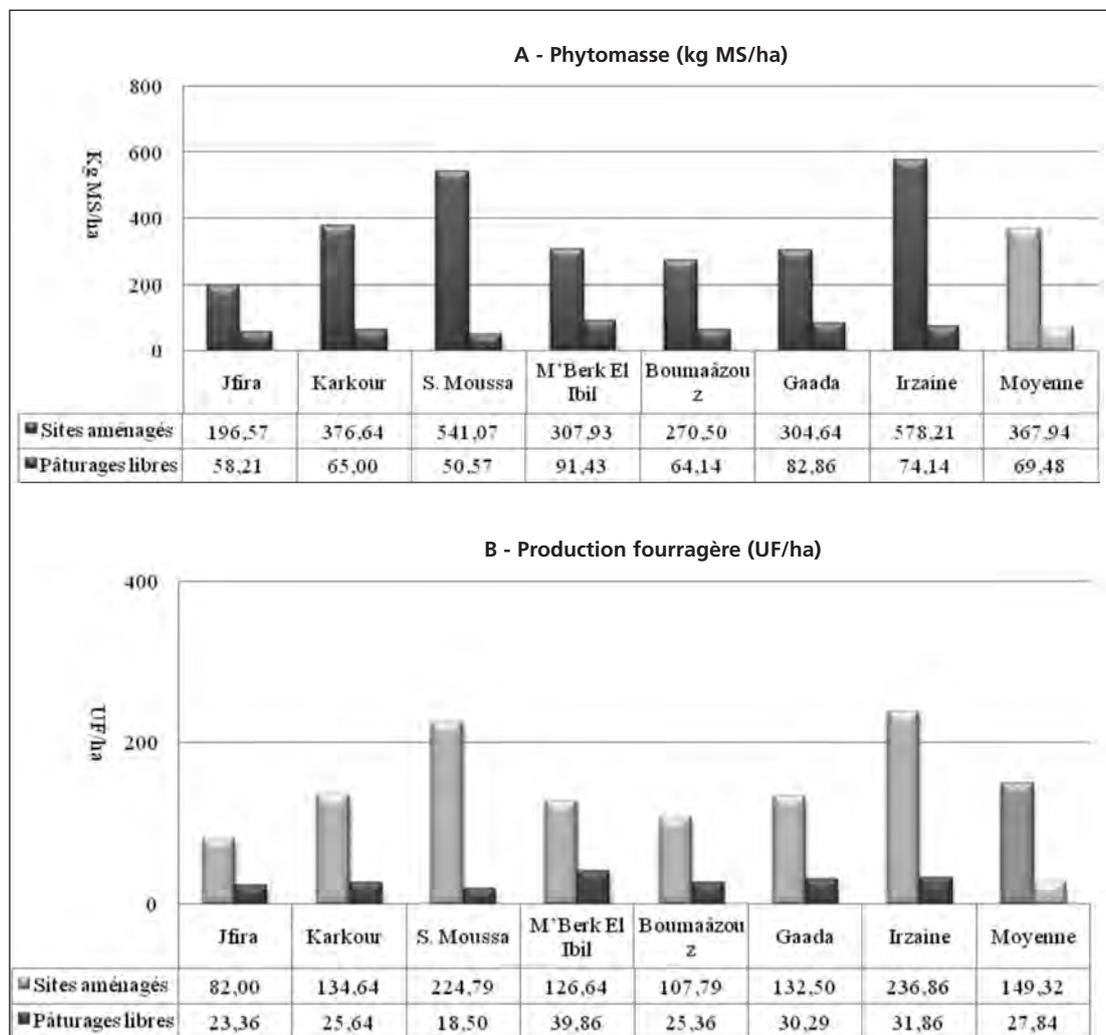


Figure 4 – Production annuelle moyenne des sites aménagés vs pâturages libres (2006-2012).

Figure 4 – Annual production of improved sites vs free grazing (2006-2012).

5. Unité fourragère : unité conventionnelle permettant d'estimer la valeur énergétique d'un fourrage en référence à la valeur énergétique d'un kilogramme d'orge récolté au stade de grain mûr équivalant à 1 650 Kcal pour les ruminants. Sachant que 1 kg d'orge grain correspond à 1 UF, le calcul de la production en UF se faisait sur la base de la production en matière sèche

des sites aménagés et leurs témoins respectifs et compte tenu de(s) l'espèce(s) dominante(s) (par exemple : production en UF d'un site à armoise blanche = production en kg MS x 0,35, en considérant que globalement 1 kg MS d'armoïse blanche donne 0,35 UF).

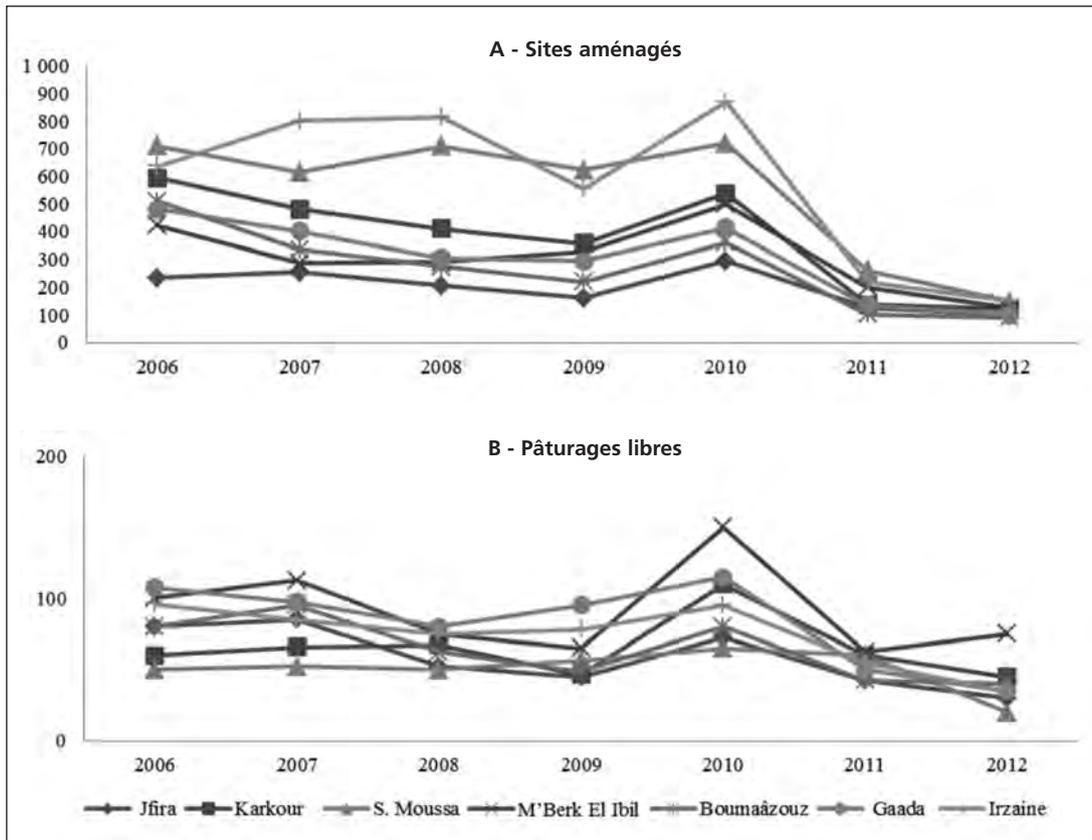


Figure 5 – Évolution de la phytomasse annuelle (kg MS/ha) selon le site (2006-2012).
 Figure 5 – Evolution of annual phytomass (kg DM/ha) per site (2006-2012).



Figure 6 – Surpâturage de l'*Atriplex nummularia* par des ovins sur le terrain collectif de Karkour.
 Figure 6 – Overgrazing of *Atriplex nummularia* by sheep on the Karkour collective site.

Selon le type d'aménagement pastoral

Les résultats relatifs à la phytomasse et à son évolution en fonction du type d'aménagement pastoral sont illustrés dans les figures 8 et 10. Ils révèlent que :

– la phytomasse enregistrée à l'intérieur des sites aménagés est nettement supérieure à celle des pâturages libres aussi bien en

matière sèche qu'en énergie : 948 kg MS/ha (318 UF/ha) contre seulement 128 kg MS/ha (44,5 UF/ha) respectivement ;
 – cette supériorité s'exprime essentiellement au niveau des mises en repos (figures 12 et 13) de Gaâda et M'berk II Ibil (1 116 kg MS/ha), et de la culture entre bandes arbustives (figure 9) avec 1 056 kg MS/ha ;

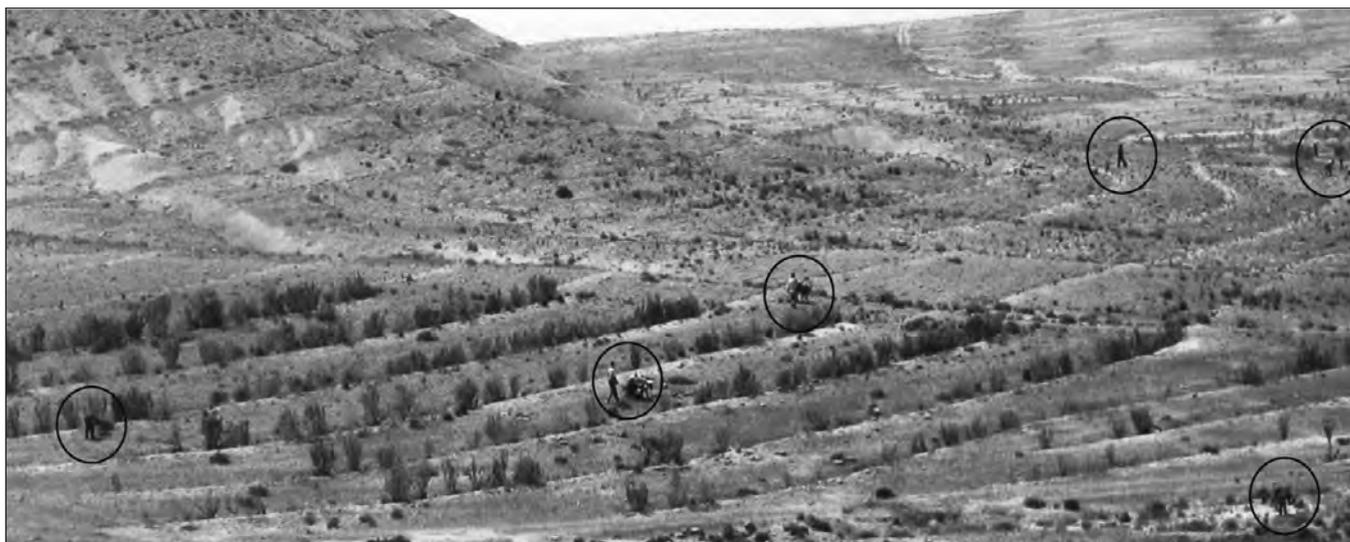


Figure 7 – Prélèvement illégal de l’*Atriplex nummularia* pour le bois de chauffe sur le site collectif de Jfira.

Figure 7 – Illegal harvesting of *Atriplex nummularia* for firewood in the Jfira collective site.

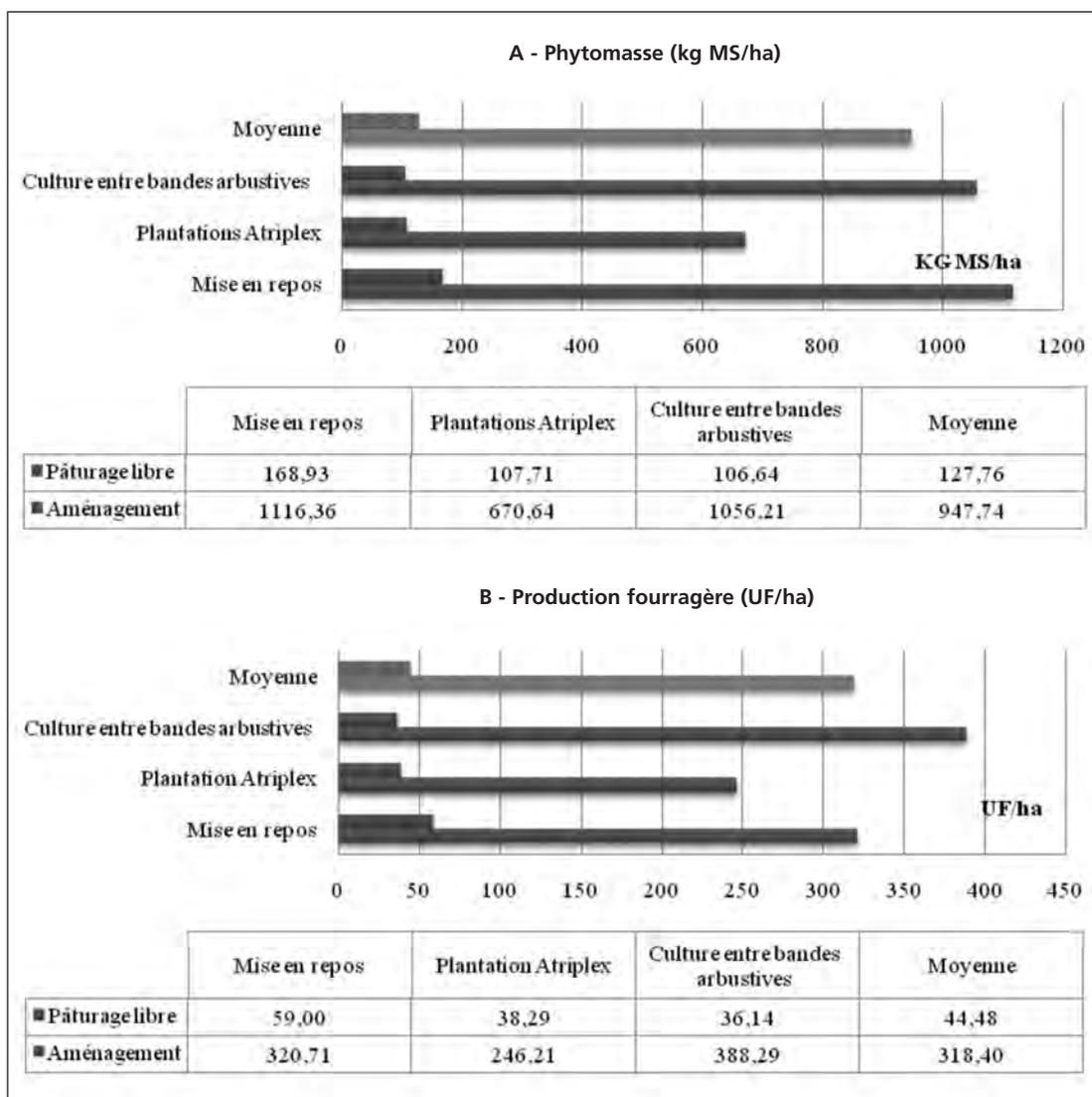


Figure 8 – Phytomasse moyenne annuelle selon l’aménagement vs pâturage libre (2006-2012).

Figure 8 – Annual Phytomasse by improvement vs free grazing (2006-2012).



Figure 9 – *Atriplex nummularia* très vigoureux en bandes arbustives à Irzaine.

Figure 9 – *Atriplex nummularia* very strong in Alley-cropping in Irzaine.

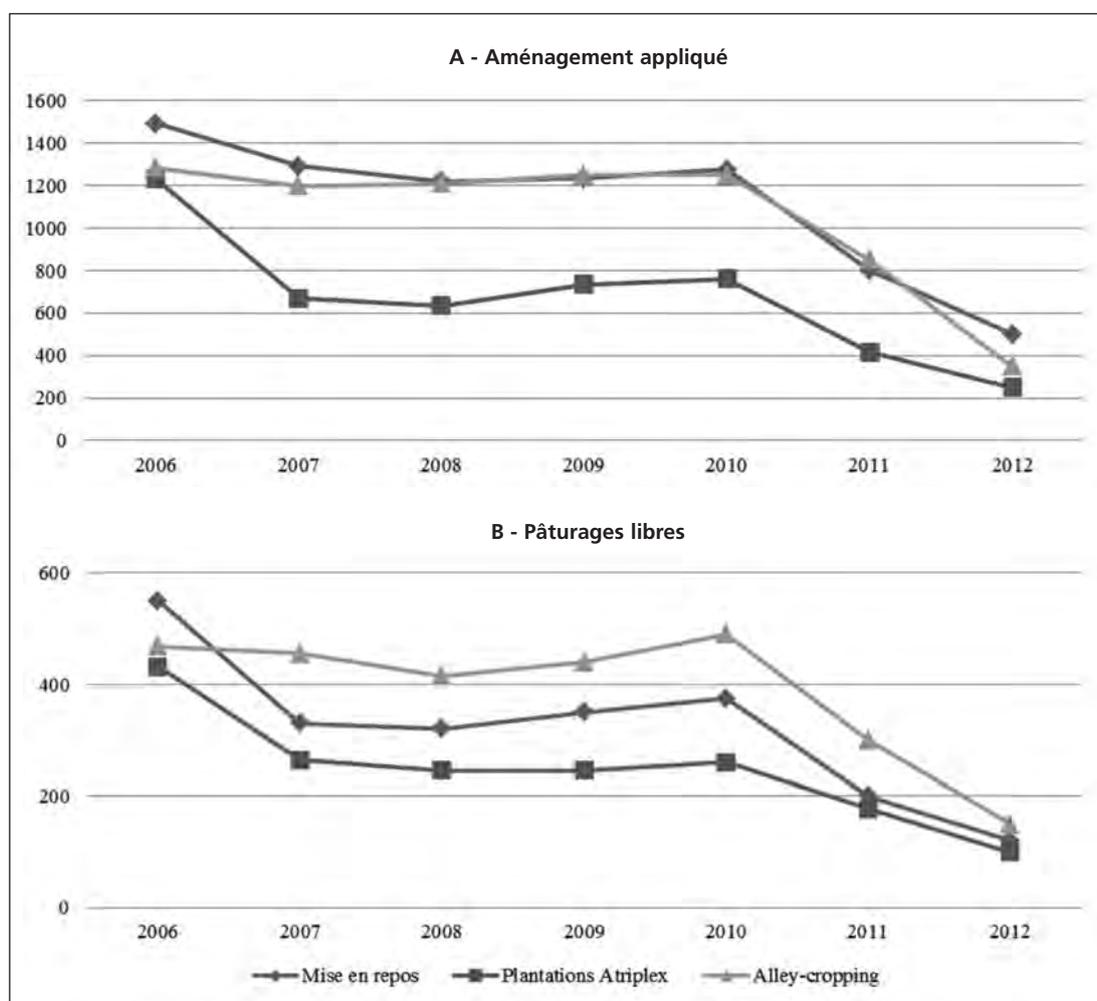


Figure 10 – Évolution de la phytomasse annuelle (kg MS/ha) par type d'aménagement.

Figure 10 – Evolution of annual phytomasse (kg DM/ha) by type of improvement.



Figure 11 – Régénération naturelle de l'*Atriplex nummularia* à Sidi Moussa.
Figure 11 – Natural regeneration of *Atriplex nummularia* in Sidi Moussa site.



Figure 12 – Mise en repos de M'berk Il Ibil à base d'armoise blanche.
Figure 12 – M'berk Il Ibil Rest dominated by *Artemisia herba-alba*.



Figure 13 – Mise en repos de Gaâda à base de l'alfa.
Figure 13 – Gaâda Rest dominated by *Stipa tenacissima*.



Figure 14 – Coupe de rajeunissement de l'*Atriplex nummularia* dans le site privé d'Irzaine.

Figure 14 – Rejuvenation cutting of *Atriplex nummularia* in the Irzaine private site.

- ces deux techniques ont même permis une régénération spontanée de l'*Atriplex nummularia* (figure 11). Malheureusement, les jeunes repousses sont souvent broutées par les animaux, ce qui amenuise leur taux de survie sur le long terme ;
- la supériorité de ces techniques se confirme également avec le temps, même en année sèche ;
- dans les terrains privés, l'*Atriplex nummularia* bénéficie même de coupes de rajeunissement (figure 14).

Discussions

Analyse pluviométrique

La pluviométrie annuelle, avec une moyenne de 223 mm et un écart de 88 mm en 1982 et de 429 mm en 2010, indique que la zone d'étude est aride avec une grande variabilité interannuelle. Il y a un gradient qui va du nord-est au sud-ouest du couloir. La région d'El Aioun constitue une zone intermédiaire de ce gradient. Ce même constat a été soulevé également par Benaouda (2001).

Le SPI montre qu'il y a une tendance à une augmentation de la fréquence des périodes sèches et une baisse de la pluviométrie annuelle, ce qui se traduit par une réduction des ressources hydriques pour la production fourragère et l'alimentation en eau des troupeaux.

Évolution annuelle de la production

La phytomasse annuelle moyenne selon le site aménagé est cinq fois supérieure à celle des pâturages libres (368 contre 69,50 kg MS/ha et 149 contre 28 UF/ha respectivement). Il en est de même pour la phytomasse moyenne obtenue en fonction de l'aménagement apporté (948 contre 128 kg MS/ha respectivement). Cette phytomasse a même dépassé une tonne de matière sèche par hectare en 2009-2010 (429 mm).

Ces valeurs restent inférieures à celle de 1 408 kg MS/ha relevée dans des conditions relativement similaires : mise en repos pâturée en rotation dans une steppe du Maroc oriental (Acherkouk *et al.* 2012). Il faut préciser que dans cette dernière, l'essentiel de la phytomasse est apporté par l'alfa (*Stipa tenacissima*), qui est une graminée pérenne peu consommée par les petits ruminants et qui pousse en grandes touffes produisant beaucoup de matière sèche (Le Houérou 1995 ; Aidoud *et al.* 2006).

De même, cette phytomasse est très modeste par rapport à des productions notées par d'autres auteurs dans divers écosystèmes pastoraux arides à travers le monde, mais souvent dans des sites interdits au pacage sur une longue période. En effet, dans une steppe algérienne protégée sur une longue durée à base d'armoise blanche, Aidoud *et al.* (2006) rapportent une phytomasse variant entre 900 et 1 100 kg MS/ha. L'auteur nous met en garde que la végétation steppique mise en défens et non pâturée finit par se lignifier et

donc perdre de plus en plus de sa vigueur et de sa phytomasse.

Dans un pâturage aride tunisien, la phytomasse d'une mise en défens est augmentée de 200 % par rapport au témoin (Ferchichi *et al.* 2003).

Les phytomasses les plus faibles sont enregistrées en 2011 et 2012, qui sont des années sèches (respectivement 185 et 131,5 mm/an contre la moyenne de 223 mm/an obtenue sur une longue durée). Or, la sécheresse n'a qu'un effet aggravant la dégradation du couvert végétal (Baldy 1986). Les vraies causes en restent le surpâturage, la mise en culture et le défrichement des terrains pastoraux collectifs (Bourbouze *et al.* 2001). Ces interventions induisent la disparition des espèces appétibles (l'armoise blanche), l'invasion des espèces de dégradation (*Peganum harmala* et *Noaea mucronata*), ou des espèces psammophytiques colonisant les endroits ensablés (*Lygeum spartum*). D'ailleurs, dans les steppes du Maroc oriental, les pasteurs reconnaissent eux-mêmes que le pâturage libre et/ou la mise en culture d'un terrain pastoral conduisent inéluctablement à sa forte dégradation (Dutilly-Diane *et al.* 2007).

En revanche, que ce soit à l'intérieur ou à l'extérieur des sites aménagés, la phytomasse reste inférieure par rapport à ce que rapportent d'autres auteurs dans des situations similaires. C'est le cas des steppes marocaines avec 150 kg MS/ha (Berkat *et al.* 1990 ; El Gharbaoui *et al.* 1996), ou de la majorité des steppes nord-africaines pâturées en continu et où la production moyenne ne dépasse pas 200 kg MS/ha (Le Houérou 1995).

Dans les steppes algériennes non améliorées et sous pâturage libre, Nedjraoui *et al.* (2008) rapportent que la production fourragère a fortement diminué entre 1978 (125 UF/ha/an) et 1993 (60 UF/ha/an).

Dans les terrains privés (Irzaine et Sidi Moussa), la supériorité en phytomasse est appuyée par la forte biomasse produite par l'*Atriplex nummularia*, contrairement aux pâturages collectifs (Boumaâzouz, Jfira et Karkour) qui, malgré leur amélioration, sont surpâturés et subissent régulièrement des pacages clandestins et des prélèvements illégaux du bois de chauffe.

D'ailleurs, plusieurs études ont montré qu'*Atriplex nummularia*, surtout quand il est installé sur des terrains relativement protégés, améliore nettement la phytomasse sur pied

(Baumann-Matthaus *et al.* 1994 ; Arif *et al.* 1996 ; Boulanouar *et al.* 2000 ; Acherkouk *et al.* 2012).

Dans la même zone d'étude, il a été démontré que la technique de culture entre bandes arbustives à base de l'*Atriplex nummularia* protège le sol contre l'érosion, améliore le rendement de la culture intercalaire et offre un fourrager disponible important et mobilisable surtout en période de disette (Acherkouk *et al.* 2010).

À la lumière de ces résultats et compte tenu des contraintes de gestion dans cette région, il est nécessaire de changer les approches d'intervention, en particulier dans les terrains de pâturage collectifs. Nous suggérons d'utiliser une démarche écosystémique, fondée sur l'équilibre entre un écosystème et sa capacité de résilience (adaptation des activités humaines aux effets du milieu naturel, dont les changements climatiques). Les investigations et le suivi des traitements devraient obéir aux règles des deux disciplines relativement nouvelles et liées entre elles, que sont l'écologie de la restauration et l'ingénierie écologique qui visent la gestion des écosystèmes dans une optique de durabilité (Clewel *et al.* 2010 ; Dutoit 2013).

Conclusion

Les résultats obtenus montrent que les aménagements pastoraux ont un impact globalement positif sur la dynamique de la production des sites aménagés en comparaison avec les pâturages libres avoisinants. Cet impact est souvent important malgré les années de sécheresse successives.

L'amélioration de la phytomasse à l'intérieur des terrains aménagés par rapport aux pâturages libres est valable aussi bien selon le type de site qu'en fonction du type d'aménagement appliqué. Toutefois, cette phytomasse reste modeste par rapport à celle rapportée par la littérature.

Le succès des sites aménagés dépend du type d'aménagement apporté, le meilleur étant la culture entre bandes arbustives. Il dépend également du mode de pâturage qui est plus rationnel dans les sites privés.

La mise en repos pastoral et la culture entre bandes arbustives ressortent comme des techniques améliorant nettement la phytomasse aussi bien dans l'espace que dans le temps.

Elles ont permis la régénération naturelle de l'*Atriplex nummularia* et d'autres espèces, telles que l'armoïse blanche.

Il serait utile de continuer les investigations sur l'évaluation d'impacts des actions d'aménagement pastoral par la surveillance à long terme et en utilisant des protocoles plus précis. Ces recherches doivent intégrer les autres composantes de l'écosystème (biophysique, institutionnelle, économique, politique, sociale, juridique, organisationnelle), ainsi que leurs interactions.

Références

- Acherkouk M., Bouayad A., El Koudrim M., Maatougui A., Mahyou H. & Rahmi M., 2002. *Étude Phytocéologique du couloir Taourirt-Taforalt*. Rapport final. Convention de Recherche/Développement (n° 54/97-98) entre l'Inra d'Oujda et la Direction provinciale agriculture d'Oujda (Maroc), 70 p.
- Acherkouk M., Maatougui A., Mahyou H., Tiedeman J., El Mourid M. & Dutilly-Diane C., 2006. Dynamique des steppes du Maroc oriental : cas de la commune rurale de Maâtarka. In: Maatougui A. & Tiedeman J. (eds), *Gestion durable des ressources agropastorales de base dans le Maghreb*. Compte rendu de l'Atelier Final, 21-23 novembre 2005, Oujda, Maroc. Syrie, Alep, ICARDA.
- Acherkouk M., Maatougui A., Benaouda H. & El Mourid M., 2010. Impact des techniques de collecte des eaux pluviales en zone aride du Maroc oriental : un exemple de partenariat multi-acteurs. *Revue AGRIDAPE* 26.3 : 11-13.
- Acherkouk M., Maatougui A. & El Houmaizi M.A., 2011. Communautés végétales et faciès pastoraux dans la zone de Taourirt-Tafoughalt du Maroc oriental : Écologie et inventaire floristique. *Acta Botanica Malacitana*. Vol. 36 : 125-136.
- Acherkouk M., Maatougui A. & El Houmaizi M.A., 2012. Étude de l'impact d'une mise en repos pastoral dans les pâturages steppiques de l'Oriental du Maroc sur la restauration de la végétation. *Sécheresse* 23 : 102-112. DOI : 10.1684/sec. 2012.034.
- Aidoud A., Le Floc'h E. & Le Houérou H.N., 2006. Les steppes arides du nord de l'Afrique. *Sécheresse* 17(1) : 19-30.
- Arif A. & Chriyaâ A., 1996. *Utilisation des arbustes fourragers dans les zones arides du Maroc*. Rapport final, Convention (n° 33/91/DE), Recherche INRA-Direction élevage. INRA-Settat (Maroc), 41 p.
- Baldy C., 1986. *Agro-météorologie et développement des régions arides et semi-arides*. INRA, Paris (France).
- Baumann-Matthaus M. & Jaritz G., 1994. Potentiel et contraintes des arbustes fourragers dans le Maroc oriental. INRA-Rabat. *Al Awamia* 87 : 125-140.
- Benaouda H., 2001. *Étude agro-écologique : caractérisation agro-climatique*. Institut national recherche agronomique, Centre régional de Settat (aridoculture). Projet Développement rural Taourirt-Tafoughalt, Convention n° 54/97-98, Direction provinciale agriculture Oujda, 23 p.
- Berkat O. & Hammoumi M., 1990. *Étude de synthèse cartographique sur les parcours des communes rurales de Mérija, El Ateuf, Tandrara et Bouârfa*. Ministère de l'Agriculture et de la Réforme agraire, Rabat (Maroc).
- Boulanouar B., Chriyaâ A. & Tarhzouti O., 2000. The Moroccan experience with feed blocks: Research and development. In: Nutrition and feeding strategies of sheep and goats under harsh climates. *Options méditerranéennes*, n° 59: 203-208.
- Bourbouze A., Lhoste P., Marty A. & Toutain B., 2001. Problématique des zones pastorales. In: *Étude sur la lutte contre la désertification dans les projets de développement*. CSFD/AFD, 12 p.
- Clewell AF. & Aronson J., 2010. *La restauration écologique : principes, valeurs et structure d'une profession émergente*. Éd. Actes Sud (France), 340 p.
- Dutilly-Diane C., Acherkouk M., Bechchari A., Bouayad A., El Koudrim M. & Maatougui A., 2007. Dominance communautaire dans l'exploitation des espaces pastoraux : impacts sur les modes de vie et implications pour la gestion des pâturages du Maroc oriental. Étude originale ; Épreuves, *Cahiers Agricultures*, vol. 16, n° 4, juillet-août 2007. Cirad, Montpellier (France), 9 p.
- Dutoit T., 2013. L'ingénierie écologique, nouvel oxygène ou nouveau paradigme écologique ? Société française d'écologie [<http://www.sfecologie.org/regards/2013/04/05/eco-ingenierie-thierry-dutoit>].
- El Gharbaoui A., El Yamani A., El Maghraoui A., Bou-touba R., Alaoui M. & Kabak A., 1996. Projet de développement des parcours et de l'élevage dans l'oriental : stratégie de développement des terrains de parcours. *Terre et Vie*, vol. 24.
- Ferchichi A. & Abdelkebir S., 2003. Impact de la mise en défens sur la régénération et la richesse floristique des parcours en milieu aride tunisien. *Sécheresse* 3 : 181-187.
- FIDA, 1997. *Royaume du Maroc : la gestion des terres collectives*. Projet de développement des parcours et de l'élevage dans l'Oriental (PDPEO). FIDA, Bureau Évaluation : Rome (Italie).
- Floret C. & Pontanier R., 1982. *L'aridité en Tunisie pré-saharienne : climat, sol, végétation et aménagement*. Paris, Orstom-Éditions.
- Gratzfeld J., 2004. *Industries extractives dans les zones arides et semi-arides : planification et gestion de l'environnement*. Collection Gestion des écosystèmes, Gland, Suisse et Cambridge ; Union mondiale pour la nature ; Royaume-Uni.
- Groupe international de travail pour les peuples autochtones (2010) : *Cadre pour une politique du pastoralisme en Afrique : sécuriser, protéger et améliorer les vies, les moyens d'existence et les droits des communautés pastorales*. Union Africaine. Dép. écon. rur. et agri. Octobre 2010, Addis Ababa (Éthiopie), 56 p. [www.gitpa.org].
- Haut-commissariat au Plan, 2005. Recensement général de la population et de l'habitat de 2004. Population légale du Maroc. HCP-2005, Rabat (Maroc).
- Kalpana A., Syed Ainul H. & Ruchi B., 2007. Social and economic considerations in conserving wetlands of indo-gangetic plains: A case study of Kabartal wetland, India. *Environmentalist* 27: 261-273.
- Le Houérou H.N., 1995. Considérations biogéographiques sur les steppes arides du nord de l'Afrique. *Sécheresse* 6 : 167-82.

- Le Houérou H.N., 2002. Man-Made deserts: Desertization processes and threats. *Arid Lands Res Manage* 16: 1-36.
- Maatougui A., Acherkouk M., EL Fadili M. & El Houmaizi M.A., 2011. *Les pâturages steppiques de l'Oriental marocain : l'essentiel sur l'état de dégradation actuel et les voies d'amélioration*. Rabat (Maroc), INRA-Éditions.
- Mahyou H., El Koudrim M., Bouayad A., Acherkouk M., Rahmi M., Bounejmate M., Thomas N., Kamal M. & El Mourid M., 2000. *The rangelands cultivation phenomenon in Eastern Morocco: Ain Béni Mathar case. Reg. Workshop: Degradation and rehabilitation of marginal lands in the arab region*. CEDARE, Cairo (Egypt), 2-4 July, 12 p.
- Mahyou H., Tychon B., Balaghi R., Mimouni J. & Paul R., 2010. Désertification des parcours arides au Maroc [<http://orbi.ulg.ac.be/bitstream>].
- Matthew J.C., Mark T.B. & Keith D.S., 2006. Estimating the environmental costs of soil erosion at multiple scales in Kenya using emergy synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 249-269.
- McKee T.B., Doesken N.J. & Kleist J., 1993. *The relationship of drought frequency and duration to time scales*. Preprints, 8th Conference on Applied Climatology, 17-22 January, Anaheim, CA (USA): 179-184.
- Ministère de l'Agriculture, du Développement rural et de la Pêche maritime, 2007. *Étude de la nappe alfétière des communes rurales de Maâtarka, Tendirara et Béni Guil (Maroc oriental) : état actuel*. Rabat (Maroc): Agriculture, Développement rural et Pêche maritime.
- Naïmi A., 2002. *Ressources en eau dans la région de l'Oriental*. Journée d'étude sur « L'eau et le développement dans la région de l'Oriental Marocain », 21 mars 2002. Dir. Rég. Hyd. Moulouya et Nekour, Oujda (Maroc) : 21-28.
- NAS (National Academy of Sciences-National Research Council), 1962. Range Research: Basic problems and technics. *Publication n° 890*. Washington, D.C. (USA): 45-84.
- Nedjraoui D. & Bedrani S., 2008. La désertification dans les steppes algériennes : causes, impacts et actions de lutte. *Revue électronique : Vertigo*. Sc. Env., vol. 8, n° 1 [<http://vertigo.revues.org/5375>].
- Observatoire du Sahara et du Sahel, 2008. *La surveillance à long terme en réseau circum-saharien : l'expérience ROSELT/OSS*. 3^e collection. Tunisie.
- Rahmi M., Acherkouk M., Kamal M., Bouayad A., El Koudrim M. & Mahyou H., 2000. The experience of the PDPEO and the contribution of INRA Morocco to the development and rehabilitation of marginal lands. *Reg. Workshop on "Degradation and rehabilitation of marginal lands in the arabe region"*. CEDARE, Cairo (Egypt) 2-4 July 2000, 12 p.

Lutte contre trois bruches *Bruchus rufimanus*, *Callosobruchus maculatus* et *Acanthoscelides obtectus* avec les huiles essentielles extraites de *Cistus ladaniferus* (Cistaceae)

Fight against three weevils Bruchus rufimanus, Callosobruchus maculatus and Acanthoscelides obtectus with the essential oils of Cistus ladaniferus (Cistaceae)

Zoheir BOUCHIKHI-TANI*, Mohamed Anouar KHELIL

Laboratoire de valorisation des actions de l'homme pour la protection de l'environnement et application en santé publique, Département d'écologie et environnement, Faculté SNVTU, Université de Tlemcen, Rocade 2, BP 119, Tlemcen, Algérie

* Auteur correspondant : e-mail : bouchikhi.zoheir@netcourrier.com

Résumé

Les causes de déclenchement des incendies de forêts sont multiples, souvent d'origine naturelle et encore plus souvent d'origine humaine involontaire ou volontaire, en revanche la propagation des feux lors d'un incendie est favorisée essentiellement par le vent et la présence des combustibles végétaux, ainsi, réduire la densité de certaines plantes très inflammables peut diminuer la propagation des incendies. Dans la forêt de Zarifet, nous avons remarqué la grande abondance de *Cistus ladaniferus*, plante pyrophile très inflammable. Dans cette étude, nous avons testé l'utilisation d'huiles essentielles issues de cette plante pour lutter contre trois espèces de bruches : la bruche de fève *Bruchus rufimanus* (Boheman, 1833), la bruche de pois chiche *Callosobruchus maculatus* (Fabricius, 1775) et la bruche du haricot *Acanthoscelides obtectus* (Say, 1831). Le but de cette étude est double : valoriser les huiles issues de cette plante contre les bruches et lutter contre les feux de forêt en réduisant la densité de *C. lada-*

niferus. En effet, une production d'huile à grande échelle pourrait être envisagée afin de diminuer la densité de la plante dans la forêt. Nos résultats montrent que les huiles extraites de *Cistus ladaniferus* présentent une activité insecticide et entraînent chez les femelles des bruches étudiées une réduction significative de ponte par rapport à celles du témoin. La DL_{50} , calculée après 48 heures d'exposition, montre la grande toxicité de ces huiles essentielles sur *A. obtectus* avec $DL_{50} = 4,13 \mu L/30 \text{ g}$ de graines, une toxicité un peu variable sur les deux bruches *C. maculatus* et *B. rufimanus* avec des DL_{50} de $5,37 \mu L/30 \text{ g}$ de graines et $7,24 \mu L/30 \text{ g}$ de graines respectivement.

Abstract

The causes of outbreak of forest fires are multiple, often natural and more often involuntary or of voluntary human origin. However, the spread of fire is promoted mainly by the wind and the presence of combustible plants. Thus,

Mots clés : incendies, plantes pyrophiles, protection phytosanitaire, bruches, huiles essentielles, forêt de Zarifet.

Keywords: fire, flammable plants, plant protection, weevils, essential oils, Zarifet forest.

reducing the density of some highly flammable plants can reduce the spread of fire. In Zarifet forest we noticed the abundance of the highly flammable *Cistus ladaniferus* plant.

In this study we tested the use of essential oils from the plant to fight against three weevils species: the broad bean weevil *Bruchus rufimanus* (Boheman, 1833), the chickpea weevil *Callosobruchus maculatus* (Fabricius, 1775) and the bean weevil *Acanthoscelides obtectus* (Say, 1831).

The purpose of this study is twofold, to enhance the oils derived from this plant against weevils and fight against forest fires by reducing the density of *C. ladaniferus*. Indeed oil production, on a large scale, could be considered in order to reduce the plant density in the forest. Our results show that the extracted oils from *Cistus ladaniferus* have insecticidal activity and end with, in studied female weevils, significantly reduced egg laying compared to the control. The calculated LD_{50} , after 48 hours of exposure, shows the high toxicity of these essential oils on *A. obtectus* with $LD_{50} = 4.13 \mu\text{L}$ for 30 g of seeds, a little variable toxicity on the two weevils *C. maculatus* and *B. rufimanus* with LD_{50} of $5.37 \mu\text{L}$ for 30 g of seeds and $7.24 \mu\text{L}$ for 30 g of seeds respectively.

Abridged english version

In this study we proposed an enhancement of the *Cistus ladaniferus* aromatic plant, which is flammable and very abundant in Zarifet forest. Instead of burning it in order to decrease the density of the plant in the forest and, hence, to minimize the risk of fires preading, one can use these essential oils in the food industry as biopesticides against pests.

We tested *Cistus ladaniferus* essential oils on three species of insect pests belonging to the Bruchidae family, which post-embryonic development occurs in the legumes seeds (Fabaceae). They are the broad bean weevil *Bruchus rufimanus* (Boheman, 1833), the weevil *Callosobruchus maculatus* chickpea (Fabricius, 1775), and the bean weevil *Acanthoscelides obtectus* (Say, 1831).

In the laboratory, we tested the essential oils biological activity on weevils mortality and fecundity at different doses ranging from 1 to 5 μL for 30 g of seeds.

The results are tested by the variance analysis of two classification criteria (ANOVA2) for the essential oils action on the longevity of adult insects, as well as the action of these oils on female fecundity.

Our results show that the *Cistus ladaniferus* extracted oils have insecticidal activity and give, in studied female weevils, significantly reduced egg laying compared to the control. The calculated LD_{50} , after 48 hours of exposure, shows the high toxicity of these essential oils on *A. obtectus* with $LD_{50} = 4.13 \mu\text{L}$ for 30 g of seeds, a little variable toxicity for the two weevils *C. maculatus* and *B. rufimanus* with LD_{50} of $5.37 \mu\text{L}$ for 30 g of seeds and $7.24 \mu\text{L}$ for 30 g of seeds respectively.

Statistical analysis confirmed a highly significant difference in the mortality of weevils depending on the dose of *Cistus ladaniferus* essential oils and depending on the tested weevil species. In weevils fertility, we notice a highly significant difference in the dose factor in oil, even though there is no difference depending on the species factor of the treated insect.

We can deduce that *Cistus ladaniferus* essential oils can be used as biopesticides and could therefore prove to be a good alternative to the synthesis of pesticides, harmful to human health and the environment, and its use may eventually be greatly reduced. The *Cistus ladaniferus* extracted oils production and its use as biopesticide reduces this plant abundance in Zarifet forest and reduces the risk of fire spreading.

Introduction

Les incendies constituent une perturbation majeure pour les écosystèmes, et les superficies brûlées dans les pays méditerranéens peuvent être estimées à environ 600 000 hectares par an (Bouhraoua 2008). La région de Tlemcen (Nord-Ouest algérien) fait partie intégrante de ces écosystèmes et elle n'échappe pas à ce fléau puisqu'elle se caractérise par des formations végétales sclérophylles et matorrals à cistes (*Cistus ladaniferus*, *Cistus salviifolus*, *Cistus monsepeleensis*) (Hnaoui 2007).

En Algérie, depuis les grands incendies des années 1980, les orientations prioritaires de la politique de défense des forêts contre l'incendie (DFCI) sont le renforcement de la gestion spatiale du risque, la réduction des causes de feu, la mise en normes des équipements de renforcement de la surveillance. Elles mettent en avant l'intérêt de juxtaposer parcelles boisées, parcelles débroussaillées et parcelles

agricoles et le compartimentage des massifs forestiers par la mise en place de discontinuités appelées coupures de combustible (Fayein 2003). Comme on peut lutter contre le feu par le feu, le brûlage dirigé pourrait être une méthode de prévention permettant d'éliminer les broussailles par lesquelles le feu se propage, sans détruire les arbres. Cette méthode est pratiquée dès 1870, mais a été progressivement abandonnée.

Sur le plan économique, la forêt de Zarifet (les monts de Tlemcen) constitue le plus important massif de chêne-liège de tout l'Ouest algérien. Les peuplements de chêne-liège, qui couvrent actuellement la presque totalité de la forêt avec 625 ha, forment une vieille futaie naturelle issue de souches de plus de 140 ans (Bouhraoua 2008). Cette forêt a connu une série de violents incendies, notamment l'incendie de 1892 (le premier recensé) qui a parcouru environ 450 ha, les grands incendies de 1966 qui ont ravagé environ 450 ha, ceux de 1983 et 1994 qui ont parcouru presque la totalité de la forêt, sur respectivement 850 ha et 820 ha (Bouhraoua 2008).

Selon Hnaoui (2007), le cortège floristique comporte 55 familles, 157 genres et 238 espèces pour la forêt de Zarifet, réparties en 25 espèces de strate arborée, 29 espèces de strate arbustive et 184 espèces de strate herbacée, les gymnospermes (représentés essentiellement par le pin d'Alep *Pinus halepensis*) constituent 1,29 % de la strate arborée, alors que les angiospermes (représentés par le chêne-liège *Quercus suber* et le chêne vert *Quercus ilex*) dominent largement avec 98,71 %.

De nombreux arbres et arbustes ont été classés en fonction de leur inflammabilité comme suit :

- espèces très inflammables toute l'année (*Calluna vulgaris*, *Erica arborea*, *Erica australis*, *Erica herbacea*, *Phillyrea angustifolia*, *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, *Thymus vulgaris*) ;
- espèces très inflammables seulement en été (*Anthyllis cytisoides*, *Cistus ladaniferus*, *Genista falcata*, *Pinus pinaster*, *Quercus suber*, *Rosmarinus officinalis*, *Rubus idaeus*, *Stipatena cissima*, *Ulex parviflorus*) ;
- espèces modérément ou peu inflammables (*Arbutus unedo*, *Cistus albidus*, *Cistus salvifolius*, *Erica multiflora*, *Juniperus oxycedrus*, *Olea europaea*, *Quercus coccifera*) Forgeard (1987).

Dans la forêt de Zarifet, les végétaux qui s'enflamment rapidement à partir d'une petite source de chaleur et permettent au feu de se propager à grande vitesse et devenir incontrôlable sont principalement les cistes, notamment *Cistus ladaniferus* (Hnaoui 2007). Le 2 septembre 2007, en 48 heures seulement, le feu a détruit plus de 55 ha de la forêt de Zarifet dont 20 ha de pins d'Alep, et 35 ha constitués principalement de maquis à broussailles (Hamid & Mansour 2007).

Dans cette forêt, nous avons remarqué une grande abondance de *Cistus ladaniferus*, plante aromatique très inflammable et aussi très riche en huiles essentielles. Nos travaux antérieurs dans le domaine agroalimentaire (Bouchikhi-Tani *et al.* 2008 ; 2009 ; 2010 ; 2011) nous permettent de proposer une valorisation de *Cistus ladaniferus* et de l'utiliser comme un biopesticide dans le cadre de la protection des graines stockées contre les insectes nuisibles.

Nous avons testé les huiles essentielles extraites de cette plante sur trois espèces d'insectes nuisibles appartenant à la famille des Bruchidae et dont le développement post-embryonnaire s'effectue dans les graines des légumineuses (Fabacées). Il s'agit de la bruche de fève *Bruchus rufimanus* (Boheman 1833), la bruche de pois-chiche *Callosobruchus maculatus* (Fabricius 1775) et la bruche du haricot *Acanthoscelides obtectus* (Say 1831). Les pertes en poids occasionnées par les Bruchidae dans les stocks peuvent être estimées à plus de 80 % après six ou sept mois de stockage (Idi 1994) et celles-ci sont inconsommables. Le but de l'étude est de réduire l'abondance de *Cistus ladaniferus* dans la forêt de Zarifet, ce qui diminue le risque de propagation des feux par la production de ces huiles, et leur utilisation comme biopesticides qui pourraient donc s'avérer être une bonne alternative aux pesticides de synthèse, nuisibles pour la santé humaine et l'environnement.

Matériel et méthodes

Élevage des insectes

Des élevages ont été mis en place, afin d'obtenir les adultes des trois espèces de bruches considérées. Ces élevages de masse sont effectués dans des bocaux en verre (18 cm de hauteur et 15 cm de diamètre), à couvercle

grillagé. Dans le premier bocal nous avons utilisé comme substrat alimentaire 500 g des graines de fève pour *B. rufimanus*, dans le deuxième bocal 500 g des graines de pois chiche pour *C. maculatus* et dans le troisième bocal 500 g des graines de haricot pour *A. obtectus*, les graines des trois Fabacées provenant d'un entrepôt de stockage de la région de Tlemcen (Algérie). Dans chaque bocal sont ajoutés 300 insectes (la bruche concernée), de sexe indéterminé. Les élevages des trois espèces de bruches ont été placés dans une étuve réglée à une température de 27 °C et une humidité relative de 75 % (méthode mise au point par Kellouche & Soltani 2004).

Après deux semaines d'infestation, les adultes sont retirés des grains. Les graines infestées sont laissées en incubation jusqu'à l'apparition des nouveaux adultes. Les adultes utilisés pour les tests (tests sur la mortalité et la fécondité des insectes) sont obtenus à partir de ces élevages de masse.

Récolte et préparation du matériel végétal

Les feuilles de *Cistus ladaniferus* ont été récoltées en mars 2006, dans la forêt de Zarifet (Tlemcen). L'identification de la plante a été confirmée par les botanistes du laboratoire d'écologie végétale de l'université de Tlemcen.

Après récolte, la plante a été nettoyée et séchée au laboratoire à la température ambiante de 21 °C à 24 °C pendant dix jours. L'extraction des huiles essentielles est réalisée par hydrodistillation pendant 5 heures (méthode mise au point par Tapondjou 2003).

Doses et traitements

Sur les trois espèces de bruches, les huiles essentielles extraites de la plante *Cistus ladaniferus* ont été testées à différentes doses variant de 1 à 5 µL par 30 g de graines. Les dosages des huiles ont été réalisés comme suit : pour chaque essai, 1 ml d'une solution acétonique contenant chacune des huiles essentielles à 1, 2, 3, 4, 5 µL/ml d'acétone est ajouté à 30 g de graines contenus dans une boîte de Petri de 8 cm de diamètre, puis l'ensemble est convenablement mélangé, après évaporation du solvant, toutes les boîtes sont infestées par cinq couples d'insectes à tester âgés de 0 à 48 heures.

Pour chaque dose et le témoin (graines traitées avec de l'acétone uniquement), les expériences ont été répétées trois fois (pour chaque bruche, 18 boîtes de Petri ont été utilisées y compris le témoin, une méthode mise au point par Kellouche & Soltani 2004).

Les comptages des insectes morts sont réalisés chaque 24 heures pendant une période de deux jours. Les mortalités dans les boîtes traitées (Mo) ont été exprimées selon la formule d'Abbott (Abbott 1925) en mortalités corrigées (Mc), tenant compte des mortalités naturelles observées dans les boîtes témoins (Mt) selon la formule suivante :

$$Mc = \frac{Mo - Mt}{100 - Mt} \times 100$$

La DL₅₀ (dose létale pour 50 % de la population d'insectes) est déterminée en se basant sur la régression des probits des mortalités en fonction des logarithmes des doses d'huile essentielle.

Le calcul de la DL₅₀ comprend dans l'ordre (Raymond 1995) :

- a) la transformation en probit de chaque mortalité ;
- b) la transformation éventuelle de la dose en unité logarithmique arbitraire ;
- c) le calcul de la droite de régression des probits des mortalités en fonction des logarithmes des doses.

Le calcul de la droite de régression a été réalisé à l'aide de logiciel MINITAB (version 12).

Pour tester l'effet des huiles essentielles sur la fécondité des trois bruches, pour chaque bruche cinq couples âgés de 0 à 48 heures sont introduits dans des boîtes de Petri de 8 cm de diamètre, contenant des substrats alimentaires (30 g de graines). Les doses utilisées en huiles essentielles sont les mêmes utilisées antérieurement dans l'étude de leur toxicité sur les bruches (1 à 5 µL par 30 g de graines). Nous dénombrons les œufs pondus par les femelles d'insectes en les comparant au témoin (trois répétitions sont réalisées).

Analyse statistique des données

Après avoir vérifié la normalité des données et la variabilité des variances, les résultats sont soumis aux tests de l'analyse de la variance à deux critères de classification (ANOVA 2), utile pour l'étude de l'action de deux facteurs (Dagnelie 1975).

Nous avons utilisé ce type d'analyse pour tester l'effet du facteur dose en huiles et le facteur espèce des bruches sur le taux de mortalité des trois bruches étudiées, ainsi que l'étude de l'effet du facteur dose en huiles essentielles et le facteur espèce des bruches sur la fécondité des femelles des trois bruches étudiées.

L'étude statistique est réalisée sur Microsoft Office Excel 2003.

Résultats

Effet des huiles essentielles sur la mortalité et la fécondité des bruches

La figure 1 illustre l'évolution des pourcentages des mortalités corrigées après deux jours d'exposition des adultes des trois bruches en fonction de la dose en huiles

essentielles de *Cistus ladaniferus* et en fonction de l'espèce de la bruche testée. On observe une variation du taux de mortalité des bruches, en effet la plus forte dose (5 µL/30 g de graines) occasionne une mortalité de 40,73 % pour la bruche *B. rufimanus*, 62,96 % pour *C. maculatus* et 64,02 % pour *A. obtectus* après la même durée d'exposition.

L'étude statistique a révélé une différence hautement significative selon les deux facteurs, dose en huiles essentielles et espèce d'insecte traité ($F = 32,14$ pour $P = 5,61 \times 10^{-5}$ et $F = 10,30$ pour $P = 0,006$ respectivement).

Comparaison de la toxicité des huiles essentielles

La transformation des pourcentages de mortalité après deux jours d'exposition en probits, et la régression de ces données en fonction du logarithme de la dose des huiles essentielles, a permis d'obtenir les équations données dans le tableau 1.

Tableau 1 – Comparaison de l'efficacité des huiles essentielles.

Table 1 – Comparison of the efficacy of essential oils.

Espèce traitée	Equation	DL ₅₀
<i>B. rufimanus</i>	$Y = 3,32497 + 1,93221X$	7,24 µL/30 g de graines
<i>C. maculatus</i>	$Y = 3,88972 + 1,50694X$	5,37 µL/30 g de graines
<i>A. obtectus</i>	$Y = 3,88675 + 1,80401X$	4,14 µL/30 g de graines

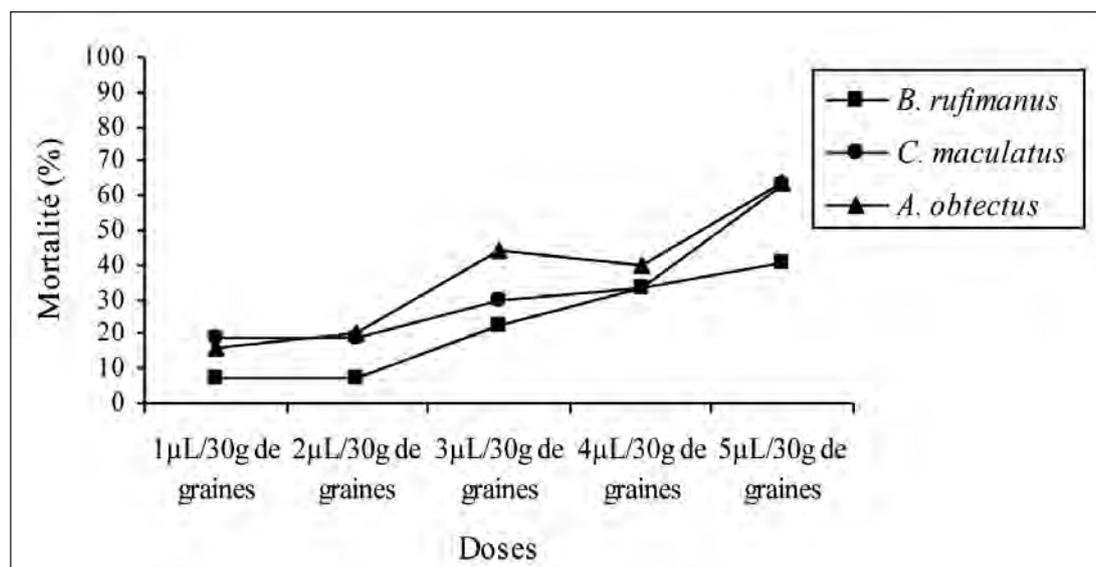


Figure 1 – Évolution de la mortalité des bruches en présence des huiles essentielles extraites de *Cistus ladaniferus*.

Figure 1 – Evolution of the mortality of the bruchids in the presence of the essential oils extracted from *Cistus ladaniferus*.

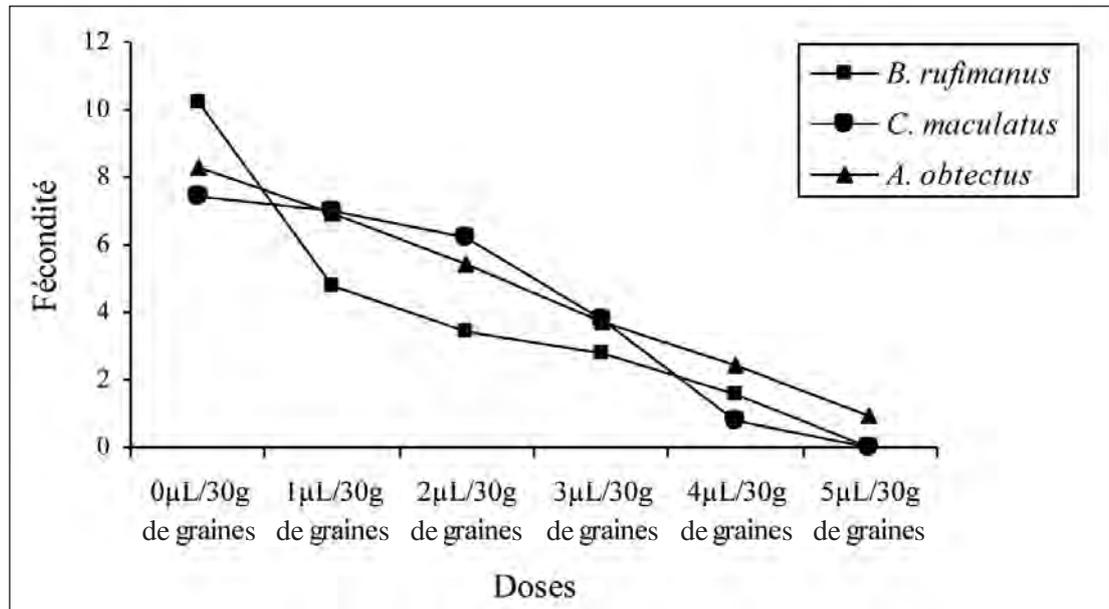


Figure 2 – Fécondité des bruches en présence des huiles essentielles de *Cistus ladaniferus*.

Figure 2 – Fecundity of bruchids in the presence of essential oils of *Cistus ladaniferus*.

L'effet toxique des huiles essentielles testées est mis en évidence avec les valeurs des DL_{50} calculées après deux jours d'exposition (tableau 1) ; la toxicité la plus élevée est observée sur la bruche du haricot *A. obtectus* avec une DL_{50} de 4,14 $\mu\text{L}/30$ g de graines.

La figure 2 montre l'influence des huiles essentielles sur le nombre d'œufs pondus par les femelles des bruches étudiées. En effet, par rapport au lot témoin, la dose la plus élevée, soit 5 $\mu\text{L}/30$ g de graines, réduit la fécondité d'*A. obtectus* jusqu'à 0,93 œuf/femelle (lot témoin : 8,26 œufs/femelle), comme elle inhibe complètement la fécondité des deux bruches *B. rufimanus* et *C. maculatus* (lot témoin : 10,2 et 7,4 respectivement).

Le résultat de l'analyse de la variance effectuée sur les facteurs dose et espèce d'insecte révèle une différence hautement significative pour le facteur dose ($F = 23,57$ et $P = 3,10 \times 10^{-5}$), et aucune différence pour le facteur espèce d'insecte ($F = 0,84$ et $P = 0,45$).

Discussion

De nombreux chercheurs considèrent les huiles essentielles extraites des plantes aromatiques comme potentiellement utilisables dans la protection des stocks de grains (Regnault-Roger & Hamraoui 1997 ; Tapond-

jou 2003 ; Kellouche & Soltani 2004 ; Chiasson & Beloin 2007).

Dans cette étude, nos résultats montrent que les huiles essentielles extraites des feuilles de *Cistus ladaniferus* font diminuer la population d'insectes ravageurs par une double action : une action insecticide sur les adultes et une action sur la fécondité des femelles. La réduction de la fécondité des femelles d'insectes étudiés peut être une conséquence directe de la mortalité des adultes, en effet Papachristos et Stamopoulos (2002) ont testé la toxicité sur *A. obtectus* des huiles essentielles extraites d'origan (*Origanum vulgare*), de menthe (*Mentha microphylla* et *M. viridis*) et d'eucalyptus (*Eucalyptus globulus*), ils précisent que les huiles essentielles les plus efficaces sur la fécondité sont les plus toxiques sur les femelles. Regnault-Roger et Hamraoui (1994) ont testé l'efficacité des huiles essentielles extraites de vingt-quatre plantes aromatiques sur la bruche *A. obtectus*, les résultats ont montré que les huiles de sept plantes de la famille des Lamiacées (*Thymus serpyllum*, *Origanum vulgare*, *Satureia hortensis*, *Lavandula angustifolia*, *Rosmarinus officinalis*, *Origanum majorana*, *Ocimum basilicum*) et *Petroselinum sativum* de la famille des Apiacées sont les plus toxiques provoquant une mortalité de 100 % après 1 à 4 jours d'exposition. Les travaux de Bouchikhi-Tani *et al.* (2011) montrent que les huiles essentielles extraites d'*Origanum glandulosum* sont très

toxiques vis-à-vis des trois bruches *Acanthoscelides obtectus* (bruche du haricot), *Bruchus rufimanus* (bruche de la fève) et *Callosobruchus maculatus* (bruche du pois chiche) avec des DL_{50} de 1,44 $\mu\text{L}/30$ g de graines, 7,72 $\mu\text{L}/30$ g de graines et 2,06 $\mu\text{L}/30$ g de graines respectivement. Seri-Kouassi *et al.* (2004) pensent que la toxicité des huiles essentielles sur les insectes est induite par l'action de leurs composés majoritaires. Cependant d'après Ndomo *et al.* (2009), il serait difficile de penser que l'activité insecticide d'une huile se limite uniquement à certains de ses constituants majoritaires, elle pourrait aussi être due à certains constituants minoritaires ou à un effet synergique de plusieurs constituants.

Les méthodes d'analyse des huiles essentielles ont beaucoup évolué depuis dix ans et il est maintenant possible d'isoler et d'identifier des composés auparavant inconnus ; cela permet le développement de nouveaux mélanges pouvant avoir un effet additif ou synergique (Chiasson & Beloin 2007). La composition chimique des huiles essentielles extraites de *Cistus ladaniferus* de la région de Zarifet, selon Kaid Slimane (2004), montre que les composés majoritaires sont le borneol (9,32 %) et le copraborneol (12,5 %), alors que le terpineol 1-4, le camphène, le α -terpinène et le *p*-cymène sont représentés en faibles pourcentages (1,83 %, 1,18 %, 0,51 % et 0,91 % respectivement). Cependant, les effets toxiques de cette huile essentielle pourraient dépendre de sa composition chimique. Les mécanismes d'action des huiles essentielles sont méconnus et relativement peu d'études ont été réalisées à ce sujet (Isman 2000). Les travaux récents montrent que les monoterpènes agissent au niveau des récepteurs de l'acétyl-cholinestérase des jonctions neuromusculaires (Ngamo & Hance 2007). En effet, d'après les travaux d'Obeng-Ofori *et al.* (1997), certains composants des huiles au contact avec les insectes agissent en bloquant la synthèse de l'hormone juvénile, ils inhibent l'acétyl-cholinestérase en occupant le site hydrophobique de cet enzyme qui est très actif. En général, les huiles essentielles sont de nos jours connues comme des neurotoxines (Ngamo & Hance 2007).

L'objectif de notre étude est de minimiser l'abondance de *Cistus ladaniferus* dans la forêt de Zarifet par la production des huiles essentielles et leur utilisation comme des biopesticides. L'efficacité de ces huiles essen-

tielles sur les trois bruches *Bruchus rufimanus*, *Callosobruchus maculatus* et *Acanthoscelides obtectus* a été montrée. Or malgré les résultats obtenus, certes encourageants, l'efficacité de ces huiles essentielles reste encore à démontrer en situations réelles du stockage. Actuellement, les agriculteurs algériens utilisent surtout des pesticides de synthèse. Nous encourageons par la présente étude la production et l'utilisation des huiles essentielles extraites des plantes aromatiques pour la protection des récoltes contre les insectes ravageurs.

Conclusion

Dans le cadre d'une diminution des risques d'incendies dans la forêt de Zarifet, nous avons testé comme insecticides les huiles essentielles extraites à partir de la plante aromatique *Cistus ladaniferus*, très abondante et très inflammable dans cette forêt.

Les huiles essentielles testées se sont avérées toxiques vis-à-vis des insectes étudiés, avec un taux de mortalité élevé accompagné d'une diminution de la fécondité des femelles.

Les huiles essentielles extraites de *Cistus ladaniferus* peuvent être utilisées comme des biopesticides et pourraient donc s'avérer être une bonne alternative aux pesticides de synthèse nuisibles pour la santé humaine et l'environnement, et dont l'utilisation risque à terme d'être fortement diminuée. La production d'huiles extraites de *Cistus ladaniferus* et son utilisation comme biopesticide réduisent l'abondance de cette plante dans la forêt de Zarifet et diminuent le risque de propagation des feux lors d'un incendie.

Références

- Abbott W.S., 1925. A method for computing effectiveness of an insecticide. *Journal. Ecological Entomology*. 18: 265-267.
- Bouchikhi-Tani Z., Khelil M.A. & Hassani F., 2008. Fight against the bruche bean *Acanthoscelides obtectus* (Coleoptera: Bruchidae) and the mite *Tineola bisselliella* (Lepidoptera, Tineidae) by the essential oils extracted from *Rosmarinus officinalis*. *Biosciences, Biotechnology Research Asia*. 5(2): 651-656.
- Bouchikhi-Tani Z., Khelil M.A., Bendahou M., & Mes-tari M., 2009. Action des huiles essentielles de trois plantes aromatiques de l'ouest algérien sur la mite *Tineola bisselliella*. *Rev. Ivoir. Sci. Technol.* 14 : 175-186.
- Bouchikhi-Tani Z., Bendahou M., Khelil M.A., 2010. Lutte contre la bruche *Acanthoscelides obtectus* et la mite *Tineola bisselliella* par les huiles essentielles extraites de deux plantes aromatiques d'Algérie. *Lebanese Science Journal* 11(1) : 55-68.
- Bouchikhi-Tani Z., Khelil M.A., Bendahou M. & Pujade J.V., 2011. Lutte contre les trois bruches *Acanthoscelides obtectus* (Say, 1831), *Bruchus rufimanus* (Boheman, 1833) et *Collosobruchus maculatus* (Fabricius, 1775) (Coleoptera: Chrysomelidae: Bruchinae) par les huiles essentielles extraites d'*Origanum glandulosum* (Lamiacées). *Bulletin de la Institució Catalana d'Història Natural* 76 : 177-186.
- Bouhraoua R., 2008. *Le chêne-liège à Tlemcen. Atlas de l'environnement de la wilaya de Tlemcen*. Éd. ASPÉ-WIT : 52-55.
- Chiasson H. & Beloin N., 2007. Les huiles essentielles, des biopesticides « nouveau genre ». *Antennae*. 14(1) : 3-6.
- Dagnelie P., 1975. *Théories et méthodes statistiques*. Les presses agronomiques de Gembloux, Belgique 2 : 245-249.
- Fayeïn M., 2003. *Élaboration d'un outil d'accompagnement de projets d'aménagements pour la prévention des incendies de forêt*. Mémoire d'ingénieur agronome de l'INAPG. Inst. nat. rech. agronomique, 74 p.
- Finney D.J., 1971. *Statistical method in biological assay*, 2nd edition. London, Griffin, 333 p.
- Forgeard F., 1987. *Les incendies dans les landes bretonnes : caractéristiques et conséquences sur la végétation et le sol*. Thèse d'État. Rennes, France.
- Hamid G., & Mansour T., 2007. Incendies en Algérie : un véritable désastre en 48 heures « La forêt de Zarifet lourdement touchée ». *Le quotidien d'Oran*, Algérie.
- Hnaoui S.E., 2007. *Les cistacées dans la région de Tlemcen (Nord-Ouest algérien) : aspects écologiques, impact du feu et cartographie*. Mémoire de magister, Univ. Tlemcen, Algérie.
- Idi A., 1994. *Suivi de l'évolution des populations de bruches et de leurs parasitoïdes dans les systèmes de stockage traditionnel de niébé au Niger*. Thèse doc., Univ. Niamez, 100 p.
- Isman M. B., 2000. Plant essential oils for pest and disease management. *Crop Protection* 19: 603-608.
- Kaid Slimane I.L., 2004. *Contribution à l'étude de la composition chimique et du pouvoir antibactérien des huiles essentielles de Cistus ladaniferus de la région de Tlemcen*. Mémoire ing. d'État en biologie, option : contrôle de qualité et analyse. Univ. Tlemcen, Algérie : 23-25.
- Kellouche A. & Soltani N., 2004. Activité biologique des poudres de cinq plantes et de l'huile essentielle d'une d'entre elles sur *Callosobruchus maculatus* (F.). *International Journal of Tropical Insect Science*, 24 (1) : 184-191.
- Ndomo A.F., Taponjoui A.L., Tendonkeng F. & Tchouanguép F.M., 2009. Évaluation des propriétés insecticides des feuilles de *Callistemonviminalis* (Myrtaceae) contre les adultes d'*Acanthoscelides obtectus* (Say) (Coleoptera ; Bruchidae). *Tropicultura Journal* 27 (3) : 137-143.
- Ngamo L. S. T. & Hance T., 2007. Diversité des ravageurs des denrées et méthodes alternatives de lutte en milieu tropical. *Tropicultura Journal* 25 (4) : 215-220.
- Obeng-Ofori D., Reichmuth C.H., Bekele J. & Hassa-nali A., 1997. Biological activity of 1,8-cineole, a major component of essential oil of *Ocimum kenyense* (Ayobangira) against stored product beetles. *Journal of Applied Entomology* 121: 237-243.
- Papachristos D.P. & Stamopoulos D.C., 2002. Repellent, toxic and reproduction inhibitory effects of essential oil vapours on *Acanthoscelides obtectus* (Say) (Coleoptera: Bruchidae). *Journal of Stored Products Research* 38(2): 117-128.
- Raymond M., 1995. *Présentation d'un programme Basic d'analyse log-probit pour micro-ordinateur*. Cah. Orstom, sér. Ent. méd. et parasitol., vol. XXIII, n° 2 : 117-121
- Regnault-Roger C. & Hamraoui A., 1994. Inhibition of reproduction of *Acanthoscelides obtectus* Say (Coleoptera), a kidney bean (*Phaseolus vulgaris*) bruchid, by aromatic essential oils. *Crop Protection* 13(8): 624-628.
- Regnault-Roger C. & Hamraoui A., 1997. *Lutte contre les insectes phytophages par les plantes aromatiques et leurs molécules allélochimiques*. Éd. Acta bot. Gallica, 144(4) : 401-412.
- Seri-Kouassi B.P., Kanko C., Aboua L.R.N., Bekon K.A., Glietho A.I., Koukoua G. & Guessan Y.T., 2004. Action des huiles essentielles de deux plantes aromatiques de Côte d'Ivoire sur *Callosobruchus maculatus* F. du niébé. *C. R. Chimie* 7 : 1043-1046.
- Taponjoui L.A., Adler C., Bouda H. & Fontem D.A., 2003. Bioefficacité des poudres et des huiles essentielles des feuilles de *Chenopodium ambrosioides* et *Eucalyptus saligna* à l'égard de bruche du niébé, *Callosobruchus maculatus* Fab. (Coleoptera, Bruchidae). *Cahiers Agricultures* 12(6) : 401-407.

Vegetation dynamics and species distribution patterns in the inland desert wadis of South Sinai, Egypt

Dynamique de la végétation et répartition des espèces dans les oueds du désert intérieur du Sud-Sinai en Égypte

Fawzy SALAMA^{1, *}, Monier ABD EL-GHANI², Salah EL-NAGGAR¹, Mohamed ALJARROUSHI¹

1. Botany Department, Faculty of Science, Assiut University, Egypt

2. Botany Department, Faculty of Science, Cairo University, Egypt

* Author for correspondence: fawzy_salama2010@yahoo.com

Abstract

The present study aims to investigate the variation in vegetation and species diversity in three inland wadis (Wadi Solaf, W. Romana and W. El-Akhdar) which drain their water from surrounding high mountains to the main channel of Wadi Feiran in South Sinai. It attempted to compare the floristic diversity between these wadis to recognize the different distribution patterns of species, and to assess the role of the edaphic factors which control the distribution of the plant communities. Forty-five sample plots were selected to represent as much as possible the variation in the vegetation, and geo-referenced using GPS techniques. A total of 116 species (45 annuals and 71 perennials) belonging to 95 genera and 37 families were recorded, with Asteraceae, Brassicaceae, Fabaceae, and Zygophyllaceae represented the species-rich families. Therophytes constituted the main bulk of the flora, followed by chamaephytes, phanerophytes and hemicryptophytes. As part of the Saharo-Arabian region, the Saharo-Arabian chorotype dominated the others. Classification of the vegetation resulted in 5 vegetation groups: (A) Zilla spinosa, (B) Artemisia judaica-Zilla spinosa, (C) Artemisia judaica, (D) Anabasis articulata-Artemisia judaica-Fagonia mollis, and (E) Fagonia mollis-Zilla spinosa. Species richness was significantly negatively correlated with chlorides, while the Shannon's diversity index showed significant negative correlation with chlorides and positively correlated with calcium. Vegetation-soil relationships were assessed by Canonical Correspondence Analysis (CCA) using 13 soil factors indicated that gravel, coarse sand, fine sand, silt, clay, sodium and chlorides were the key soil variables that affect the distribution of plant communities in the inland wadis of South Sinai.

Keywords: CCA, desert ecosystem, diversity, Egypt, multivariate analysis, vegetation.

Introduction

South Sinai is an arid to extremely arid desert ecosystem, characterized by an ecological uniqueness due to its diversity in landforms, geologic structures, and climate that resulted in diversity of vegetation types (Moustafa & Klopatek 1995; Helmy *et al.* 1996; Zahran & Willis 2009), and a variation in soil properties (Ramadan 1988; Kamh *et al.* 1989; Abd El-Wahab 1995). Moreover, South Sinai Mountains represent a great harbor of endemism (Moustafa 1990), where the area has wetter climate than most of Sinai, and characterized by having large outcrops of smooth-faced rocks which support rare species (Boulos 2008). The roughness in its geomorphology lead to differentiation of enormous number of microhabitats (Abd El-Ghani & Amer 2003) and landforms (Moustafa & Klopatek 1995) which resulted in relatively high diversity in ecosystems and flora. A large section of the area was declared a Protectorate in 1996, centered upon the town of St. Catherine (1,600 m above sea level). From the mountain of St. Catherine (2,641 m above sea level; the highest point in Egypt and marking the watershed of the peninsula) wadi systems drain eastwards towards the Gulf of Aqaba, and westwards towards the Gulf of Suez.

In accordance with Evenari *et al.* (1971) the spatial heterogeneity of soils and vegetation in deserts is explained by Shmida & Burgess (1988) with (a) parent material, (b) relief in correspondence with different amounts of run-off and runoff water, (c) local differences

in rainfall and intensity in small areas, and (d) biological induced heterogeneity.

Within this desert area, vegetation is almost entirely confined to the channels of wadis (classic *végétation contractée* community distribution; Monod 1954), sometimes alternatively named a “run-off desert” system (Noy-Meir 1973).

Wadi (is the Arabic term referring to a valley); it may refer to a dry (ephemeral) riverbed that contains water only during times of heavy rain or simply an intermittent stream.

The wadis are unique intrazonal landscapes in arid and semi-arid regions of the world (Fosati *et al.* 1998), as they represent one of the most prominent desert landforms, which exhibit physiographic irregularities that lead to parallel variations in species distribution (Kassas & Girgis 1964). These wadis are drainage systems for collecting water from extensive catchments areas such as hills, cliffs, slopes, etc. Accordingly, the water supply of a wadi is many times the recorded rainfall; with richer vegetation than other types of desert habitat. This advantage is, however, counterbalanced by two destructive agents: torrents and grazing. The water way of the torrents is usually devoid of plant cover, which is restricted to the wadi sides. The influence of torrents on plants is partly mechanical, destroying and uprooting the plants, and partly erosion removing the soil (Kassas & El-Abyad 1962). In addition, certain species are subjected to serious grazing by animals, while woody plants are liable for cutting as a source of fuel.

The development of wadi bed includes the gradual accumulation of transported material. The soil barren bed allows the growth of chasmophytes, while a shallow soil cover moistened during the rainy season allow the appearance of the ephemerals. When a deep soil is accumulated allowing the establishment of a wet-soil layer, perennials will find it favorable for their growth. At an advanced stage, deep alluvial deposits allow free water to be stored in the subsoil and a water table is established. At this stage shrubs or, and trees are characteristic to the habitat (Kassas & Imam 1954).

The vegetation is characterized by sparseness of plant cover of semishrubs, restricted to wadis or growing on slopes of rocky hills and in sand fields, and paucity of trees (Danin 1986). The wadi vegetation is also home to pastoral Bedouin communities utilizing the

area as a rangeland for camels, goats and sheep (Briggs *et al.* 1993). Moreover, the importance of wadi ecosystems for socio-economic development is becoming increasingly recognized due to its ecological significance, physiographic variation and environmental gradients. Human impacts of settled societies and nomadic Bedouin groups have been recorded in South Sinai (Moustafa *et al.* 1999).

Several studies on the desert wadi ecosystem were conducted in arid and semi-arid regions to investigate their floristic composition, relationships between the prevailing environmental conditions and the distribution of plant communities, economic and grazing potentialities, amongst others, Jenny *et al.* (1990) in Wadi Araba of Jordan; El-Bana & Al-Mathnani (2009) in Wadi Al-Hayat of Libya; Mousa (2011) in Wadi Al Jimi of United Arab Emirates; Alatar *et al.* (2012) in Wadi Al-Jufair (Najd) of Saudi Arabia; Abdel Khalik *et al.* (2013) in Wadi Noaman (Makkah) of Saudi Arabia; Abd Rabou *et al.* (2008) in Wadi Gaza (Gaza Strip) of Palestine; Danin (1992) and Ward *et al.* (2001) in the Negev Desert of Israel; Boucheneb & Benhouhou (2012) in different wadi types from Ahaggar region of Algeria.

The objectives of this investigation are: (1) comparing the floristic composition and species diversity between some inland wadis of South Sinai; (2) recognizing the different plant communities that dominate the vegetation in the studied Wadis; and (3) assessing the role of the edaphic factors which control the distribution of the plant communities and species diversity.

Material and methods

Study areas and field survey

The southern part of Sinai Peninsula, which is triangular mass of mountains with 28,438 km² in surface area, is formed of igneous and metamorphic rocks. This mass of mountains is intensively rugged and dissected by a complicated system of deep wadis, some of which reach a considerable length (e.g. Wadi Feiran, W. Zaghar) (Said 1990; Zahran & Willis 2009). Wadi Feiran (28°30' and 47°00' N, 33°33' and 34°00' E), with 59 km long, is the longest and also broadest wadi in South Sinai.

In its eastern part, it drains a relatively large catchment area of high relief granitic rocks through three main tributaries called W. El-Akhdar, W. El-Sheikh, and W. Solaf which joined at Feiran Oases. The study area is located between latitudes 28°30' and 29°00' N and longitudes 33°30' and 34°00' E (Figure 1). Three inland wadis, which represent tributaries of Wadi Feiran, were selected: W. Solaf, W. El-Akhdar and W. Romana (Figure 1).

Generally, south Sinai is characterized by an arid to extremely arid climate. Orographic precipitation predominates in South Sinai. It falls on the summits, cliffs and gorges of the mountains then transports to the upstream tributaries of the wadi system (Kassas & Girgis 1970). Rainfall is variable in both time and space. The annual rainfall varies between 30 and 60 mm, most of which falls during the winter and spring months. Only rare and heavy showers cause floods, which contribute effective moisture for the vegetation in the wadis. Relative humidity reaches 55% in winter and 48% in summer. Average temperature during summer reaches 34.7 °C during the day time and 23 °C during the night. In winter, it reaches 20 °C during the day and 10.8 °C during the night (Abd El-Wahab *et al.* 2006).

After a reconnaissance survey that was conducted between 2010 and 2011, 45 sample plots were randomly selected to represent a wide range of physiographic and environmental variation in each of the studied 3 wadis. Taking into account the highly variable abundance of plants (in space and time) in this extreme arid desert environment, where the vegetation comprised only of widely spaced shrubs and trees, the size of studied sample plots varied from 10 m x 10 m in wadi bed channels and the sandy plains (with a dense vegetation cover), to 20 m x 30 m in the wadi terraces (where the vegetation comprised only of widely spaced shrubs or trees). As a precise estimate of the sample plot size was not always possible, a small degree of bias, as inherent in any sampling procedure, cannot be ruled out (Abd El-Ghani & Amer 2003; Abd El-Ghani & El-Sawaf 2005).

The recorded taxa were classified according to the life-form system that proposed by Raunkiaer (1937) and Hassib (1951). The number of species within each life form category was expressed as a percentage of total number of species in the study area. Analysis of phytogeographical ranges was carried out using Zohary (1966-1972), Wickens (1976) and White (1993). Taxonomic nomenclature

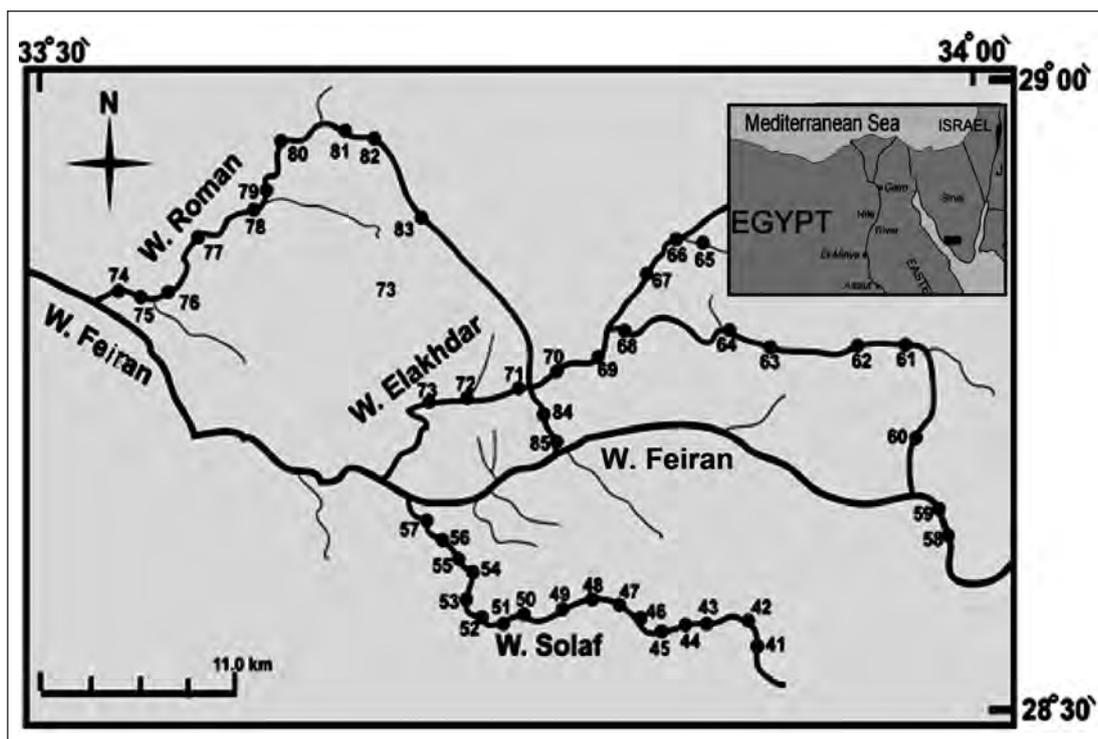


Figure 1 – Location map of the studied inland wadis showing the distribution of the studied sample plots.

was according to Täckholm (1974), Cope & Hosni (1991), Boulos (1995, 1999, 2000, 2002) and El Hadidi & Fayed (1978, 1994/95). Voucher specimens of each species were collected, and identified at the Herbaria of Cairo University (CAI) and Assiut University (AST), where they were deposited.

Data analyses

For each sampled plot, three soil samples were collected from profiles of 0-50 cm depth. These samples were then pooled together to form one composite sample, air-dried and thoroughly mixed. Textures were determined by sieving method to separate gravels, coarse sand, fine sand, silt and clay. Soil-water extracts (1: 5) were prepared for the determination of electric conductivity and pH. Determination of calcium and magnesium were carried out by titration methods with 0.01 N EDTA (Upadhyay & Sharma 2002). Sodium and potassium were determined using flame photometer technique (Jackson 1967). Available phosphorus was determined calorimetrically by ascorbic acid method (Watanabe & Olsen 1965). Available potassium was determined by using flame-photometer according to Soltanpour (1985). Estimation of chlorides was carried out by titration methods using 0.005 N Silver Nitrate (Hazen 1989; Kolthoff & Stenger 1974).

In order to obtain an effective analysis of the vegetation and related environmental factors, both classification and ordination techniques were employed. A floristic data matrix of 45 sampling plots and 116 species was subjected to classification by cluster analysis of the computer program MVSP version 3.1 (Kovach 1999) using squared Euclidean distance dissimilarity matrix with minimum variance (also called Ward's method) as agglomeration criterion (Orlóci 1978). The computer program CANOCO version 4.5 (Ter Braak & Smilauer 2003) was used for all ordination analyses; whereas the computer program SPSS version 10.0 (SPSS 1999) was used for all the statistical treatments. Principal Component Analysis (PCA), an indirect gradient analysis technique, was used to identify the main gradients that influence species distribution (Hill & Gauch 1980).

In the present study, DCA estimated the compositional gradient in the vegetation data to be larger than 4.0 SD-units for the first axis, thus, Canonical Correspondence Analysis (CCA) is

the appropriate ordination method to perform direct gradient analysis (Ter Braak & Smilauer 2003). Due to high inflation factors of pH and NO₃ they were excluded from analysis. Therefore, CCA was performed using 13 environmental variables: gravel, coarse sand, fine sand, silt, clay, electric conductivity (EC), total soluble salts (TSS), sodium, potassium, calcium, magnesium, chlorides and sulphates. All the default settings were used for CCA, and a Monte Carlo permutation test (499 permutations; Ter Braak 1994) was used to test for significance of the eigenvalues of the first canonical axis. Intraspecific correlations from the CCA's were used to assess the importance of the environmental variables.

The vegetation groups resulted from cluster analysis were subjected to an ANOVA (One-Way Analysis of Variance) analysis based on soil variables to find out whether these are significant variations among groups. Analysis of variance provides an insight into the nature of variation of natural events, which is possibly of even greater value than the knowledge of the method as such (Sokal & Rohlf 1981).

Species richness (SR) within each separated vegetation group was calculated as the average number of species per sample plot. The Shannon-Wiener diversity index was calculated from the formula $H = -\sum P_i \ln P_i$ (Pielou 1975), where, H is Shannon-Wiener diversity index and P_i is the relative presence value of the *i*th species.

Results

Floristic analysis and spatial distribution

A total of 116 species (45 annuals and 71 perennials) belonging to 95 genera and 37 families were recorded (Appendix 1). The largest families were Asteraceae, Brassicaceae, Fabaceae and Zygophyllaceae (18, 14, 10 and 8 species, respectively), Boraginaceae, Caryophyllaceae and Chenopodiaceae (6 species for each) and Poaceae (5 species). They constituted 62.93% of the recorded species, and represent most of the floristic structure in the inland wadis of South Sinai. Nineteen families were represented by only one species. The largest genera were *Fagonia* (6 species) and *Astragalus* (5 species). Therophytes (41.38%) constituted the largest num-

Appendix 1 – Floristic composition, presence value, life forms and chorology of the recorded species in the studied areas. P% = presence values, Per = perennials, Ann = annuals, Ph = Phanerophytes, H = Hemicryptophyte, Ch = Chamaephytes, Th = Theophytes, G = Geophytes, P = Parasites, SA = Saharo-Arabian, SZ = Sudano-Zambezian, IT = Irano-Turanian, ES = Euro-Siberian, ME = Mediterranean, Cosm = Cosmopolitan, Pan = Pantropical.

Species	Duration	Chorotypes	Life Forms	P%
Acanthaceae				
<i>Blepharis edulis</i> (Forssk.) Pers.	Per	SA	H	7.06
Aizoaceae				
<i>Aizoon canariense</i> L.	Ann	M+SA+IT	Th	4.71
Amaranthaceae				
<i>Aerva javanica</i> (Burm. F.) Juss.ex Schult.	Per	SA	Ch	12.9
Apiaceae				
<i>Deverra tortuosa</i> (Desf.) DC.	Per	SA	Ch	1.18
<i>Pimpinella cretica</i> Poir.	Ann	M	Th	1.18
Asclepiadaceae				
<i>Caralluma europaea</i> (Guss.) N. E. Br.	Per	M	H	1.18
<i>Pergularia tomentosa</i> L.	Per	SA	Ch	9.41
Asphodelaceae				
<i>Asphodelus tenuifolius</i> Cav.	Ann	M+SA+IT	Th	7.06
Asteraceae				
<i>Achillea fragrantissima</i> (Forssk.) Sch. Bip.	Per	SA+IT	Ch	5.88
<i>Anthemis melampodina</i> Delile	Ann	SA	Th	1.18
<i>Artemisia judaica</i> L.	Pre	SA	Ch	41.2
<i>Carduncellus eriocephalus</i> Boiss.	Per	SA	H	1.18
<i>Carthamus nitidus</i> Boiss.	Ann	IT+SA	Th	1.18
<i>Centaurea aegyptiaca</i> L.	Per	SA	H	4.71
<i>C. sinaica</i> DC.	Ann	SA	Th	2.35
<i>Crepis micrantha</i> Czerep.	Ann	M+IT	Th	1.18
<i>Echinops spinosus</i> L.	Per.	SA + IT	H	2.22
<i>Filago desertorum</i> Pomel	Ann	SA+IT	Th	3.53
<i>Iphiona scabra</i> DC.	Per	SA	Ch	2.35
<i>Launaea capitata</i> (Spreng.) Dandy	Ann	SA	Th	3.53
<i>Nauplius graveolens</i> (Forssk.) Wiklund	Per	SA	H	5.88
<i>Pulicaria incisa</i> (Lam.) DC.	Per	SA	H	7.06
<i>P. undulata</i> (L.) C. A. Mey.	Per	SA	H	15.3
<i>Senecio flavus</i> (Decne.) Sch. Bip.	Ann	SA	Th	1.18
<i>Seriphidium herba-album</i> (Asso) J. Soják	Per	M+SA+IT	Ch	8.24
<i>Volutaria lippii</i> (L.) Cass. ex Maria	Ann	M+SA	Th	1.18
Boraginaceae				
<i>Anchusa hispida</i> Forssk.	Ann	SA+IT	Th	1.18
<i>Echium angustifolium</i> Mill.	Per	SA	H	1.18
<i>E. rauwolfii</i> Delile	Ann	SA	Th	1.18
<i>Heliotropium arbainense</i> Fresen.	Per	SA	Ch	9.41
<i>Paracaryum intermedium</i> (Fresen.) Lipsky	Ann	SA+IT	Th	1.18
<i>Trichodesma africanum</i> (L.) R. Br.	Ann	SA+SZ	Ch	4.71
Brassicaceae				
<i>Diplotaxis acris</i> (Forssk.) Boiss.	Ann	SA	Th	1.18
<i>D. harra</i> (Forssk.) Boiss.	Per	SA	H	25.9
<i>Eremobium aegyptiacum</i> (Spreng.) Asch. & Schweinf. ex Boiss.	Per	SA	Th	3.53
<i>Farsetia aegyptia</i> Turra	Per	SA	Ch	3.53
<i>Matthiola arabica</i> Boiss.	Per	SA	H	5.88
<i>M. longipetala</i> (Vent.) DC.	Ann	M+SA+IT	Th	2.35
<i>Morettia philaeana</i> (Delile) DC.	Ann	SA	H	15.3
<i>Moricandia nitens</i> (Viv.) Durand & Barratte	Per	SA	Ch	1.18
<i>M. sinaica</i> (Boiss.) Boiss.	Per	SA	Ch	2.35
<i>Savignya parviflora</i> (Delile) Webb	Ann	SA	Th	1.18
<i>Schimpera arabica</i> Hochst. & Steud. ex Boiss.	Ann	SA	Th	1.18
<i>Schouwia purpurea</i> (Forssk.) Schweinf.	Ann	SA	Th	1.18
<i>Sisymbrium erysimoides</i> Desf.	Ann	M+SA+SZ	Th	1.18
<i>Zilla spinosa</i> (L.) Prantl	Per	SA	Ch	50.6
Caesalpiniaceae				
<i>Senna italica</i> Mill.	Per	Sa+SZ	H	1.18
Capparaceae				
<i>Capparis spinosa</i> L.	Per	M+SA+IT	Ch	8.24

Caryophyllaceae				
<i>Gymnocarpus decander</i> Forssk.	Per	SA	Ch	7.06
<i>Gypsophila capillaris</i> (Forssk.) C. Chr.	Per	M+SA	H	10.6
<i>Paronychia arabica</i> (L.) DC.	Per	SA+IT	Th	1.18
<i>Polycarpha repens</i> (Forssk.) Asch. & Schweinf.	Per	SA	Th	1.18
<i>P. robbairea</i> (Kuntze) Greuter & Burdet	Ann.	SA	Th	2.22
<i>Silene arabica</i> Boiss.	Ann	SA+IT	Th	1.18
Chenopodiaceae				
<i>Agatophora alopecuroides</i> (Delile) Fenzl ex Bunge	Per	SA	Ch	1.18
<i>Anabasis articulata</i> (Forssk.) Moq.	Per	SA+IT	Ch	35.3
<i>A. setifera</i> Moq.	Per	SA+IT	Ch	5.88
<i>Chenopodium murale</i> L.	Ann	Cosm	Th	1.18
<i>Haloxylon salicornicum</i> (Moq.) Bunge ex Boiss.	Per	SA+IT	Ch	17.6
<i>Suaeda</i> sp.	Per	SA	Ch	1.18
Cistaceae				
<i>Helianthemum lippii</i> (L.) Dum.Cours.	Per	SA	Ch	1.18
Cleomaceae				
<i>Cleome amblyocarpa</i> Barratte & Murb.	Ann	SA	Th	11.8
<i>C. droserifolia</i> (Forssk.) Delile	Per	SA+IT	H	2.22
Cucurbitaceae				
<i>Citrullus colocynthis</i> (L.) Schrad.	Per	M+SA+IT	H	22.4
<i>Cucumis prophetarum</i> L.	Per	SA	H	4.71
Dipsacaceae				
<i>Scabiosa palaestina</i> L.	Ann	M+IT	Th	2.35
Ephedraceae				
<i>Ephedra pachyclada</i> Boiss.	Per	IT	Ph	1.18
Euphorbiaceae				
<i>Chrozophora oblongifolia</i> (Delile) Spreng.	Per	SZ	Ch	2.35
<i>Euphorbia retusa</i> Forssk.	Per	SA	H	7.06
Fabaceae				
<i>Astragalus eremophilus</i> Boiss.	Ann	SA	Th	2.35
<i>A. sieberi</i> DC.	Per	SA	Ch	3.53
<i>A. spinosus</i> (Forssk.) Muschl.	Per	SA+IT	Ch	1.18
<i>A. trigonus</i> DC.	Per	SA	Ch	1.18
<i>A. vogelii</i> (Webb) Bornm.	Ann	SA	Th	4.71
<i>Crotalaria aegyptiaca</i> Benth.	Per	SZ	H	1.18
<i>Lotononis platycarpa</i> (Viv.) Pic.Serm.	Per	SA+SZ	Th	7.06
<i>Reiama raietam</i> (Forssk.) Webb & Berthel.	Per	SA+IT	Ph	32.9
<i>Tephrosia purpurea</i> (L.) Pers.	Per	SA	Ch	2.35
<i>Trigonella stellata</i> Forssk.	Ann	M+SA+IT	Th	1.18
Geraniaceae				
<i>Erodium oxyrhynchum</i> M. Bieb.	Per	SA+IT	H	9.41
<i>E. pulverulentum</i> (Boiss.) Batt.	Ann	SA+IT	Th	10.6
<i>Monsonia nivea</i> (Decne.) Webb	Per	SA	H	2.35
Lamiaceae				
<i>Lavandula coronopifolia</i> Poir.	Per	SA	Ch	4.71
<i>Stachys aegyptiaca</i> Pers.	Per	M+SA	H	2.35
Malvaceae				
<i>Malva parviflora</i> L.	Ann	M+ES+IT	Th	1.18
Mimosaceae				
<i>Acacia tortilis</i> (Forssk.) Hayne subsp. <i>tortilis</i>	Per	SA+SZ	Ph	17.6
Nuradaceae				
<i>Neurada procumbens</i> L.	Ann	M+SA+IT	Th	3.53
Orobanchaceae				
<i>Orobanche cernua</i> Loefl.	Per	M+SA+IT	P	3.53
Papaveraceae				
<i>Glaucium corniculatum</i> (L.) Rudolph	Ann	M+IT	Th	2.35
Peganaceae				
<i>Peganum harmala</i> L.	Per	M+ES+IT	H	14.1
Plantaginacea				
<i>Plantago ovata</i> Forssk.	Ann	M+SA+IT	Th	1.18
Poaceae				
<i>Aristida adscensionis</i> L.	Per	Pan	Th	4.71
<i>Bromus catharticus</i> Vahl	Ann	M+ES+IT	Th	1.18
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	Ann	M+ES+IT	Th	1.18
<i>Schismus arabicus</i> Nees	Ann	M+SA+IT	Th	7.06
<i>Stipagrostis plumosa</i> (L.) Munro ex T. Anderson	Per	M+SA+IT	H	3.53

Polygonaceae				
<i>Rumex vesicarius</i> L.	Ann	M+SA+IT	Th	1.18
Resedaceae				
<i>Caylusea hexagyna</i> (Forssk.) M. L. Green	Ann	SA	Th	2.35
<i>Ochradenus baccatus</i> Delile	Per	SA	Ph	21.2
<i>Reseda pruinosa</i> Delile	Ann	SA	Th	41.2
Rubiaceae				
<i>Crucianella ciliata</i> Lam.	Ann	IR	Th	1.18
Scrophulariaceae				
<i>Kickxia acerbiana</i> (Boiss.) Täckh. & Boulos	Per	SA	Ch	4.71
<i>Scrophularia deserti</i> Delile	Per	SA	H	1.18
<i>Verbascum sinaïticum</i> Benth.	Per	M+IT	H	2.35
Solanaceae				
<i>Hyoscyamus boveanus</i> (Dunal) Asch. & Schweinf.	Per	SA	H	5.88
<i>H. pusillus</i> L.	Ann	SA	Th	1.18
<i>Lycium shawii</i> Roem. & schult.	Per	SA	Ph	9.41
Urticaceae				
<i>Forsskaolea tenacissima</i> L.	Per	SA+SZ	H	14.1
Zygophyllaceae				
<i>Fagonia arabica</i> L.	Per	SA	Ch	29.4
<i>F. bruguieri</i> DC.	Per	SA+IT	H	3.53
<i>F. glutinosa</i> Delile	Per	SA	H	4.71
<i>F. mollis</i> Delile	Per	SA	Ch	38.8
<i>F. schimperi</i> Presl	Per	SA	H	1.18
<i>F. thebaica</i> Boiss.	Per	SA	Ch	2.35
<i>Tribulus pentandrus</i> Forssk.	Ann	SA+SZ	Th	2.35
<i>Zygophyllum simplex</i> L.	Ann	SA+SZ	Th	1.18

ber of species (48 species). Chamaephytes ranked second (26.72%), followed by phanerophytes (4.31%), and hemicryptophytes (26.72%). *Orobanche cernua* was the only recorded parasite.

Chorological analysis revealed that 59 species (51% of the total flora) were monoregional native to Saharo-Arabian chorotype. About 42% of the recorded species were biregional and pluriregional extending their distribution all over the Saharo-Arabian, Sudano-Zambezian, Irano-Turanian and Mediterranean regions. Being part of Saharo-Arabian region, the Saharo-Arabian chorotype (bi- and pluri-) constitutes 27% and 12% of the recorded species, respectively. Thus it forms the major component of the floristic composition of this study.

The 3 studied inland wadis shared 37 species or about 31.9% of the total recorded species (116) (Appendix 2). Among the recorded species, *Acacia tortilis*, *Aerva javanica*, *Retama raetam* (trees), *Anabasis articulata*, *Capparis spinosa*, *Ochradenus baccatus*, *Haloxylon salicornicum*, *Heliotropium arbainense*, *Zilla spinosa* and *Seriphidium herba-album* (shrubs), *Blepharis edulis*, *Citrullus colocynthis*, *Cucumis prophetarum*, *Erodium oxyrhynchum* and *Morettia philaeana* (perennial herbs), and *Asphodelus tenuifolius*, *Aristida adscensionis*, *Gypsophila*

capillaris, *Launaea capitata*, *Diploaxis harra* and *Reseda pruinosa* (annuals) can be mentioned. Fifty-seven species showed a degree of consistency to a certain wadi, and distributed as follows: 12 species to Wadi Romana, 30 species to W. El-Akhdar, and 15 species in Wadi Solaf (Appendix 2).

Classification of vegetation

Application of classification using cluster analysis to the floristic data of the inland wadis yielded 5 vegetation groups (Figure 2). Nine species were recorded with variable presence values in all the 5 groups. Apart from *Diploaxis harra*, all the remaining 8 species were among the most common trees and shrubs of the Egyptian deserts such as *Anabasis articulata*, *Artemisia judaica*, *Fagonia arabica*, *Haloxylon salicornicum*, *Retama raetam* and *Zilla spinosa* (Appendix 1).

Three ubiquitous (have a wide ecological range of distribution) were recorded: *Zilla spinosa*, *Reseda pruinosa* and *Fagonia mollis* have the highest presence values (P = 50.6%, 41.2% and 38.8%, respectively). On the other hand *Reseda pruinosa* showed the highest presence estimate among annuals (P = 41.18%). 71 species or about 61% of the total recorded species were perennials, demonstrated a certain degree of constancy.

Appendix 2 – Comparison between the floristic compositions in the 3 studied inland wadis (Figures are the presence percentages of species).

	Wadi Romana	Wadi El-Akhdar	Wadi Solaf
Species present in the 3 wadis			
<i>Acacia tortilis</i> subsp. <i>tortilis</i>	66.67	18.75	23.53
<i>Achillea fragrantissima</i>	16.67	6.25	11.76
<i>Aerva javanica</i>	58.33	18.75	5.88
<i>Aizoon canariense</i>	8.33	12.50	5.88
<i>Anabasis articulata</i>	58.33	87.50	52.94
<i>A. setifera</i>	8.33	6.25	17.65
<i>Aristida adscensionis</i>	16.67	6.25	5.88
<i>Artemisia judaica</i>	25.00	93.75	100
<i>Asphodelus tenuifolius</i>	16.67	18.75	5.88
<i>Blepharis edulis</i>	25.00	12.50	5.88
<i>Capparis spinosa</i>	33.33	6.25	11.76
<i>Citrullus colocynthis</i>	58.33	43.75	29.41
<i>Cleome amblyocarpa</i>	8.33	43.75	11.76
<i>Cucumis prophetarum</i>	16.67	6.25	5.88
<i>Diptotaxis harra</i>	41.67	50.00	52.94
<i>Erodium oxyrhynchum</i>	8.33	37.50	5.88
<i>Fagonia Arabica</i>	75.00	62.50	35.29
<i>F. glutinosa</i>	8.33	6.25	11.76
<i>F. mollis</i>	58.33	81.25	76.47
<i>Forsskaolea tenacissima</i>	50.00	25.00	11.76
<i>Gymnocarpus decander</i>	25.00	12.50	5.88
<i>Gypsophila capillaris</i>	8.33	37.50	11.76
<i>Haloxylon salicornicum</i>	16.67	25.00	52.94
<i>Heliotropium arbainense</i>	33.33	12.50	11.76
<i>Hyoscyamus boveanus</i>	8.33	6.25	17.65
<i>Launaea capitata</i>	8.33	6.25	5.88
<i>Lavandula coronopifolia</i>	16.67	6.25	5.88
<i>Morettia philaeana</i>	33.33	31.25	23.53
<i>Ochradenus baccatus</i>	58.33	25.00	41.18
<i>Peganum harmala</i>	33.33	18.75	29.41
<i>Pulicaria incisa</i>	16.67	18.75	5.88
<i>P. undulata</i>	41.67	25.00	23.53
<i>Reseda pruinosa</i>	83.33	62.50	88.24
<i>Retama raetam</i>	41.67	62.50	76.47
<i>Seriphidium herba-album</i>	8.33	25.00	11.76
<i>Trichodesma africanum</i>	8.33	6.25	11.76
<i>Zilla spinosa</i>	91.67	100	94.12

Species present in 2 wadis			
<i>Astragalus sieberi</i>	8.33	12.50	0
<i>Fagonia bruguieri</i>	16.67	6.25	0
<i>Kickxia acerbiana</i>	25.00	6.25	0
<i>Lotononis platycarpa</i>	25.00	18.75	0
<i>Moricandia sinaica</i>	8.33	6.25	0
<i>Stachys aegyptiaca</i>	8.33	6.25	0
<i>Tephrosia purpurea</i>	8.33	6.25	0
<i>Astragalus vogelii</i>	0	6.25	17.65
<i>Farsetia aegyptia</i>	0	12.50	5.88
<i>Glaucium corniculatum</i>	0	6.25	5.88
<i>Centaurea aegyptiaca</i>	0	12.50	11.76
<i>Erodium pulverulentum</i>	0	31.25	23.53
<i>Euphorbia retusa</i>	0	31.25	5.88
<i>Matthiola Arabica</i>	0	12.50	17.65
<i>Nauplius graveolens</i>	0	25.00	5.88
<i>Orobanche cernua</i>	0	12.50	5.88
<i>Schismus arabicus</i>	0	31.25	5.88
<i>Euphorbia retusa</i>	0	31.30	5.88
<i>Centaurea sinaica</i>	8.33	0	5.88
<i>Chrozophora oblongifolia</i>	8.33	0	5.88
<i>Lycium shawii</i>	58.33	0	5.88
<i>Pergularia tomentosa</i>	58.33	0	5.88
Species present in one wadi			
<i>Cleome droserifolia</i>	16.67	0	0
<i>Fagonia thebaica</i>	16.67	0	0
<i>Caralluma europaea</i>	8.33	0	0
<i>Crotalaria aegyptiaca</i>	8.33	0	0
<i>Echium angustifolium</i>	8.33	0	0
<i>Hyoscyamus pusillus</i>	8.33	0	0
<i>Lolium rigidum</i>	8.33	0	0
<i>Polycarpaea repens</i>	8.33	0	0
<i>Silene arabica</i>	8.33	0	0
<i>Suaeda sp.</i>	8.33	0	0
<i>Volutaria lippii</i>	8.33	0	0
<i>Zygophyllum simplex</i>	8.33	0	0
<i>Eremobium aegyptiacum</i>	0	18.75	0
<i>Filago desertorum</i>	0	18.75	0
<i>Neurada procumbens</i>	0	18.75	0

<i>Stipagrostis plumosa</i>	0	18.75	0
<i>Astragalus eremophilus</i>	0	12.5	0
<i>Monsonia nivea</i>	0	12.5	0
<i>Anthemis melampodina</i>	0	6.25	0
<i>Astragalus trigonus</i>	0	6.25	0
<i>Bromus catharticus</i>	0	6.25	0
<i>Carduncellus eriocephalus</i>	0	6.25	0
<i>Carthamus nitidus</i>	0	6.25	0
<i>Chenopodium murale</i>	0	6.25	0
<i>Crepis micrantha</i>	0	6.25	0
<i>Crucianella ciliata</i>	0	6.25	0
<i>Diplotaxis acris</i>	0	6.25	0
<i>Echinops spinosus</i>	0	6.25	0
<i>Echium rauwolfii</i>	0	6.25	0
<i>Ephedra pachyclada</i>	0	6.25	0
<i>Fagonia schimperii</i>	0	6.25	0
<i>Helianthemum lippii</i>	0	6.25	0
<i>Malva parviflora</i>	0	6.25	0
<i>Moricandia nitens</i>	0	6.25	0
<i>Paracaryum intermedium</i>	0	6.25	0
<i>Paronychia arabica</i>	0	6.25	0
<i>Pimpinella cretica</i>	0	6.25	0
<i>Savignya parviflora</i>	0	6.25	0
<i>Schimpera arabica</i>	0	6.25	0
<i>Senecio flavus</i>	0	6.25	0
<i>Senna italica</i>	0	6.25	0
<i>Trigonella stellata</i>	0	6.25	0
<i>Caylusea hexagyna</i>	0	0	11.76
<i>Matthiola longipetala</i>	0	0	11.76
<i>Tribulus pentandrus</i>	0	0	11.76
<i>Verbascum sinaiticum</i>	0	0	11.76
<i>Agatophora alopecuroides</i>	0	0	5.88
<i>Anchusa hispida</i>	0	0	5.88
<i>Astragalus spinosus</i>	0	0	5.88
<i>Deverra tortuosa</i>	0	0	5.88
<i>Plantago ovata</i>	0	0	5.88
<i>Polycarphaea robbairea</i>	0	0	5.88
<i>Rumex vesicarius</i>	0	0	5.88
<i>Scabiosa palaestina</i>	0	0	5.88
<i>Schouwia purpurea</i>	0	0	5.88

<i>Scrophularia deserti</i>	0	0	5.88
<i>Sisymbrium erysimoides</i>	0	0	5.88

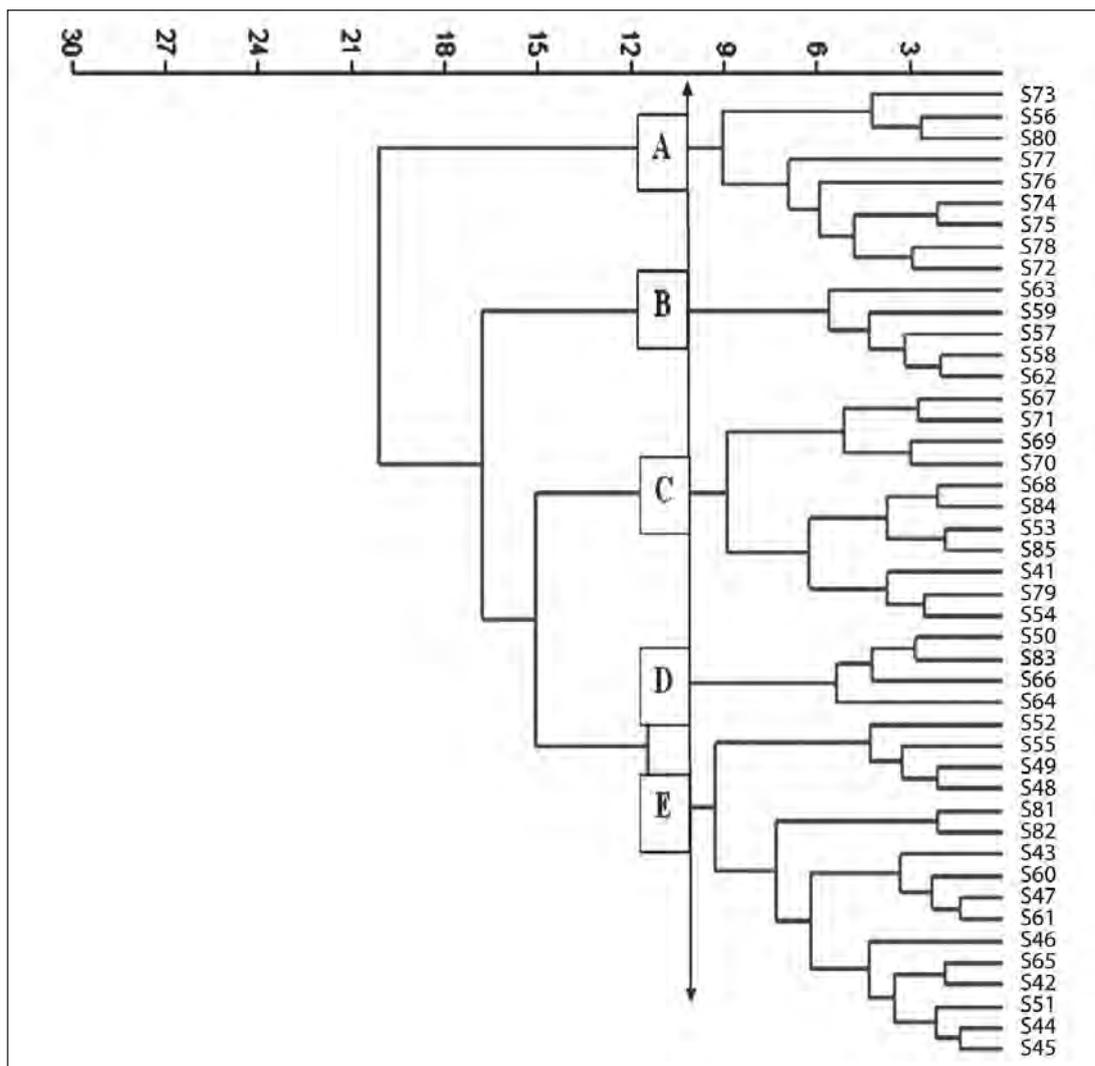


Figure 2 – Dendrogram showing cluster analysis of the studied 45 sample plots of the inland wadis, with the five vegetation groups (A-E).

Table 1 – Mean values, standard deviations (\pm) and ANOVA values of the soil variables in the vegetation groups (A-E) of the inland wadis. EC = Electric conductivity, TSS = Total soluble salts, CS = Coarse sand, FS = Fine sand, SR = Species richness and H = Shannon-Wiener index. * $p < 0.05$. ** $p < 0.01$.

Soil factors	Total Mean	Vegetation groups					P
		A	B	C	D	E	
EC (mScm ⁻¹)	17.9 ± 8.8	19.6 ± 4.3	14.6 ± 4.6	24.1 ± 12.8	14.1 ± 4.6	14.2 ± 7.05	0.034*
TSS (mg l ⁻¹)	3.4 ± 1.7	3.8 ± 0.8	2.8 ± 0.9	4.6 ± 2.4	2.7 ± 0.9	2.7 ± 1.3	0.034*
Gravel	10.8 ± 9.2	9.5 ± 5.7	19.6 ± 10.7	6.0 ± 2.8	17.7 ± 23.3	10.5 ± 5.6	0.033*
CS	8.4 ± 5.3	8.4 ± 5.5	12.692	5.3 ± 2.1	10.9 ± 8.6	8.5 ± 3.6	0.089
FS (%)	36.1 ± 12.6	38.0 ± 12.4	34.0 ± 9.6	30.4 ± 16.1	33.4 ± 12.1	40.3 ± 10.3	0.359
Silt	11.7 ± 5.1	9.7 ± 3.8	10.0 ± 5.7	11.1 ± 5.8	12.4 ± 7.8	13.8 ± 4.3	0.318
Clay	33.0 ± 19.5	34.3 ± 18.0	23.7 ± 22.3	47.2 ± 22.4	25.7 ± 19.6	26.8 ± 12.3	0.05*
Na	0.4 ± 0.7	0.2 ± 0.4	0.4 ± 0.9	0.4 ± 0.6	1.5 ± 1.1	0.3 ± 0.6	0.022*
K	0.02 ± 0.02	0.03 ± 0.02	0.01 ± 0.005	0.03 ± 0.02	0.02 ± 0.02	0.03 ± 0.03	0.82
Ca (mg l ⁻¹)	0.1 ± 0.05	0.1 ± 0.02	0.1 ± 0.03	0.1 ± 0.07	0.1 ± 0.04	0.1 ± 0.03	0.032*
Mg	0.06 ± 0.04	0.05 ± 0.02	0.06 ± 0.01	0.07 ± 0.05	0.05 ± 0.02	0.05 ± 0.03	0.661
Cl	0.6 ± 0.2	0.5 ± 0.1	0.6 ± 0.08	0.7 ± 0.2	0.6 ± 0.03	0.6 ± 0.3	0.373
SO ₄	0.001 ± 0.007	0.001 ± 0.001	0.001 ± 0.0	0.001 ± 0.008	0.001 ± 0.008	0.001 ± 0.005	0.95
SR	11.4 ± 6.5	4.7 ± 5.5	12.7 ± 4.1	10.7 ± 3.3	13.7 ± 2.5	21.2 ± 4.4	0.001**
H	2.2 ± 0.89	1.07 ± 0.98	2.5 ± 0.3	2.3 ± 0.3	2.6 ± 0.2	3.0 ± 0.2	0.001**

Significant differences in the examined soil variables within the separated vegetation groups were demonstrated in Table 1. Electric conductivity, total soluble salts, gravel, clay, sodium and calcium showed clear significant differences between groups at $p < 0.05$.

Group (A): *Zilla spinosa* group

It is the most diversified (70 species) among the separated vegetation groups with the lowest average species richness of 4.7 ± 5.5 species per sample plot and Shannon-Wiener diversity index of 1.07 ± 0.98 (Table 1). Stands of this group were found on soil rich in its electric conductivity, total soluble salts, fine sand, clay, Na, and Mg, and lowest silt and chloride contents. Thirty-four sporadic species were included, amongst others, *Caralluma europaea*, *Crotalaria aegyptiaca*, *Gymnocarpos decander*, *Moricandia sinaica*, *Schimpera arabica* and *Volutaria lippii* (Appendix 1). The co-dominant associated species included *Acacia tortilis*, *Aerva javanica*, *Fagonia arabica*, *Reseda pruinosa* and *Forsskaolea tenacissima*. Eighteen species showed a certain degree of fidelity to this group, amongst others, *Fagonia thebaica*, *Crotalaria aegyptiaca*, *Caralluma europaea*, *Hyoscyamus pusillus*, *Paracaryum intermedium*, *Senecio flavus* and *Zygophyllum simplex*.

Group (B): *Artemisia judaica-Zilla spinosa* group

This group was the least diversified (39 species) among the recognized groups with average species richness of 12.7 ± 4.1 species per sample plot and Shannon-Wiener diversity index of 2.5 ± 0.3 . It found on soil with the highest levels of gravel, coarse sand and Na, and lowest levels of potassium (Table 1). Sporadic species included 24 species, of which, *Anabasis setifera*, *Crucianella ciliata*, *Haloxylon salicornicum*, *Morettia philaeana*, *Orobancha cernua*, *Pimpinella cretica* and *Retama raetam* (Appendix 1) can be enumerated. The co-dominant associated species ($P = 80-60\%$) were *Anabasis articulata*, *Diploaxis harra*, *Euphorbia retusa*, *Seriphidium herba-album*, *Erodium oxyrhynchum*, *Fagonia mollis* and *Nauplius graveolens*. Among the consistent species to this group, *Anchusa hispida*, *Astragalus trigonus*, *Ephedra pachyclada*, *Paronychia Arabica* and *Trigonella stellata* can be mentioned.

Group (C): *Artemisia judaica* group

This group comprised 56 species recorded from 7 stands, with an average species richness of 10.7 ± 3.3 species per sample plot and Shannon-wiener diversity index of 2.3 ± 0.3 (Table 1). The stands of this group characterized by soil with the highest electric conductivity, total soluble salts, clay, Na and Mg, and the lowest contents of coarse and fine sand. Twenty-nine sporadic species were recorded, and included amongst others, *Achillea fragrantissima*, *Astragalus spinosus*, *Carduncellus eriocephalus*, *Filago desertorum*, *Lycium shawii*, *Lavandula coronopifolia*, *Savignya parviflora* and *Verbascum sinaiticum* (Appendix 1). Among the co-dominant associated species ($P = 81.8-72.7\%$) *Fagonia glutinosa*, *Reseda pruinosa*, *Zilla spinosa*, *Anabasis articulata*, *Citrullus colocynthis* and *Retama raetam* were included. Eleven species were consistent to this group; the most important were *Fagonia glutinosa*, *Astragalus spinosus*, *Malva parviflora*, *Polycarpaea robbairea*, *Rumex vesicarius* and *Scabiosa palaestina*.

Group (D): *Anabasis articulata-Artemisia judaica-Fagonia mollis* group

The 46 species in this group were recorded from 4 stands, with average species richness of 13.7 ± 2.5 species per sample plot and Shannon diversity index of 2.6 ± 0.2 . The low number of studied stands in this group was due to rugged topography and limited accessibility. The stands of this group were found on soil with high content of coarse sand and silt, and lowest contents of electric conductivity, total soluble salts and sodium (Table 1). Thirty sporadic species were recorded that included amongst others, *Acacia tortilis*, *Agatophora alopecuroides*, *Centaurea sinaica*, *Chenopodium murale*, *Gypsophila capillaries*, *Lolium rigidum*, *Lotononis platycarpa* and *Schismus arabicus* (Appendix 1). The co-dominant associated species ($P = > 75\%$) included *Zilla spinosa*, *Citrullus colocynthis*, *Diploaxis harra*, *Erodium pulverulentum* and *Gymnocarpos decander*. Twelve species showed a certain degree of consistency to this group, and included *Stachys aegyptiaca*, *Agatophora alopecuroides*, *Bromus catharticus*, *Crepis micrantha*, *Plantago ovata*, *Scrophularia deserti* and *Senna italica*.

Group (E): *Fagonia mollis-Zilla spinosa* group

The group size (15 stands) was the largest among the separated vegetation groups. Forty-three species was recorded, with average species richness of 21.2 ± 4.4 species per sample plot and Shannon-Wiener diversity index of 3.0 ± 0.2 (Table 1). The stands of this group were found on soil with the highest content of fine sand and silt, and low contents of total soluble salts, gravel and coarse sand. Sporadic species included 17 species, of which *Aizoon canariense*, *Asphodelus tenuifolius*, *Capparis spinosa*, *Deverra tortuosa*, *Helianthemum lippii*, *Pergularia tomentosa*, *Schouwia purpurea* and *Varbascum sinaiticum* were included (Appendix 1). The important co-dominant associated species were *Artemisia judaica*, *Reseda pruinosa* and *Retama raetam*. Consistent species to this group were, amongst others, *Matthiola longipetala*, *Tribulus pentandrus* and *Silene arabica*.

Ordination of sampling plots

Application of Principal Component Analysis (PCA) resulted in the segregation of the 5 vegetation groups that were obtained from classi-

fication, with most of their sampling plots within, along the first two axes (eigenvalues 0.131 and 0.073 for axis 1 and 2, respectively) (Figure 3). The first 2 axes explained 20.4% of the total variation in species data, which may be attributed to the many zero in the vegetation data matrix. Plots of group (A) were separated along the positive end of the PCA axis 1, while those of groups (B) and (E) were separated along its negative end. On the other hand, plots of groups (C) and (D) demonstrated an intermediate position between both ends of PCA axis 1.

Soil-vegetation relationships

The relationship between the vegetation and soil variables was studied using Canonical Correspondence Analysis (CCA). Figure 4 showed the CCA ordination biplot with vegetation. Groups (A-E), and the examined soil variables. It can be noted that sampling plots of groups (A) and (E) were highly correlated with fine sand. On the other hand, plots of group (B) were highly associated with gravel and coarse sand. Similar comments can be added to plots of group (C) that related to electric conductivity, total soluble salts and clay.

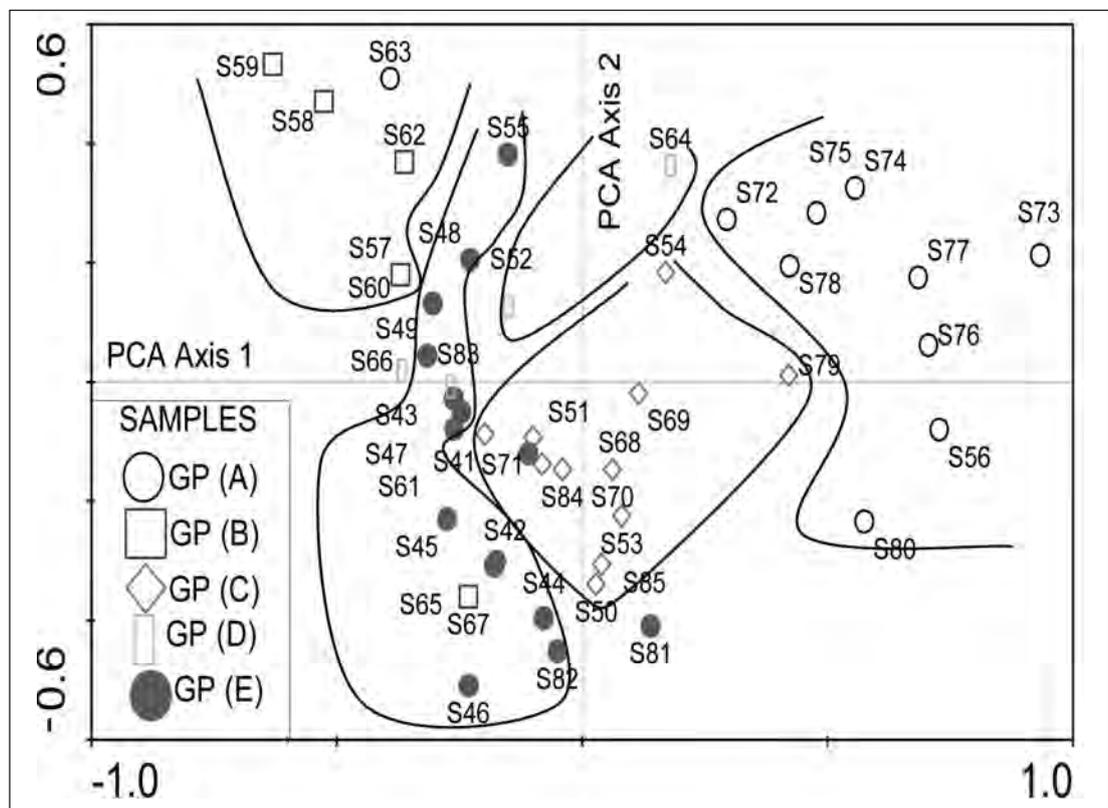


Figure 3 – PCA diagram showing the distribution of the 45 sample plots of the inland wadis within their vegetation groups.

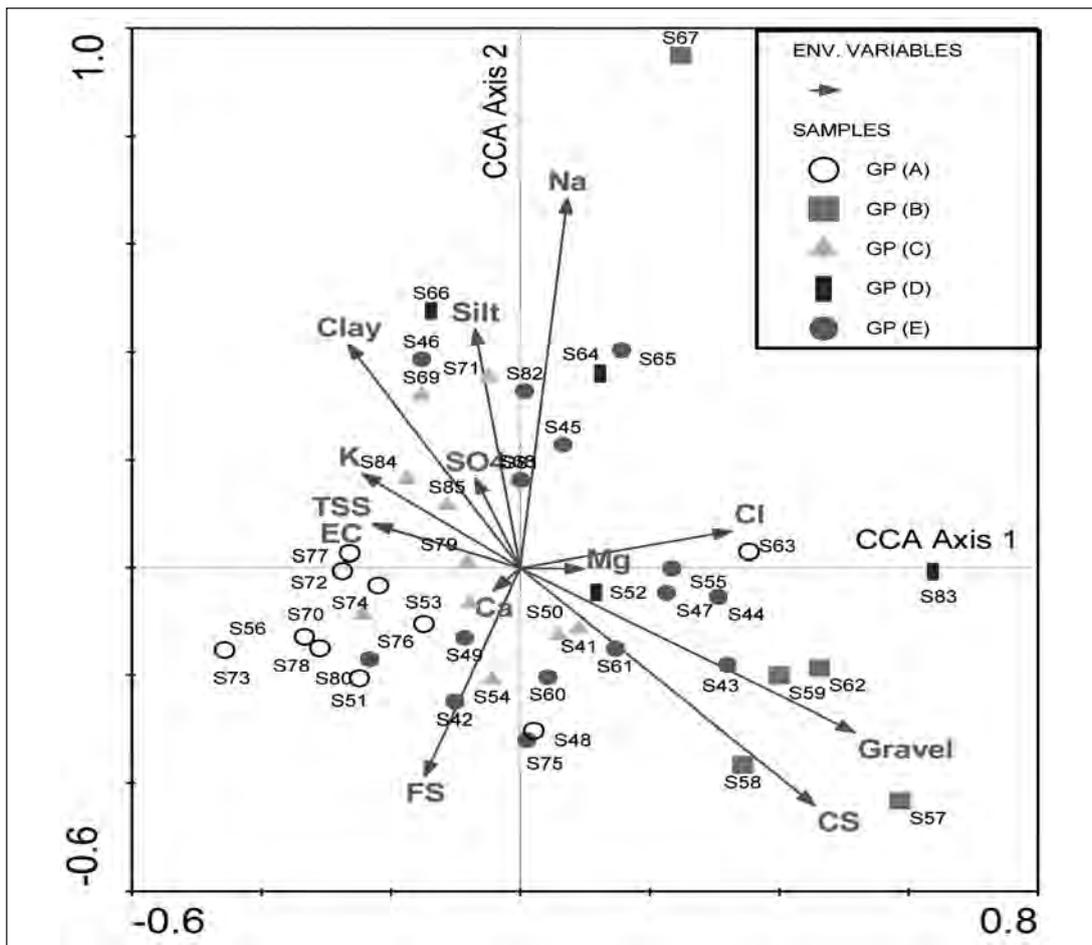


Figure 4 – Canonical correspondence analysis (CCA) biplot of axes 1 and 2 showing the distribution of the 45 sample plots of the inland wadis, together with their vegetation groups and soil variables.

Table 2 – The results of ordination for the three CCA axes, intraset correlation of the soil variables, together with eigenvalues and species-environment correlation in the inland wadis. For abbreviations and units, see Table 1.

The successive decrease of eigenvalues of the three CCA axes were 0.292, 0.274 and 0.204 for axes 1, 2 and 3, respectively (Table 2) suggesting a well-structured data set. The species-environment correlations were higher for the first three axes, explaining 68.4% of the cumulative variance. These results suggested an association between vegetation and the measured soil parameters presented in the biplot. CCA axis 1 was highly positively correlated with gravel and highly negatively correlated with clay. So this axis can be interpreted as gravel-clay gradient. CCA axis 2 was highly positively correlated with sodium and highly negatively with coarse sand. Thus, this axis can be interpreted as sodium-coarse sand gradient. A test for significance with an unrestricted Monte Carlo permutation test (499 permutation) for the eigenvalue of axis 1 found to be highly significant ($P = 0.008$), indicating that the observed patterns did not arise by chance.

Axes	Ax1	Ax2	Ax3
Eigenvalues	0.307	0.284	0.221
Species– environment correlations	0.899	0.938	0.945
EC	-0.20	0.07	0.01
TSS	-0.20	0.08	0.01
Gravel	0.46	-0.29	-0.14
CS	0.41	-0.41	-0.18
FS	-0.13	-0.36	0.19
Silt	-0.06	0.41	0.35
Clay	-0.24	0.39	-0.10
Na	0.06	0.64	-0.03
K	-0.22	0.16	-0.18
Ca	-0.04	-0.04	-0.30
Mg	0.09	-0.001	-0.06
Cl	0.29	0.06	0.27
SO ₄	-0.06	0.15	0.27

Diversity versus soil factors

The effects of environmental variables on species richness and Shannon’s diversity index (Table 3) indicated that species richness was significantly negatively correlated with chlorides, while the Shannon’s diversity index showed significant negative correlation with chlorides and positively correlated with calcium.

Discussion

In large spatial scale, the desert vegetation in arid zones is relatively homogeneous but in small spatial scale is heterogeneous. Therefore, the studies of vegetation-soil relationships in these areas were usually conducted in

small spatial scale (Beyer *et al.* 1998; Rietkerk *et al.* 2002; Zu *et al.* 2006). Consequently, the vegetation patterns are mainly affected by environmental factors more than in humid areas (Böer & Sargeant 1998; Fossati *et al.* 1999; Kadmon & Danin 1999). The vegetation in the study area is restricted to wadis, runnels and/or depressions where runoff water collects and provides sufficient moisture for plant growth (Monod 1954; Zohary 1962; Walter 1963). The vegetation is characterized by sparseness of plant cover (does not exceed 5% on the average; Kassas 1966), a limited number of plant species (mean species richness 11.4 ± 6.5 on the average in studied sampling plots), and scarceness of trees (less than 5% of the recorded species). The vegetation structure is relatively simple, in which the species have to withstand the harsh environmental conditions. This is not only reflected by the preponderance of annuals, but also by the presence of several highly adapted, drought-resistant species (Abdel-Razik *et al.* 1984). Mono-dominant plots in the study area are not as common as those dominated by more than one species. Monotypic plots dominated by *Artemisia judaica* are extensively recorded in wadi El-Sheikh of South Sinai and its affluents (El-Ghareeb & Shabana 1990).

The importance of the study area from a phytogeographical point of view may be due to its position on the Sinai Peninsula, which is located in the intersection of the four phytogeographical regions: Mediterranean, Irano-Turanian, Sudano-Zambezian and the Saharo-Arabian region. This may reflect the relatively rich floristic diversity of the Sinai Peninsula. Chorological analysis of the floristic data revealed that the Saharo-Arabian chorotype forms the major component of the floristic structure where it was represented by more than 50% in the inland wadis. This is in accordance with the results obtained by Danin & Plitman (1987) on the phytogeographical analysis of the flora of Israel and Sinai. The presence of the monoregional Saharo-Arabian chorotype in a higher percentage than the inter-regional chorotypes (bi- and pluriregionals) is not in accordance with Zohary (1973). The Saharo-Arabian chorotype decreased northward and replaced by Mediterranean and Irano-Turanian chorotype (Hegazy & Amer 2001). This may be attributed to the fact that plants of the Saharo-Arabian species are good indicators for desert environmental conditions, while Mediter-

Table 3 – Correlation coefficients between soil factors and diversity indices of inland wadis.

* $p < 0.05$. For abbreviations and units, see Table 1.

Soil factors	Diversity index	
	Species richness (SR)	Shannon-Wiener (H')
EC	0.079	0.116
TSS	0.079	0.116
Gravel	-0.099	-0.059
CS	-0.102	-0.070
FS	0.025	-0.002
Silt	0.040	0.005
Clay	0.048	0.046
Na	0.091	0.074
K	-0.136	-0.159
Ca	0.215	0.247*
Mg	-0.143	-0.129
Cl	-0.287*	-0.314*
SO ₄	0.087	0.065

ranean species stand for more mesic environment. The absence of the endemic species in this study is remarkable. Wickens (1977) and Boulos (1997) mentioned that the Saharo-Arabian region is characterized by the presence of few endemic species and genera, and absence of endemic families. Most of the endemic species in Sinai is confined to the mountain region (El Hadidi 1969).

Spatial distribution of plant species and communities over a small geographic area in desert ecosystems is related mainly related to topography and landform pattern (Kassas & Batanouny 1984). In this context, the variations in local topography, edaphic factors and microclimatic conditions lead to the diversity of the plant communities in the study area. Classification of the vegetation resulted in 5 vegetation groups: (A) *Zilla spinosa*, (B) *Artemisia judaica-Zilla spinosa*, (C) *Artemisia judaica*, (D) *Anabasis articulata-Artemisia judaica-Fagonia mollis*, and (E) *Fagonia mollis-Zilla spinosa*. Most of the identified vegetation groups have similar vegetation units with that recorded in some wadis of the Eastern Desert (Abd El-Ghani 1998; Fossati *et al.* 1999; Salama *et al.* 2012, 2013), Western Desert (Bornkamm & Kehl 1990; Abd El Ghani 2000), along the eastern (El-Demerdash *et al.* 1990) and western Mediterranean region (Kamal & El-Kady 1993; Salama *et al.* 2005), in south Sinai region (El-Ghareeb & Shabana 1990; Moustafa & Zaghoul 1996; El Kady *et al.* 1998) and in northwestern Negev, Israel (Tielbörger 1997). However, the floristic composition in the studied wadis showed significant differences when compared to other wadis in the region. It is of interest to note that, most of the species structure of the identified vegetation groups have very much in common with that recorded in some wadi vegetation of the neighboring countries, especially to the east of Sinai Peninsula (e.g. Danin 1992 in Israel; Jenny *et al.* 1990 in Jordan). But, none of them has some floristic relations to those in Saudi Arabia (e.g. Abdel Khalik *et al.* 2013; Alatar *et al.* 2012). Moreover, the plant communities recorded in the present study are completely different to those of wadis in the neighbouring countries west of Sinai Peninsula such as in Al-Jabal Al-Akhadr area of Libya (Al-Sodany *et al.* 2003), in Wadi Al-Hayat of Libya (El-Bana & Al-Mathnani 2009), in Tamanrasset region of Algeria (Boucheneb & Benhouhou 2012). This may be attributed to the land forms, geomorphol-

ogy and water availability in the wadis of the two areas. The wadis in the west of Sinai Peninsula (as in Al-Jabal Al-Akhadr of Libya) are characterized by their rocky substratum with crevices and developed prominent valleys, while the wadis to the east of the study area is generally covered by sand (Brooks 2006).

In Sinai, several studies have provided qualitative assessments of the distribution of plant species and associations in relation to physiographic factors in different areas of the peninsula (e.g. Danin 1983; Batanouny 1985). The more objective (quantitative) approaches (Ter Braak 1987) included some studies, e.g. El-Ghareeb & Shabana (1990), Dargie & El-Demerdash (1991), Moustafa & Zaghoul (1996), Abd El-Ghani (1998), Abd El-Ghani & Amer (2003) and Abd El-Ghani & El Sawaf (2005). In this study, soil-vegetation relationships the inland wadis revealed that gravel, coarse sand, fine sand, silt, clay, sodium were the most important soil factors along the first 2 axes of Canonical Correspondence Analysis (CCA). This is in accordance with other relevant works in wadis of the arid and semi-arid regions. For example, in Wadi Al-Jufair of Najd region in Saudi Arabia, (Alatar *et al.* 2013) indicated a significant variation in soil texture, moisture, organic matter, pH, EC, and minerals that affect the distribution of the vegetation, whereas Abdel Khalik *et al.* (2013) demonstrated significant variations in pH, electrical conductivity, soil mineral contents among plant communities of Wadi Al-Noman of Makkah in Saudi Arabia. In addition, El-Bana & Abdul-Salam (2009) pointed out that soil salinity, moisture content, organic matter, altitude and soil sediments were the key factors that control the distribution of vegetation in Wadi Al-Hayat of Libya. Such conclusion was reached by Jenny *et al.* (1990) in Wadi Araba of Jordan where they found that water regime, soil salinity and surface deposits were the crucial soil parameters determined the vegetation structure.

According to Helmy *et al.* (1996) who studied the distribution behavior of seven common shrubs and trees growing in southern Sinai (viz. *Retama raetam*, *Acacia tortilis*, *Moringa peregrina*, *Nitraria retusa*, *Crategus sinaica*, *Salvadora persica*, and *Lycium shawii*) in relation to physical environmental factors. They also concluded that altitude, nature of soil surface, soil texture and salinity are the most important factors controlling

the distribution of woody plant communities in southern Sinai. In the same direction, Mashaly (2006) pointed out that moisture content, sand fraction, sodium cations, electric conductivity, and chloride contents were the most important soil factors controlling the distribution of halophytic species in South Sinai. While the contents of calcium carbonate, magnesium and calcium cations, total nitrogen, silt and clay fractions and pH were the most effective soil factors affecting the distribution of xerophytic species. These findings are also in agreement with the results obtained from this study.

Acknowledgements

The authors are very grateful to anonymous reviewers for their suggestions and comments that helped to improve the first version of this article.

References

- Abd El-Ghani M.M., 1998. Environmental correlates of species distribution in arid desert ecosystems of eastern Egypt. *J. Arid Environ.* 38: 297-313.
- Abd El-Ghani M.M., 2000. Floristics and environmental relations in two extreme desert zones of western Egypt. *Global Ecol. Biogeogr.* 9: 499-516.
- Abd El-Ghani M.M. & Amer W.M., 2003. Soil-vegetation relationship in a coastal desert plain of southern Sinai, Egypt. *J. Arid Environ.* 55: 607-628.
- Abd El-Ghani M.M. & El-Sawaf N., 2005. The coastal roadside vegetation and environmental gradients in the arid lands of Egypt. *Comm. Ecol.* 6 (2): 143-154.
- Abd El-Wahab R.H., 1995. *Reproduction ecology of wild trees and shrubs in Southern Sinai, Egypt*. M. Sc. Thesis, Botany Department, Faculty of Science, Suez Canal University, Ismailia, Egypt.
- Abd El-Wahab R.H., Zaghloul M.S. & Moustafa A.A., 2006. Vegetation and environment of Geble Serbel, South Sinai, Egypt. *Cathrina* 1(2): 9-20.
- Abd Rabou A.F.N., Yassin M.M., Al-Agha M.R., Madi M.I., Al-Wali M.M., Ali A.K.S. & Hamad D.M., 2008. Notes on some common flora and its uses in Wadi Gaza, Gaza Strip. *The Islamic Univ. J. (Ser. Nat. Stud. Eng.)* 16 (1): 31-63.
- Abdel Khalik K., El-Sheikh M. & El-Aidarous A., 2013. Floristic diversity and vegetation analysis of Wadi Al-Noman, Mecca, Saudi Arabia. *Turk. J. Bot.* 37: 894-907.
- Abdel-Razik M., Abdel-Aziz M. & Ayyad M., 1984. Environmental gradients and species distribution in atransect at Omayed (Egypt). *J. Arid Environ.* 7: 337-352.
- Alatar A., El-Sheikh M.A. & Thomas J., 2012. Vegetation analysis of Wadi Al-Jufair, a hyper-arid region in Najd, Saudi Arabia. *Saudi J. Biol. Sci.* 19: 357-368.
- Al-Sodany Y.M., Shehata M.N. & Shaltout K.H., 2003. Vegetation along an elevation gradient of El-Jabal Al-Akhdar, Libya. *Ecol. Medit.* 29: 35-47.
- Batanouny K.H., 1985. Botanical exploration of Sinai. *Qatar Univ. Sci. Bull.* 5: 187-211.
- Beyer L., Tielbörger K., Blume H.-P., Pfisterer U., Pingpank K. & Podlech D., 1998. Geocological soil features and the vegetation pattern in an arid dune area in the Northern Negev, Israel. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 161(4): 347-356.
- Böer B. & Sargeant D., 1998. Desert perennials as plant and soil indicators in Eastern Arabia. *Plant Soil* 199: 261-266.
- Bornkamm R. & Kehl H., 1990. The plant communities of the western desert of Egypt. *Phytocoenologia* 19: 149-231.
- Boucheneb N. & Benhouhou S.S., 2012. Plant communities in the Tamanrasset region, Ahaggar, Algeria. *Ecol. Medit.* 38 (2): 67-80.
- Boulos L., 1995. *Flora of Egypt. Checklist*. Al Hadara Publishing, Cairo, 283 p.
- Boulos L., 1997. Endemic flora of the Middle East and North Africa. In: Barakat H.N., Hegazy A.K. (eds), *Reviews in Ecology: Desert conservation and development*. Metropole, Cairo: 229-245.
- Boulos L., 1999. *Flora of Egypt. Vol. 1. Azollaceae-Oxalidaceae*. Al Hadara Publishing, Cairo, 417 p.
- Boulos L., 2000. *Flora of Egypt. Vol. 2. Geraniaceae-Boraginaceae*. Al Hadara Publishing, Cairo, 352 p.
- Boulos L., 2002. *Flora of Egypt. Vol. 3. Verbenaceae-Compositae*. Al Hadara Publishing, Cairo, 372 p.
- Boulos L., 2008. Flora and Vegetation of the Deserts of Egypt. *Fl. Medit.* 18: 341-359.
- Brooks N., 2006. Cultural responses to aridity in the Middle Holocene and increased social complexity. *Quart. Inter.* 151: 29-49.
- Cope T.A. & Hosni H.A., 1991. *A Key to Egyptian Grasses*. Royal Botanic Gardens, Kew, London, 75 p.
- Danin A., 1983. *Desert vegetation of Israel and Sinai*. Cana Publishing House, Jerusalem, 148 p.
- Danin A., 1986. Flora and vegetation of Sinai. *Proc. Royal Soc. Edinb.* 89B: 159-168.
- Danin A., 1992. Flora and vegetation of Israel and adjacent areas. *Bocconea* 3: 18-42.
- Danin A. & Plitman U., 1987. Revision of the plant geographical territories of Israel and Sinai. *Plant Syst. Evol.* 156: 43-53.
- Dargie T.C.D. & El-Demerdash M.A., 1991. A quantitative study of vegetation-environment relationships in two Egyptian deserts. *J. Veg. Sci.* 2: 3-10.
- El-Bana M.I. & Al-Mathnani A., 2009. Vegetation-soil relationships in the Wadi Al-Hayat Area of the Libyan Sahara. *Aust. J. Basic & Appl. Sci.* 3(2): 740-747.
- El-Demerdash M.A., Zahran M.A. & Serag M.S., 1990. On the ecology of the deltaic Mediterranean coastal land, Egypt. III. The habitat of salt marshes of Damietta-Port Said coastal region. *Arab Gulf J. Sci. Res.* 8(3): 103-119.
- El-Ghareeb R. & Shabana M.A., 1990. Vegetation-environmental relationships in the bed of Wadi El-Sheikh of Southern Sinai. *Vegetatio* 90: 145-157.
- El Hadidi M.N., 1969. Observation on the flora of Sinai mountain region. *Bull. Soc. Géogr. d'Égypte* 40: 123-155.

- El Hadidi M.N. & Fayed A.A., 1978. Studies on the genus *Euphorbia* L. in Egypt. II. Systematic treatment. *Täckholmia* 9: 9-57.
- El-Kady H., Heneidy S. & El-Demerdash M., 1998. Vegetation analysis of the northern Aqaba Gulf coastal land of Egypt. *J. Union Arab Biol.* 6(B): 319-328.
- Evenari M., Shanan L. & Tadmor N., 1971. *The Negev: The challenge of a desert*. Harvard University Press, Cambridge, Mass., 345 p.
- Fossati J., Pautou G. & Peltier J., 1999. Water as resource and disturbance for wadi vegetation in a hyperarid area (Wadi Sannur, Eastern Desert, Egypt). *J. Arid Environ.* 43: 63-77.
- Hassib M., 1951. Distribution of plant communities in Egypt. *Bull. Fac. Sci. Fouad I Univ.* 29: 59-261.
- Hazen A., 1989. On determination of chloride in water. *Am. J. Chem.* 2: 409-425.
- Hegazy A.K. & Amer W.M., 2001. Altitudinal and latitudinal diversity of the flora on the eastern and western sides of the Red Sea. 3rd IUPAC International Conference on Biodiversity, 3-8 November. Antalya, Turkey.
- Helmy M.A., Moustafa A.A., Abd El-Wahab R.H. & Batanouny K.H., 1996. Distribution behavior of seven common shrubs and trees growing in South Sinai, Egypt. *Egypt J. Bot.* 36(1): 53-70.
- Hill M.O. & Gauch H.G., 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Jackson M.L., 1967. *Soil chemical analysis-Advanced course*. Washington Dept. of Soil Sciences, USA, 498 p.
- Jenny M., Smettan U. & Facklam-Moniak M., 1990. Soil-vegetation relationship at several arid microsites in the Wadi Araba (Jordan). *Vegetatio* 89: 149-164.
- Kadmon R. & Danin A., 1999. Distribution of plant species in relation to spatial variation in rainfall. *J. Veg. Sci.* 10: 421-432.
- Kamal S.A. & El-Kady H.F., 1993. Vegetation analysis of some wadis in the Egyptian Mediterranean desert. *Feddes Reper.* 104(7-8): 537-545.
- Kamh R.N., El-Kadi M.A., El-Kadi A.H. & Dahdoh M.S.A., 1989. Evaluation of Mn forms in selected soils of Sinai. *Desert Inst. Bull. Arab Rep. Egypt* 39(1):183-197.
- Kassas M., 1966. Plant life in deserts. In: Hills E.S. (ed.), *Arid Lands*. Mathuen/Paris, London: 145-180.
- Kassas M. & Batanouny K.H., 1984. Plant Ecology. In: Cloudsley-Thompson J. J. (ed.), *Sahara Desert*. Pergamon Press, Oxford: 77-90.
- Kassas M. & El-Abyad M.S., 1962. On the phytosociology of the desert vegetation of Egypt. *Ann. Arid Zone* 1: 54-83.
- Kassas M. & Girgis W.A., 1964. Habitat and plant communities in the Egyptian desert. V: The limestone plateau. *J. Ecol.* 52: 107-119.
- Kassas M. & Girgis W.A., 1970. Plant life in the Nubian Desert east of the Nile, Egypt. *Extr. Bull. Inst. d'Égypte* TLI: 47-71.
- Kassas M. & Imam M., 1954. Habitat and plant communities in the Egyptian desert. III. The wadi bed ecosystem. *J. Ecol.* 42: 424-441.
- Kassas M. & Zahran M.A., 1965. Studies on the ecology of the Red Sea coastal land. II. The district from El-Galala El-Qibliya to Hurghada. *Bull. Soc. Géogr. d'Égypte* 38: 155-173.
- Kassem M., 1981. *Hydrogeologic studies in wadi Feiran, Southwestern Sinai*. M. Sc. Thesis, Geology Department, Suez Canal University, Ismailia, Egypt.
- Kolthoff I.M. & Stenger V.A., 1974. *Volumetric Analysis*. 2nd Ed. Outfy Interscience Publishers, New York: 242-245.
- Kovach W.L., 1999. *MVSP-A Multivariate Statistical Package for Windows, version 3.1*. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K., 137 p.
- Mashaly I.A., 2006. Quantitative phytosociological study of some halophytes and xerophytes in Egypt. *Cathrina* 1(2): 43-52.
- Monod Th., 1954. Mode contracte et diffus de la vegetation Saharienne. In: Cloudsley-Thompson J.L. (ed.), *Biology of Desert*. Institute of Biology, London: 35-44.
- Mousa M.T., 2011. Ecology and Flora of Wadi Al Jimi, Eastern Abu Dhabi Emirate, United Arab Emirates. *KSU J. Nat. Sci.* 14(2): 28-34.
- Moustafa A.A., 1990. *Environmental gradients and species distribution on Sinai Mountains*. Ph.D. Thesis, Botan Department. Faculty of Sciences, Suez Canal University, Egypt.
- Moustafa A.A. & Klopatek J.M., 1995. Vegetation and landforms of the Saint Catherine area, Southern Sinai, Egypt. *J. Arid Environ.* 30: 385-395.
- Moustafa A.A. & Zaghoul M.S., 1996. Environment and vegetation in the montane Saint Catherine area, South Sinai, Egypt. *J. Arid Environ.* 34: 331-349.
- Moustafa A.A., Abd El-Wahab R.H. & Zaghoul M.S., 1999. *Conservation and sustainable use of medicinal plants in arid and semi-arid ecosystems of Egypt (Saint Catherine, Sinai)*. Egyptian Environmental Affairs Agency, Cairo, 134 p.
- Orlóci L., 1978. *Multivariate Analysis in Vegetation Research*. Junk, Den Haag, The Netherlands, 451 p.
- Pielou E.C., 1975. *Ecological Diversity*. Wiley, Interscience, New York, 165 p.
- Ramadan A.A., 1988. *Ecological studies in Wadi Feiran, Its Tributaries and The Adjacent Mountains*. Ph.D. Thesis, Botany Department, Faculty of Science, Suez Canal University, Ismailia, Egypt.
- Raunkiaer C., 1937. *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Clarendon Press, Oxford, 632 p.
- Rietkerk M., Ouedraogo T., Kumar L., Sanou S., van Langevelde F., Kiema A., van de Koppel J., van Andel J., Hearne J., Skidmore A., de Ridder N., Stroosnijder L. & Prins H., 2002. Fine scale spatial distribution of plant and resources on a sandy soil in the Sahel. *Plant Soil* 239: 69-77.
- Said R., 1990. Geomorphology. In: Said R. (ed.), *Geology of Egypt*, A.A. Balkema: 9-26.
- Salama F.M., Abd El-Ghani M.M., El-Naggar S.M. & Baayo Kh., 2005. Vegetation structure and environmental gradients in the Sallum area, west Mediterranean, Egypt. *Ecol. Medit.* 31 (1): 15-32.
- Salama F.M., Ahmed M.K., El-Tayeh N.A. & Hammad S.A., 2012. Vegetation analysis, phenological patterns and chorological affinities in Wadi Qena, Eastern Desert, Egypt. *Afr. J. Ecol.* 50(2): 193-204.
- Salama F.M., Abd El-Ghani M.M. & El-Tayeh N.A., 2013. Vegetation and soil relationships in the inland wadi ecosystem of central Eastern Desert, Egypt. *Turk. J. Bot.* 37: 489-498.
- Shmida A. & Burgess T.L., 1988. Plant growth-form strategies and vegetation types in arid environments. In: Werger M.J.A. et al. (eds), *Plant form and vege-*

- tation structure*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands: 211-242.
- Sokal R.R. & Rohlf F.J., 1981. *Biometry*. W.A. Freeman, San Francisco, 859 p.
- Soltanpour P.N., 1985. Use of ammonium bicarbonate-DTPA soil test to evaluate elemental availability and toxicity. *Comm. Soil Sci. P. I Anal.* 16: 323-338.
- SPSS, 1999. *SPSS Interactive Graphics 10.0, A Comprehensive System for Analyzing Data*. SPSS Incorporation, Chicago.
- Täckholm V., 1974. *Students Flora of Egypt*. (2nd Ed.), Cairo University (Publ.) and Cooperative Printing Company, Beirut, 888 p.
- Ter Braak C.J.F., 1987. *CANOCO – A FORTRAN program or canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis, Version 2.1*. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, 95 p.
- Ter Braak C.J.F., 1994. Canonical community ordination Part I: basic theory and linear methods. *Ecoscience* 1: 127-140.
- Ter Braak C.J.F. & Smilauer O., 2003. *CANOCO for Windows, version 4.52*. Biometrics, Plant Research International, Wageningen.
- Tielbörger K., 1997. The vegetation of linear desert dunes in the north-western Negev, Israel. *Flora* 192: 261-278.
- Upadhyay R.M. & Sharma N.L., 2002. *Manual of Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis*. New Delhi, Kalyani Publishers.
- Walter H., 1963. Water supply of desert plants. In: Rutter A.J. & Whitehead E.H. (eds), *The Water Relations of Plants*, Blackwell, London: 199-205.
- Ward D., Feldman K. & Avni Y., 2001. The effects of loess erosion on soil nutrients, plant diversity and plant quality in Negev desert wadis. *J. Arid. Environ.* 48 (4): 461-473.
- Watanabe F.S. & Olsen S.R., 1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and NaHCO₃ extracts from soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 29: 677-678.
- White F., 1993. The AETFAT chorological classification of Africa: history, methods and applications. *Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.* 62: 225-281.
- Wickens G.E., 1976. The flora of Jebel Marra (Sudan Republic) and its geographical affinities. *Kew Bull. Add. Ser.* 5: 5-368.
- Wickens G.E., 1977. Some of the phytogeographical problems associated with Egypt. *Publ. Cairo Univ. Herb.* 7-8: 223-230.
- Xu L., Liua H., Chuc X. & Sua K., 2006. Desert vegetation patterns at the northern foot of Tianshan Mountains: The role of soil conditions. *Flora* 201: 44-50.
- Zahran M.A., & Willis A.J., 2009. *The Vegetation of Egypt*. Springer, 437 p.
- Zohary M., 1962. *Plant life of Palestine, Israel and Jordan*. Ronald Press, New York, 262 p.
- Zohary M., 1966-1972. *Flora Palestina*. Vols 1 & 2. The Israel Academy of Sciences and Humanities, Jerusalem.
- Zohary M., 1973. *Geobotanical Foundations of the Middle East*. Gustav Fischer-Verlag, Stuttgart, 2 vols, 739 p.

Résumés de thèses

Laurence BERVILLE

2013

La fourmi d'Argentine (Linepithema humile) face à une fourmi dominante du genre Tapinoma en milieu insulaire : écologie chimique, comportement et dynamique d'invasion

314 p.

Thèse de doctorat en écologie de l'université d'Aix-Marseille soutenue le 7 juin 2013 à 14 h 30, amphithéâtre du Cerege, Technopôle de l'Arbois, Aix-en-Provence.

Jury – Raphaël BOULAY (P^r, université François-Rabelais, IRBI, Tours, France), Xim CERDA (P^r, CSIC, Séville, Espagne), rapporteurs. Abraham HEFETZ (P^r, université de Tel-Aviv, Israël), Hervé JOURDAN (ingénieur de recherche IRD, IMBE, Nouméa, Nouvelle-Calédonie, France), Alain LENOIR (P^r émérite, université François-Rabelais, IRBI, Tours, France), examinateurs. Frédéric MÉDAIL (P^r, université d'Aix-Marseille, IMBE, Marseille, France), président du jury. Erick PROVOST (chargé de recherche CNRS, IMBE, Marseille, France), Marielle RENUCCI (chargée de recherche CNRS, IMBE, Marseille, France), co-directeurs.

Mots clés : espèces invasives, hydrocarbures cuticulaires, *Dolichoderinae*, comportement d'agressivité, *T. nigerrimum*, *L. humile*, résistance biotique, zone tampon, écologie chimique, myrmécologie, biodiversité, conservation, inventaires, dynamique de populations et milieu insulaire méditerranéen.

La fourmi d'Argentine (*Linepithema humile*) est une des espèces invasives parmi les plus nuisibles au monde. En Provence, afin de mieux connaître son patron d'invasion, nous avons utilisé un ensemble d'outil, qui a permis de confirmer la présence d'une deuxième supercolonie. Les interactions à la frontière de ces deux supercolonies ont été étudiées par des analyses chimiques, couplées à des études comportementales. Une population non agressive vis-à-vis des deux supercolonies a été découverte. Dans le cadre des invasions biologiques, les résistances biotiques sont souvent les dernières barrières des écosystèmes. Une hypothèse, jamais testée *in natura*, de résistance de la part d'une fourmi du genre *Tapinoma* face à *L. humile* a été émise. Pour le démontrer, nous avons choisi d'expérimenter en laboratoire et *in natura*. Nos terrains d'études privilégiés ont été, outre des sites du littoral méditerranéen français, quatre îles situées en face du littoral envahi par la fourmi

d'Argentine. Parmi celles-ci, deux contiennent à la fois la fourmi d'Argentine et des espèces du genre *Tapinoma*. L'identification difficile des espèces du genre *Tapinoma* étant sujette à une controverse scientifique, nous avons dû différencier de façon certaine cinq d'entre elles, par leurs morphologies et leurs signatures chimiques. En Provence, trois espèces ont été observées : *T. erraticum*, *T. madeirense* et *T. nigerrimum*. Sur l'île de Ratonneau, un suivi sur deux ans de la vitesse d'invasion de *L. humile* en milieu naturel, avec ou sans *T. nigerrimum*, met en évidence une vitesse d'invasion très faible, voire un recul dans la zone à *T. nigerrimum*. Les colonies de *T. nigerrimum* de l'île de Ratonneau semblent faire obstacle à la progression de l'invasion. Des études comportementales préliminaires, conduites en laboratoire, entre fragments de nids de *T. nigerrimum* et *L. humile* nous avaient permis de confirmer les capacités de *T. nigerrimum* à résister face à l'invasive. Ainsi, les ouvrières *T. nigerrimum* défendent mieux leurs territoires, allant jusqu'à accaparer celui des *L. humile*.

The invasive Argentine ant (Linepithema humile) face to a native dominant ant from the Tapinoma genus on Mediterranean island: chemical ecology, behavioral ecology and population dynamics

Keywords: invasive species, cuticular hydrocarbons, *Dolichoderinae*, *T. nigerrimum*, *L. humile*, peaceful border zone, chemical ecology, behavioral ecology, myrmecology, ecology, biodiversity and conservation, Mediterranean island, inventory, biotic interactions, population dynamics.

The Argentine ant (*Linepithema humile*) is one of the world's worst invasive species. In invasion areas, the Argentine ant (*L. humile*) forms huge supercolonies with free exchange of individuals among nests. Two continental supercolonies on the French Mediterranean coast, the Main European supercolony and the Corsican supercolony, are known to contain workers showing moderate to high levels of inter-supercolony aggression. We used various analyses to determine its invasion pattern on the Provence coast, confirming the presence of a second supercolony. The chemical signature can shed light on many aspects of the behavior of social insects – specific variations, colony

variations, variation within supercolonies – as well as on their social structure and invasive capacity. Chemical and behavioral analyses of worker interactions on the supercolony border identified a peaceful border zone with no aggression between workers of the Main supercolony and the Corsican supercolony. This surprising result raises questions about the origin and evolution at regional scale of two distinct supercolonies. The peaceful colonies identified at their borders may constitute a “buffer” zone facilitating the progressive union of the workers of the two groups. We can hypothesize the existence of several buffer zones facilitated by human exchange along the Mediterranean coast leading to the emergence of a supercolony.

Biological invasion therefore needs to be taken into account both when studying modifications in the biology of a species and when exploring the ensuing competition with endemic species. For this purpose, my research objective was also to understand some of the characteristics of the establishment and the spread of *L. humile*. The establishment and spread of invasive species may be affected by abiotic factors, various characteristics of the invader, resistance of the native community and interactions among all these variables. This complexity makes the study of the success of biological invasions a major challenge for ecology. *Tapinoma nigerrimum* has been proposed as a factor limiting the spread of the invasive Argentine ant in the Mediterranean Basin. However, to date, taxonomists worldwide have not reached a consensus on its taxonomical status, which hinders ecological investigation. Thus, we compared and identified cuticular hydrocarbon profiles of workers of several species of *Tapinoma*. The species-specific hydrocarbon profiles were found to remain remarkably stable. They are not influenced by ecological factors such as vegetation type, soil and climate. This study also clarifies the geographical distribution of *T. simrothi* and *T. israele* and gives some indication of the preponderant frequency of *T. nigerrimum*.

On the Frioul archipelago off the Provence coast facing Marseille (southern France) we detected both *T. nigerrimum* and *L. humile*. This natural co-occurrence at the island scale was interesting, considering, the invasiveness of *L. humile* and the relative fragility of island populations. My research objective was to determine whether this dominant ant was able to resist *L. humile* invasion *in natura*. Two-year field monitoring showed a slow rate of Argentine ant invasion and even retreat, faced with *T. nigerrimum*. *T. nigerrimum* colonies seem to block *L. humile* invasion. Laboratory behavioral studies between nests of *T. nigerrimum* and *L. humile* confirmed *T. nigerrimum*'s ability to stand up to Argentine ants. *T. nigerrimum* probably affects the Argentine ants' success at the earliest stage of the invasion and during harvesting. Thus, *T. nigerrimum* may be able to limit the success of an introduction of Argentine ant propagules, before huge colonies are established.

Amine HABIB BORSALI 2013

Contribution à l'évaluation de l'impact des incendies sur les écosystèmes forestiers : cas de la forêt de Fénouane, commune d'Ain El Hadjer, Wilaya de Saida (Algérie)

193 p. + annexes

Thèse soutenue le 8 décembre 2013 à l'université Abou Bekr Belkaid Tlemcen (Algérie).

Jury – Mohamed BOUAZZA (Pr, université de Tlemcen, Algérie), président du jury. Jérôme POULENARD (Pr, université de Savoie, France), rapporteur. Abderahmane LABANI (D^r, maître de conférences HDR, université de Saida, Algérie), rapporteur. Virginie BALDY (D^r, maître de conférences HDR, université d'Aix-Marseille, France), examinatrice. Khaloufi BENABDELI (Pr, université de Mascara, Algérie), directeur. Raphaël GROS (D^r, maître de conférences, université d'Aix-Marseille, France), codirecteur.

Mots clés : résilience, résistance, sols, biodiversité, végétale, incendies, activités microbiennes, activités enzymatiques, matière organique, nutriments, SPIR, perturbation, richesse spécifique, forêt de Fénouane, semi-aride, Algérie.

Le secteur forestier en Algérie est confronté depuis les années 1965 à une recrudescence des incendies qui détruisent en moyenne 48 000 ha par an, soit 12 % de surfaces forestières. Sous l'effet des feux répétés, une végétation pyrophyte se développe sur des sols dégradés et à partir de laquelle la régénération spontanée des peuplements forestiers et les reboisements sont très difficiles.

L'impact des incendies sur les différentes formations forestières en Algérie se traduit par une uniformisation de la structure et de la composition induisant des groupements végétaux dégradés dans leur ensemble où dominent les espèces rejetant de souche et à fort accroissement en hauteur. Quand l'incendie se répète dans un pas de temps inférieur à dix ans, c'est toute la pérennité du système qui est menacée.

La gestion durable des forêts algériennes doit donc être éclairée par une évaluation de la qualité physico-chimique des sols incendiés et de la vulnérabilité des activités microbiennes à cette perturbation. Tout programme de réhabilitation ou de régénération des écosystèmes forestiers incendiés doit prendre en considération l'impact des feux sur le support qu'est le sol ainsi que les succions végétales postincendie.

L'objectif de cette recherche était d'évaluer les dynamiques de retour à court et à long terme des propriétés physico-chimiques et microbiologiques des sols incendiés et d'étudier le devenir des communautés végétales brûlées.

Pour l'étude du sol, nous avons analysé les propriétés physiques (granulométrie, capacité de rétention en eau, stabi-

lité structurale et prédiction de certains de ces paramètres par l'outil SPIR), chimiques (teneurs en carbone, en azote, en phosphore assimilable...) et microbiologiques (respiration basale, biomasse microbienne, activités enzymatiques) de 25 échantillons de sol prélevés dans la forêt de Fénouane (Wilaya de Saida, Algérie) le long d'une chronoséquence de 2, 4, 8, 13 et 20 ans après le dernier feu (cinq modalités de temps depuis le dernier feu répliquées cinq fois).

Comparativement à un sol non incendié depuis vingt ans, la teneur en eau gravimétrique et les activités uréases et FDA hydrolases ont été significativement réduites deux ans après le dernier feu. Un pic d'activité microbienne, conséquence d'une stimulation de la croissance microbienne par les déjections animales, a été mesuré huit ans après le dernier feu. Ces sols non incendiés depuis huit ans sont également caractérisés par de très faibles teneurs en carbone organique (0,5 %) probablement induites par une érosion hydrique importante qui se surajoute à une sur-minéralisation microbienne des matières organiques récalcitrantes.

Cette étude a permis de montrer la vulnérabilité des sols forestiers de l'étage semi-aride de l'Atlas tellien aux fréquences d'incendies supérieures à un feu tous les vingt ans.

Pour l'étude de l'effet du feu sur la composition des pinèdes à *Pinus halepensis* Mill. de la forêt de Fénouane (Algérie), on a utilisé les mêmes placettes et chronoséquence que celle choisie pour l'étude du sol.

La méthode des tableaux selon Braun-blancquet a été utilisée pour la description de la végétation. Des relevés floristiques ont été réalisés selon la méthode sigmatiste en fonction du dernier feu. La méthode comparative a montré une reconstitution progressive des pinèdes sans grande variation dans leur composition floristique. Ce sont pratiquement les mêmes espèces qui existaient avant le feu qui réapparaissent après.

Au niveau de ces zones semi-arides, dans un contexte normal hors incendie, la végétation est en lutte continue contre le climat très rude et un sol très pauvre en nutriment et en matière organique. Le passage d'un feu même à faible intensité se traduit directement par l'altération des organes vitaux du végétal, au niveau du feuillage, du tronc et des racines, il en découle une perte de vigueur des arbres pouvant entraîner leur mort.

Des feux répétés conduisent à un appauvrissement floristique marqué. De nombreux végétaux n'ont pas le temps d'arriver à maturité sexuelle avant le passage d'un nouveau feu. Les espèces ayant les capacités de dissémination et de résistance à la chaleur les plus élevées (*Cistes*, *Calycotome*) constituent alors l'essentiel de la couverture végétale dans ces zones.

Les résultats obtenus soulignent également la similitude floristique des forêts non incendiées depuis treize et vingt ans. Cela confirme qu'une certaine maturité ou stabilité floristique est atteinte pour les pinèdes dès treize ans après le dernier feu. Les fortes différences floristiques entre les stades précoces de deux et quatre ans depuis le dernier feu seraient dues sans doute à l'impact de l'incendie sur la végétation et les caractéristiques de l'instabilité du milieu.

Il ressort de l'étude phytoécologique que la forêt de Fénouane est très fragile et le peu d'espèces végétales qu'elle renferme pourrait diminuer pour atteindre un niveau critique à cause de l'aridité climatique et édaphique accentuée par les incendies et le surpâturage. En effet, la multiplication des incendies et l'augmentation des surfaces brûlées pourraient évidemment constituer une réelle menace sur la richesse et la diversité floristiques de cette zone. Le grand problème actuel de ces régions de l'étage bioclimatique semi-aride découle du fait que les cycles récurrents du feu se raccourcissent rapidement aujourd'hui, la fréquence des incendies est élevée, les peuplements forestiers n'ont pas le temps de se restructurer entre deux passages successifs du feu.

Laurent HARDION

2013

Évolution et systématique du genre Arundo L. (Poaceae), et conservation d'une endémique ligure : interactions Homme-Biodiversité en Méditerranée

264 p.

Thèse soutenue le 26 novembre 2013 à l'université d'Aix-Marseille, faculté des sciences de Saint-Charles, amphithéâtre sciences naturelles.

Jury – Josep A. ROSSELLÓ (P^r, université de Valencia, Espagne), Peter SCHÖNSWETTER (P^r, université d'Innsbruck, Autriche), rapporteurs. John D. THOMPSON (directeur de recherche, CEFU UMR CNRS Montpellier, France), Frédéric MÉDAIL (P^r, université d'Aix-Marseille, France), examinateurs. Régine VERLAQUE (chargée de recherche, IMBE UMR CNRS, université d'Aix-Marseille, France), Bruno VILA (maître de conférences HDR, IMBE UMR CNRS, université d'Aix-Marseille, France), directeurs.

Mots clés : clonalité, polyploidie, conservation, Méditerranée, Asie, systématique, roseau.

Depuis le Néolithique, les activités anthropiques ont fortement impacté la persistance et l'évolution des espèces méditerranéennes. Leurs effets ont été variés, allant de l'érosion à l'homogénéisation de la biodiversité. Composé seulement de trois à cinq espèces, le genre méditerranéen et sud-asiatique *Arundo* L. (Poaceae) illustre bien ces interactions Homme-Biodiversité. Tout d'abord, l'imprécision des statuts taxonomiques pour la plupart de ces espèces dessert autant la conservation des populations françaises protégées d'*A. plinii* Turra *s.l.* que la lutte contre l'invasive mondiale *A. donax* L. Suite à la révision systématique du complexe circumméditerranéen *A. plinii* Turra *s.l.*, trois taxons ont été distingués, élevant les populations françaises au rang d'endémique ligure, *A. donaciformis* (Loisel.) Hardion *et al.* Cette dernière semble s'être différen-

ciée en marge de son espèce sœur, l'italo-balkanique *A. plinii s.s.*, sous les effets conjugués de la polyploïdie et des oscillations climatiques du Pléistocène. La forte clonalité du genre et la formation récente d'*A. donaciformis* ont réduit son potentiel adaptatif. Malgré une persistance ancienne au sein d'un paysage agricole, son actuelle position urbaine sur la Côte d'Azur la menace fortement. Enfin, l'origine perse d'*A. donax* et l'hypothèse de son statut d'archéophyte en Méditerranée illustrent l'intérêt primordial de ce genre lors du développement des civilisations antiques.

Systematics and evolution of the genus Arundo L. (Poaceae), and conservation of a ligurian endemic species: Human-Biodiversity interactions in the Mediterranean

Keywords: clonality, polyploidy, conservation, Mediterranean, Asian, systematics, reed.

Human activities have scrambled biodiversity persistence and evolution of Mediterranean species since the Neolithic, inducing various impacts on biodiversity, from reduction to homogenisation. With only three to five species, the Mediterranean and South-Asian genus *Arundo* L. (Poaceae) well illustrate these Human-Biodiversity interactions. First, the taxonomic mess for almost all *Arundo* taxa harms the conservation of protected French populations of *A. plinii* Turra *s.l.* as much as the biological control of the worldwide invasive *A. donax* L. The systematic revision of the circum-Mediterranean *A. plinii* complex in three distinct taxa has distinguished French populations as a Ligurian endemic species, *A. donaciformis* (Loisel.) Hardion *et al.* This species was differentiated from its nearest relative, the italo-balkan *A. plinii s.s.*, under the coupled effects of polyploidy and Pleistocene climatic variations. The dominating clonality of the genus and the recent speciation of *A. donaciformis* have reduced its adaptive potential. Despite its ancient persistence under farmlands, its current urban position on the French Riviera threatens this protected species. Finally, the Persian origin of *A. donax* and its hypothetic status of archeophyte in the Mediterranean show the essential usefulness of this genus during the development of antic civilisations.

Isabelle MULLER

2013

Restauration de marais temporaires et de pelouses méso-xériques à partir d'anciennes rizières : rôle respectif des filtres dans l'assemblage des communautés

204 p. + annexes

Thèse soutenue le 6 décembre 2013 à la Tour du Valat, Centre de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, Arles (université d'Avignon et des Pays de Vaucluse).

Jury – Anne BONIS (chargée de recherche, HDR, université de Rennes, France), Sharon COLLINGE (Pr, University of Colorado-Boulder, États-Unis), rapporteurs. Armin BISCHOFF (Pr, université d'Avignon, France), Gudrun BORNETTE (directeur de recherche, CNRS, université de Lyon, France), examinateurs. Élise BUISSON (maître de conférences, HDR, université d'Avignon, France), François MESLEARD (directeur de recherche, Tour du Valat, Pr associé, université d'Avignon, France), directeurs.

Mots clés : biodiversité, écologie de la communauté, écologie de la restauration, écosystème aquatique, écosystème terrestre, écosystèmes méditerranéens, étrépage de sol, friches rizicoles, perturbation, transfert de foin, transfert de sol.

La restauration écologique est considérée comme un des moyens susceptibles d'enrayer la perte de la biodiversité. Les changements d'occupation du sol peuvent être des opportunités pour restaurer des écosystèmes dégradés par les activités agricoles. C'est notamment le cas du projet participatif du domaine du Cassaire, situé dans le delta du Rhône, qui vise à recréer sur d'anciennes rizières des écosystèmes méditerranéens favorables à l'activité cynégétique. Deux écosystèmes sont plus particulièrement visés, les marais temporaires et les pelouses méso-xériques. Les objectifs de la thèse sont de mettre en évidence les principaux mécanismes concourant à l'installation d'une communauté végétale, de tester des techniques de restauration et d'en évaluer les conséquences pour les communautés végétales mais aussi pour d'autres compartiments de l'écosystème. En l'absence d'espèces cibles dans le pool régional d'espèces, l'introduction de ces espèces est nécessaire en addition de la restauration des conditions abiotiques. L'étrépage et le transfert de sol pour la communauté des marais permettent une augmentation des espèces cibles et de la similarité avec la communauté de référence. Cette technique apparaît moins pertinente pour la communauté d'invertébrés aquatiques. Le succès contrasté du transfert de sol souligne les risques à ne pas privilégier un nombre restreint d'indicateurs de restauration ne reflétant pas l'ensemble de l'écosystème. L'étrépage de sol suivi d'un transfert de foin semble être une combinaison pertinente pour recréer la communauté végétale de pelouses, même si les

résultats obtenus, probablement en raison d'une compétition élevée, sont moins convaincants que pour les marais temporaires. Nos résultats obtenus pour la grande majorité en mésocosmes, s'ils ne concernent que les premières étapes de la restauration, mettent cependant en évidence des techniques de restauration qui paraissent pertinentes pour installer certaines composantes des deux écosystèmes de référence. Ces résultats, par leurs limites, suggèrent néanmoins de privilégier la conservation *in situ* des habitats naturels plutôt que de chercher à les restaurer après qu'ils aient été détruits.

Temporary wetland and meso-xeric grassland restoration on former ricefields: Respective role of filters in community assembly

Keywords: biodiversity, community ecology, restoration ecology, aquatic ecosystem, terrestrial ecosystem, Mediterranean ecosystems, topsoil removal, former ricefield, disturbance, hay transfer, soil transfer.

Ecological restoration is considered as one approach to slow down the loss of biodiversity. Changes in land-uses may be an opportunity to restore ecosystems degraded by agricultural activities. This is the case of the participatory project of the Cassaïre site, located in the Rhône delta, which aims at recreating Mediterranean ecosystems favorable to hunting on former ricefields. Two ecosystems are targeted, temporary wetlands and meso-xeric grasslands. The aims of the thesis are to highlight the main drivers of plant community establishment, to test restoration techniques and to evaluate their effects on plant communities but also on other compartments of the ecosystem. In the absence of target species in the regional species pool, the introduction of these species is necessary in addition to the restoration of abiotic conditions. Topsoil removal and soil transfer for wetland communities allow an increase of target species and of similarity with the reference community. This technique appears to be less relevant for aquatic invertebrate community. The contrasted success of soil transfer highlights the risks of favoring some indicators of restoration success, as they may not reflect the entire ecosystem. Topsoil removal and hay transfer seem to be a relevant combination to recreate grassland plant community, although the results obtained are less convincing than for temporary wetland, probably due to high competition. Our results, obtained in mesocosms, even if they relate only to the early stages of recovery, provide restoration techniques that seem relevant to establish some components of the two reference ecosystems. These results, by their limitations, however, suggest focusing on *in situ* conservation of natural habitats rather than trying to restore them after they were destroyed.

Mélanie CLOUARD

2013

Impact du lignite sur les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des sols : application aux sols du bassin minier de Provence

232 p. + annexes

Thèse soutenue le 18 décembre 2013 au Cerege.

Cette thèse a été entièrement financée par la fédération de recherche Eccorev.

Jury – Jérôme POULENARD (Pr, université de Savoie, France), Hervé QUIQUAMPOIX (directeur de recherche, INRA-Supagro, France), rapporteurs. Cécile DELOLME (enseignant-chercheur, université de Lyon-ENTPE, France), Fabrice BUREAU (maître de conférences, université de Rouen, France), examinateurs. Catherine KELLER (Pr, université d'Aix-Marseille, France), directrice de thèse ; Stéven CRIQUET (maître de conférences HDR, université d'Aix-Marseille, France), directeur de thèse. Samuel ROBERT (chargé de recherche, CNRS-Espace, France), invité.

Mots clés : sol, lignite, terril, pédogénèse, activités enzymatiques, isotopie ^{14}C , ^{13}C , RMN ^{13}C , spectroscopie proche infrarouge (SPIR), minéralogie.

Dans le bassin minier de Provence, l'exploitation minière du lignite a fermé ses portes en 2003 à Gardanne (Bouches-du-Rhône) mais des vestiges de cette activité sont encore présents. Les terrils, ou amas de déchets miniers, sont implantés dans le paysage et demeurent aujourd'hui à proximité des habitations de la métropole Aix-Marseille et constituent des surfaces à prendre en compte dans le cadre de l'aménagement du territoire. Suite à l'abandon de l'exploitation du lignite, les terrils les plus anciens ont été naturellement colonisés par la végétation et des sols s'y sont développés avec une vitesse remarquable. Cette étude vise ainsi à comprendre les processus pédogénétiques en cours depuis 55 ans (la fin des dépôts miniers) sur les terrils non perturbés et enrichis en lignite. Dans un premier temps, nous avons étudié l'impact du lignite sur les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques d'un Rendosol, non remanié par l'apport de stériles de mine. Pour ce faire, deux sols similaires, dont l'un est traversé par l'affleurement naturel d'une veine de lignite et l'autre pas, ont été comparés afin de caractériser les variables impactées par le lignite. Dans un second temps, l'étude du terril Armand a permis de comprendre les facteurs responsables de la formation et de la variabilité des caractéristiques des sols observés sur le terril.

L'abondance de composés carbonés récalcitrants dans les sols enrichis en lignite affecte les niveaux d'activité des micro-organismes responsables des processus biologiques dans les sols sans pour autant induire d'effets néfastes. En effet, il semble plutôt que le lignite intervienne comme un facteur de dilution du carbone organique, diminuant ainsi

la quantité de carbone disponible et, par conséquent, la vitalité d'expression des fonctions microbiennes. En conséquence, les activités enzymatiques et la respiration basale sont diminuées en présence de lignite, mais les changements induits sur les propriétés physico-chimiques semblent améliorer la fertilité du sol. Les sols des terrils présentent des caractéristiques similaires (par exemple activités enzymatiques, présence de groupements C-aromatiques) à celles du profil en place sur l'affleurement naturel de lignite, mais également des aspects différents (par exemple la granulométrie, la minéralogie) probablement liés au mode de mise en place des terrils. Si ces résultats ont permis d'apporter un certain nombre d'explications quant aux processus pédogénétiques intervenant sur des terrils en milieu carbonaté, les sols du terril Armand demeurent encore à un stade d'évolution trop jeune pour préjuger de leur évolution future.

Some characteristics (*e.g.* enzymatic activities, C-aromatic occurrence) of the soils developed on the spoil heap are similar to those of the soil developed from the lignite outcrop, while others (*e.g.* particle size, occurrence of minerals) are more related to the way the spoil heap was set up. Although these results have shed light on some of the processes involved in soil formation on spoil heaps in a carbonated environment, soils on Armand spoil heap are still at an early stage of development that precludes conclusion on their future evolution.

Impact of lignite on the physico-chemical and microbiological characteristics of soils: application to soils of mine basin of Provence

Keywords: soil, lignite, spoil heap, pedogenesis, enzymatic activities, ^{14}C isotopy, ^{13}C , ^{13}C CPMAS NMR, spectroscopy near infrared, mineralogy.

Lignite mining stopped at Gardanne (Bouches-du-Rhône) in 2003, but remains of the activity are still visible. Spoil heaps are scattered over the coal basin of Provence: they are inserted in the landscape and often located close to urban areas of the Aix-Marseille Metropole. As such, they need to be identified and characterized to be taken into account in land management. After the progressive closing down of the mining activity, the oldest spoil heaps have been naturally colonized by local vegetation and soils have simultaneously quickly developed. This study aims at understanding the processes involved in soil forming on undisturbed lignite-rich spoil heaps since 50 years. As a first step, we studied the impact of lignite on the physico-chemical and microbiological characteristics of an undisturbed soil: we compared two similar Rendosols, except that one was developed in a natural lignite outcrop. Then we studied on the 55-year-old Armand spoil heap the factors responsible for soil genesis and variability of soil characteristics.

Recalcitrant carbon compounds found in soils enriched with lignite modify microbial activity but do not induce negative effects. It seems that lignite acts as a diluting factor of the organic carbon that decreases the available carbon pool and consequently on the vitality of the expression of the microbial functions. As a result, enzymatic activities and basal respiration decrease while changes observed on physico-chemical properties tend to improve soil fertility.

Écologie et conservation d'une steppe méditerranéenne

La plaine de Crau

Écologie et conservation d'une steppe méditerranéenne

La plaine de Crau

L. Tatin, A. Wolff, J. Boutin, E. Colliot et T. Dutoit,
coordinateurs



éditions
Quæ

Coordinateurs :

Laurent Tatin, Axel Wolff,
Jean Boutin, Étienne Colliot
et Thierry Dutoit

Les paysages des steppes marquent les esprits, à l'évocation de celles du Serengeti, de Mongolie, de Patagonie ou d'Estrémadure. Ces milieux ouverts, parcourus par des herbivores, représentent 41 % des écosystèmes terrestres. Leur biodiversité et leurs fonctions écologiques sont parmi les plus singulières au monde. En France, entre la Camargue et les Alpilles, une steppe d'une rare richesse biologique et archéologique constitue un avant-poste des steppes arides d'Afrique du Nord : les coussouls de Crau, habitat originel d'une ancienne plaine alluviale de 60 000 hectares née du paléo-delta de la Durance. À travers une grande diversité de thèmes (écologie des populations animales, restauration des communautés végétales et entomologiques, impacts des changements climatiques sur l'activité pastorale et agricole, dispositif des réserves d'actifs naturels, etc.), ce livre présente l'état des

connaissances acquises depuis dix ans sur cet écosystème. Il ébauche une politique cohérente pour ce territoire, tout en faisant le point sur les méthodes et les enjeux de conservation de la nature. Coordiné et rédigé par des gestionnaires et des chercheurs dans un langage accessible, il s'adresse à un public d'étudiants, de décideurs et de naturalistes.

Éditions Quæ, 2013, 59 euros.
384 pages dont 32 pages en couleurs
ISBN 978-2-759220-82-3

Contacts : <http://www.quae.com>
serviceclients@quae.fr
☎ 01 30 83 34 06

Flore

de la France méditerranéenne continentale

Jean-Marc TISON • Philippe JAUZEIN • Henri MICHAUD



- Clés de détermination dichotomiques.
- Classification selon *Angiosperm Phylogeny Group III*.
- Préface par Daniel Jeanmonod.
- Présentation de la végétation méditerranéenne en France continentale par Pierre Quézel.
- Plus de 6 000 dessins illustrant la plupart des espèces.
- 181 familles des plantes vasculaires décrites dont 1 068 genres, 4 905 espèces et sous-espèces.
- Plus de 200 photos en couleurs pour faciliter l'identification des groupes complexes.
- Livre relié au format 16 × 24 cm avec marque-page attaché.
- 2 080 pages dont 128 pages en couleurs pour les planches photographiques.
- 96 €

FRUIT de plus de dix années de collaboration entre Jean-Marc Tison et Philippe Jauzein, deux botanistes réputés, et le Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, cet ouvrage constitue la première synthèse sur la flore vasculaire de la France méditerranéenne continentale.

Cette flore est exhaustive pour la région Languedoc-Roussillon (Aude, Gard, Hérault, Lozère et Pyrénées-Orientales) et intègre la partie méditerranéenne de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (Alpes-Maritimes, Bouches-du-Rhône, Var et Vaucluse). Elle traite toutes les plantes vasculaires présentes dans ce territoire, tous les taxons spontanés, naturalisés ou plantés en grand ainsi que les espèces adventices récentes ou historiques. Elle peut être utilisée au-delà de ces limites (sud de la France, Espagne et Italie du Nord).

Des clés de détermination dichotomiques permettent d'identifier les 4 131 espèces recensées dans la région selon les conceptions taxinomiques les plus récentes (APG III, *Angiosperm Phylogeny Group*). De nombreuses notes argumentent les choix taxinomiques des auteurs.

Plus de 6 000 dessins au trait appuient les clés de détermination et des planches photographiques en couleurs illustrent les groupes complexes.

Chaque espèce fait l'objet d'une description synthétique incluant des précisions sur sa biologie (phénologie, type biologique, etc.), sa chorologie, son indigénat (par département et par région naturelle) et son écologie.

Cette importante synthèse s'adresse à tous les passionnés de nature désirant approfondir l'exploration de la flore méditerranéenne, mais également aux nombreux spécialistes et professionnels de la botanique.

*La Flore de la France méditerranéenne continentale
est un outil incontournable pour la connaissance
et la conservation de notre patrimoine naturel.*

Naturalia Publications
TRANSFAIRE, immeuble Wanad
F-04250 Turriers

☎ 04 92 55 18 14

📠 04 92 55 18 88

contact@naturalia-publications.com

www.naturalia-publications.com

www.floremed.com

Comité éditorial

- D^r James Aronson, CNRS, Montpellier, France.
D^r Alex Baumel, Université Aix-Marseille, France.
D^r Élise Buisson, Université Avignon, France.
D^r Marc Cheylan, EPHESS, Montpellier, France.
D^r Cécile Claret, Université Aix-Marseille, France.
Pr Thierry Dutoit, Université Avignon, France.
D^r Bruno Fady, INRA, Avignon, France.
Pr Thierry Gauquelin, Université Aix-Marseille, France.
D^r Raphaël Gros, Université Aix-Marseille, France.
D^r Frédéric Guiter, Université Aix-Marseille, France.
D^r Sandrine Jauffret, Narges, Marseille, France.
D^r Ioannis Vogiatzakis, Open University of Cyprus, Chypre
Pr Serge Kreiter, Université Montpellier, France.
D^r Audrey Marco, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France.
Pr N.S. Margaritis, University of Mytilène, Grèce.
Pr Frédéric Médail, Université Aix-Marseille, France.
Pr François Mesléard, Université Avignon – Tour du Valat, France.
D^r Jérôme Orgeas, Université Aix-Marseille, France.
D^r Philippe Poneil, CNRS, Aix-Marseille, France.
D^r Roger Prodon, EPHE, Montpellier, France.
D^r Isabelle Schwob, Université Aix-Marseille, France.
D^r Brigitte Talon, Université Aix-Marseille, France.
D^r Éric Vidal, Université Aix-Marseille, France.

ISSN 0153-8756

<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr>

Instructions aux auteurs

ecologia mediterranea publie des travaux de recherche originaux et des mises au point sur des sujets se rapportant à l'écologie fondamentale ou appliquée des régions méditerranéennes, à l'exception des milieux marins. La revue exclut les articles purement descriptifs ou de systématique. *ecologia mediterranea* privilégie les domaines scientifiques suivants : bioclimatologie, biogéographie, écologie des communautés, biologie de la conservation, écologie de la restauration, biologie des populations, écologie génétique, écologie du paysage, écologie microbienne, écologie végétale et animale, écophysiologie, paléoclimatologie, paléoécologie. La revue accepte également la publication d'actes de colloques, d'articles de synthèse, de notes méthodologiques, de comptes rendus d'ouvrages, des résumés de thèses, ainsi que des commentaires sur les articles récemment parus dans *ecologia mediterranea*.

Les manuscrits sont soumis à des lecteurs spécialistes du sujet ou aux éditeurs. La décision finale d'accepter ou de refuser un article relève des éditeurs. L'article proposé doit être envoyé en version électronique à thierry.dutoit@univ-avignon.fr (version doc ou rtf). Une fois leur article accepté, les auteurs devront tenir compte des remarques des lecteurs, puis ils renverront leur texte corrigé sous un mois toujours sous format électronique (doc ou rtf). Passé ce délai, la seconde version sera considérée comme une nouvelle proposition. Les illustrations originales seront jointes à l'envoi. Les épreuves corrigées doivent être retournées au secrétariat de la revue sans délai. Les livres et monographies devant être analysés seront envoyés à l'éditeur en chef.

TEXTE

Les articles (dactylographiés en double interligne, en format A4) doivent être rédigés de préférence en français ou en anglais. Si l'article soumis n'est pas rédigé en anglais, il est demandé (en plus des résumés) une version anglaise abrégée ainsi qu'une traduction en anglais des titres des figures et tableaux. L'article doit être complet : titres français et anglais, auteur(s) et adresse(s), résumés en français et anglais (au minimum), version anglaise abrégée (si le texte n'est pas en anglais), mots clés, texte, puis remerciements, bibliographie, figures et tableaux. Le texte des articles originaux de recherche devrait normalement comporter quatre parties : introduction, méthodes, résultats, discussion. En ce qui concerne la saisie du texte, il est simplement demandé aux auteurs de distinguer clairement les titres des différents paragraphes. Les titres ne seront pas numérotés. Pour numéroté les sous-titres, éviter les lettres. Attention, l'emploi de mots soulignés est à proscrire. Les noms d'auteurs cités figureront en minuscules dans le texte comme dans la bibliographie. En français, n'utilisez les majuscules que pour les noms propres, sauf exception justifiée. Les ponctuations doubles (: ; ? !) sont précédées d'un espace, contrairement aux ponctuations simples (, .). En revanche, toutes les ponctuations sont suivies d'un espace. La mise en forme définitive du texte sera assurée par la revue.

AUTEURS

L'adresse de chaque auteur sera indiquée avec l'adresse courriel de l'auteur pour la correspondance. Dans le cas où la publication est le fait de plusieurs auteurs, il doit être précisé lors du premier envoi la personne à qui doit être retourné l'article après lecture.

RÉSUMÉS, MOTS CLÉS ET VERSION ABRÉGÉE

Les résumés doivent comporter 300 mots au maximum et la version anglaise abrégée 1 000 mots (environ une page). Le nombre de mots clés est limité à six, dans la langue des résumés ; ils ne doivent généralement pas figurer dans le titre.

BIBLIOGRAPHIE

La bibliographie regroupera toutes les références citées et elles seules. Les références seront rangées dans l'ordre alphabétique des auteurs et de façon chronologique. Les abréviations internationales des titres des revues doivent être utilisées (sauf en cas de doute). Vérifier attentivement le manuscrit pour s'assurer que toutes les références citées dans le texte apparaissent bien en bibliographie et inversement.

Article

Andow D.A., Karieva P., Levin S.A. & Okubo A., 1990. Spread of invading organisms. *J. Ecol.* 4: 177-188.

Ouvrage

Harper J.L., 1977. *Population biology of plants*. London, Academic Press, 300 p.

Chapitre d'ouvrage

May R.M., 1989. Levels of organisation in ecology. In: Cheret J.M. (ed.), *Ecological concepts*. Oxford, Blackwell Scientific Public: 339-363.

Actes de conférence

Grootaert P., 1984. Biodiversity in insects, speciation and behaviour in Diptera. In: Hoffmann M. & Van der Veken P. (eds), *Proceedings of the symposium on "Biodiversity: study, exploration, conservation"*. Ghent, 18 November 1992: 121-141.

CITATIONS ET RENVOIS APPELÉS DANS LE TEXTE

Les mots « figures » et « tableaux » annoncés dans le texte sont écrits en toutes lettres et en minuscules. Indiquer le nom d'auteur et l'année de publication (mais indiquer tous les auteurs dans la bibliographie). Exemples : « Since Dupont (1962) has shown that... », or « This is in agreement with previous results (Durand *et al.* 1990 ; Dupont & Dupont 1997)... ». Le numéro de page de la citation n'est mentionné que dans le cas où elle est entre guillemets. Si la publication est écrite par plus de deux auteurs, le nom du premier doit être suivi par *et al.*

ABRÉVIATIONS, NOMENCLATURE ET MOTS LATINS

L'usage d'une abréviation technique doit être précédée de sa signification lors de sa première apparition. Les codes de nomenclature doivent être respectés selon les conventions internationales. Les mots latins doivent être mis en italiques (*et al.*, *a priori*, etc.), et en particulier les noms de plantes ou d'animaux. Lors de la première apparition du nom d'une espèce, il est demandé d'y faire figurer le nom d'auteur (exemple : *Olea europaea* L.).

FIGURES ET TABLEAUX

Les figures et tableaux (précédés des légendes correspondantes sur une feuille séparée) doivent être remis séparément du texte, prêts à l'impression, sans nécessiter de réduction (donc au maximum : format 16 x 22 cm ou 8 x 22 cm). Tous les documents devant être insérés dans le texte doivent être annoncés, numérotés dans l'ordre croissant et légendés. Les tableaux informatisés ne doivent pas comporter de signes (: ou |) pour marquer les colonnes.

FICHER ÉLECTRONIQUE

Les auteurs reçoivent gracieusement un fascicule de la revue où leur article est paru ainsi qu'une version électronique de leur article pour diffusion.

ABONNEMENT

(contact : ecologia@naturalia-publications.com)

1 an = 2 numéros

	Abonnement	Frais de port	Total
France	60 €	6 €	66 €
Europe	60 €	12 €	72 €
Monde	60 €	16 €	76 €

Abonnement à adresser à :

**SARL Transfaire
Immeuble Wanad
F-04250 TURRIERS**

Code banque	Code guichet	numéro de compte	clé RIB
19106	00839	13995626000	62
Domiciliation : CA SISTERON			
IBAN : FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062			
BIC : AGRIFRPP891			

Sommaire – Contents

Éditorial – Editorial

2014, une nouvelle étape pour *ecologia mediterranea* ?

T. DUTOIT (éditeur en chef) Pr ÉLISE BUISSON et BRIGITTE TALON (éditrices en 2014)	3
---	---

Articles originaux – Original articles

La diversité des lombriciens dans l'Est algérien depuis la côte jusqu'au désert K. BAZRI, G. OUAHRANI, Z. GHERIBI-AOULMI, D.J. DÍAZ COSÍN	5
---	---

Perspectives de phytostabilisation par <i>Jatropha curcas</i> L. des résidus miniers de la mine de Zaida (Haute Moulouya, Maroc) S. EL HIMER, A. BOUABDLI, B. BAGHDAD, N. SAIDI	19
---	----

Habitat d'alimentation et régime alimentaire de la Sterne hansel, <i>Gelochelidon nilotica</i>, en période de nidification à Sebkha Zima, centre-ouest du Maroc M. AOURIR, M. RADI, M. ZNARI	31
--	----

Autoécologie du Marrube blanc (<i>Marrubium vulgare</i> L.) et caractérisation de la biodiversité végétale dans le Djebel de Tessala (Algérie nord-occidentale) K. BOUTERFAS, Z. MEHDADI, A. LATRECHE, K. CHERIFI	39
---	----

Chemo-ecotone's soil characteristics and their effect on the ionic content and plants distribution M. KAMEL, M. GABER SHEDED, S. HAMMAD	59
---	----

Évaluation de l'impact des aménagements pastoraux sur la dynamique de la production des pâturages dégradés au Maroc oriental M. ACHERKOUK, M. A. EL HOUMAIZI	69
--	----

Lutte contre trois bruches <i>Bruchus rufimanus</i>, <i>Callosobruchus maculatus</i> et <i>Acanthoscelides obtectus</i> avec les huiles essentielles extraites de <i>Cistus ladaniferus</i> (Cistaceae) Z. BOUCHIKHI-TANI, M. A. KHELIL	85
---	----

Vegetation dynamics and species distribution patterns in the inland desert wadis of South Sinai, Egypt F. SALAMA, M. ABD EL-GHANI, S. EL-NAGGAR, M. ALJARROUSHI	93
---	----

Résumés de thèses – Ph. D summaries

LAURENCE BERVILLE, AMINE HABIB BORSALI, LAURENT HARDION, ISABELLE MULLER, MÉLANIE CLOUARD	112
--	-----

Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis

