

ecologia *mediterranea*

Vol. 35 – 2009

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology



Editor-in-Chief: Pr. Thierry Dutoit

Institut méditerranéen d'écologie et de paléocécologie (IMEP)
Mediterranean Institute of Ecology and Palaeoecology

Naturalia Publications

ecologia mediterranea

Editeur-in-Chief: Pr. Thierry Dutoit

UMR CNRS IRD IMEP
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 Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr. Élise Buisson, Université Avignon, France.
Dr. Marc Cheylan, EPHES, Montpellier, France.
Dr. Cécile Claret, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr. Bruno Fady, INRA, Avignon, France.
Pr. Thierry Gauquelin, Université de Provence, Marseille, France.
Dr. Raphaël Gros, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr. Frédéric Guiter, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Pr. Serge Kreiter, Université Montpellier, France.
Pr. N.S. Margaris, Université Mytilène, Grèce.
Pr. Frédéric Médail, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Pr. François Mesléard, Université Avignon – Tour du Valat, France.
Dr. Jérôme Orgeas, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr. Philippe Ponel, CNRS, Marseille, France.
Dr. Roger Prodon, EPHE, Montpellier, France.
Dr. Isabelle Lafond-Schwob, Université de Provence, Marseille, France.
Dr. Brigitte Talon, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr. Éric Vidal, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
Dr. I.N. Vogiatzakis, Université Reading, United-Kingdom.

ISSN 0153-8756

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 members of the Editorial Board, 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 3 months, 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; Dupond & 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 animal's 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 x 22 cm or 8 x 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 |).

REPRINTS

Twenty-five reprints and a pdf version will be supplied free of charge. By request, additional reprints can be ordered with charge.

SUBSCRIPTION

(contact: ecologia@naturalia-publications.com)

1 year = 1 issue

	Subscription	Postage	Total
France	20 €	3 €	23 €
Europe	20 €	6 €	26 €
World	20 €	8 €	28 €

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. 35 – 2009

Sommaire/Contents

Éditorial – <i>Editorial</i> <i>ecologia mediterranea</i> en 2009, le seul journal international spécialisé en écologie méditerranéenne. <i>ecologia mediterranea in 2009, the only international journal specialised in Mediterranean ecology.</i>	
T. DUTOIT (éditeur en chef)	3
Articles originaux – <i>Original articles</i>	
Étude prospective de la fondation, de l'immigration et des facteurs de mortalité des colonies de pucerons noirs de l'oranger <i>Toxoptera aurantii</i> Boyer de Fonscolombe (Hemiptera : Aphididae) au nord du Gharb. <i>Prospective study of foundation, immigration and mortality factors of black aphids colonies of the orange tree Toxoptera aurantii Boyer de Fonscolombe (Hemiptera: Aphididae) in the North of Gharb.</i>	
M. C. SMAILI, A. BLENZAR, A. J. BOUTALEB	5
Effet des facteurs environnementaux sur les premiers stades de la régénération naturelle de <i>Tetraclinis articulata</i> (Vahl, Master) en Oranie, Algérie. <i>Effect of environmental factors on natural regeneration of Tetraclinis articulata (Vahl, Master) in Oran region, Algeria.</i>	
S. HADJADJ AOUL, M. CHOUIEB, R. LOISEL	19
<i>Investigation on macrophyte development in Litani River (Lebanon) subjected to human disturbances.</i>	
Étude du développement des macrophytes dans la rivière Litani (Liban) soumises à des perturbations humaines.	
H. ISMAÏL, H. ABOU-HAMDAN, A. KOUBAYSSI, S. FAYOLLE, G. KHALAF, A. CAZAUBON, J. HAURY	31
<i>Effects of hydro-edaphic environment on the rooting of date palm (Phoenix dactylifera L.) Deglet Noor in the Ouargla Basin (south-east algeria).</i>	
Effets de l'environnement hydro-édaphique dans la cuvette d'Ouargla sur l'enracinement du palmier dattier (<i>Phoenix dactylifera</i> L.) Déglet Nour (sud-est algérien).	
M. D. BOUHOUN, L. BRINIS, M. L. SAKER, M. COTE, J. RABIER	41
Modélisation de la croissance en hauteur dominante et fertilité des peuplements de pin d'Alep (<i>Pinus halepensis</i> Mill.) en Tunisie. <i>Dominant height growth modelling and fertility of Aleppo pine (Pinus halepensis Mill.) stands in Tunisia.</i>	
T. SGHAIER, S. GARCHI	49

<i>Breeding site selection according to suitability for amphibian larval growth under various ecological conditions in the semi-arid zone of northern Israel.</i> Sélection de site de reproduction selon leur pertinence pour la croissance larvaire d'amphibiens sous des conditions écologiques diverses dans la zone semi-aride du nord d'Israël.	
T. GOLDBER, E. NEVO, G. DEGANI	65
La régression des steppes méditerranéennes : le cas d'un faciès à <i>Lygeum spartum</i> L. d'Oranie (Algérie). <i>The regression of the Mediterranean steppes: The case of Lygeum spartum L. facies in Oran region (Algeria).</i>	
N. BENABADJI, R. ABOURA, F. Z. BENCHOUK	75
<i>Properties of bacteriocin like substances produced by Rhizobium sp. ORN83 and ORN24 strains previously isolated in saline soils of Algeria.</i> Propriétés de substances apparentées aux bactériocines produites par les souches <i>Rhizobium</i> sp. ORN83 et ORN24 préalablement isolées de sols salés d'Algérie.	
K. MOURAD, K. HAFIDA	91
Résumés de thèses – Ph. D summaries Arne SAATKAMP, Alice SCHAFFHAUSER, Frédéric TRIBOIT, Benoît RICCI	102
Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis.	
<i>Journal indexed in PASCAL-CBRS and Biosis</i>	
http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/	

Remerciements

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 Alain BEDECARRATS, CEMAGREF de Grenoble
D^r Alain PAGANO, université d'Angers
D^r Cyrille RATHGEBER, INRA de Nancy
D^r Errol VÉLA, université de Montpellier
D^r Roland HUC, INRA d'Avignon
D^r Jean-François DEBRAS, INRA d'Avignon
D^r Jean-Philippe MEVY, université de Provence, Marseille
D^r Abdelhamid KHALDI, INRGREF de Tunis, Tunisie
D^r Marie-Hélène SAUGE, INRA d'Avignon
D^r Nicolas MONTÈS, université de Provence, Marseille
D^r Sylvain FADDA, université Paul-Cézanne, Marseille
D^r Valérie BERTAUDIÈRE-MONTÈS, université de Provence, Marseille
D^r Véronique MASOTTI, université de Provence, Marseille
P^r Michael HYNES, université de Calgary, Canada
P^r Pierre QUEZEL, université Paul-Cézanne, Marseille
P^r Saliou BOURAÏMA-MADJEBI, université de la Nouvelle-Calédonie

Éditorial – *Editorial*

Pr Thierry DUTOIT

Éditeur en chef

Editor-in-Chief

Le volume 35 de l'année 2009 reprend à partir d'un comité éditorial remanié pour accélérer le traitement des articles. La mise en fonction du nouveau site internet bilingue français-anglais, incluant les anciens numéros (tous téléchargeables en ligne), est également un plus indéniable pour notre revue*. Il faut en remercier le service communication de l'université d'Avignon et des pays de Vaucluse ainsi que M. Bock pour la numérisation de tous les volumes anciens. Dans un proche avenir, nous espérons pouvoir rendre téléchargeable chaque article individuellement !

La poursuite de la collaboration avec les éditions Naturalia Publications** est permise grâce au soutien financier en 2009 de l'UMR CNRS IRD Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (IMEP) ainsi que de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Sans ces soutiens, nous ne pourrions assurer l'équilibre financier de notre revue dont nous espérons un accroissement des abonnements dans les années à venir. En effet, *ecologia mediterranea* reste la seule revue scientifique internationale d'écologie méditerranéenne de transfert entre écologie fondamentale et sciences de la conservation. Suite à un accroissement du nombre d'articles soumis en 2009, nous espérons de nouveau pouvoir publier deux fascicules dès 2010.

The volume 35 of year 2009 starts again with a new editorial committee to accelerate paper review procedure. The realisation of the new French-English bilingual web site, including the former volumes, all downloadable on-line, also increases the quality of our journal. The University of Avignon must be thanked for it as well as Mr Bock for the digitalization of all the former volumes. In the near future, we hope that we can have every article downloadable individually!*

*The continuation of the collaboration with the publisher Naturalia Publications** is possible thanks to the financial support in 2009 of the UMR CNRS IRD Mediterranean Institute of Ecology and Paleocology as well as the region Provence-Alpes-Côte d'Azur. Without these supports, we could not assure the financial balance of our journal for which we hope an increase in the number of subscriptions in the years to come. Indeed, *ecologia mediterranea* remains the only international scientific journal of Mediterranean ecology transferring information between fundamental ecology and conservation sciences. Following the increase in papers submitted in 2009, we hope to be able to publish two fascicles in 2010 for the volume number 36.*

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

** <http://www.naturalia-publications.com>

Étude prospective de la fondation, de l'immigration et des facteurs de mortalité des colonies de pucerons noirs de l'oranger *Toxoptera aurantii* Boyer de Fonscolombe (Hemiptera : Aphididae) au nord du Gharb

M. C. SMAILI¹, A. BLENZAR², A. J. BOUTALEB³

1. Laboratoire d'entomologie INRA URPPV Kénitra, Maroc

2. Département de biologie, faculté des sciences, Université Moulay Ismail Meknès, Maroc

3. Unité de zoologie agricole, Département de protection des plantes, ENA Meknès, Maroc

E-mail : csmaili@yahoo.fr

Résumé

Quatre cent quatre-vingts colonies de pucerons noirs de l'oranger *T. aurantii* de dix cohortes ont été suivies, référencées et dénombrées de mi-avril à fin mai dans 10 vergers d'agrumes (*Citrus* spp.) de la région du Gharb durant les années 2006 et 2007. L'origine des colonies de ce ravageur qui colonise principalement certains stades des feuilles est la plupart du temps indéterminée. Cependant ces colonies peuvent être également formées par des individus aptères (surtout colonies d'été) et ailées (surtout colonies printanières). L'immigration des individus ailés a été discutée ainsi que les facteurs de régulation qui sont au nombre de 17 et agissent individuellement ou de façon conjuguée. Une différence significative du taux de régulation des colonies de *T. aurantii* a été notée et discutée entre les différentes origines de régulation. Les coccinelles *Adalia decempunctata* L. et *Coccinella septempunctata* L. (Coleoptera : Coccinellidae) sont les prédateurs les plus efficaces contre *T. aurantii*. L'impact de *A. decempunctata* représente 5 à 48,33 % de l'ensemble de la régulation, il est de 5 à 16,7 % pour *C. septempunctata*, de 5 à 18,33 % pour le couple *A. decempunctata* + *C. septempunctata*. La température et l'âge des pousses sont aussi des facteurs importants de régulation, et représentent respectivement de 8 à 55 % et de 3,33 à 40 % dans la limitation des colonies de *T. aurantii*. D'autres prédateurs affectent également les colonies de *T. aurantii*, tels que *Aphidoletes Aphidimyza* Rond. (Diptera : Cecidomyiidae),

Chrysoperla carnea Stephens (Neuroptera : chrysopidae) et *Episyrphus balteatus* DeGeer (Diptera : Syrphidae). L'effet de ces espèces indigènes, qui agissent individuellement ou avec les coccinelles, reste faible, excepté pour le couple *A. decempunctata* + *E. balteatus* avec un maximum de 10 %.

Abstract

Four hundred and eighty brown citrus aphid *T. aurantii* colonies from ten cohorts were followed and referred from middle of April to end of May in several citrus orchards in the Gharb area during 2006 et 2007 years. This pest would prefer to colonize the S1 and S2 citrus leaves stages but all other studied stages would be predisposed to be also colonized. The colonies of indeterminate foundation were the most important, followed by those founded by the apterous ones (e.g. summer colonies) and also those resulting from alatae one (e.g. spring colonies). Immigration of alates is also discussed. *T. aurantii* regulation factors are multiple (17 sources) and may act individually or combined. A significant difference of mortality level of *T. aurantii* colonies was noted and discussed between regulation's origins. Coccinellidae is the most efficient predators of *T. aurantii*, with *A. decempunctata* and *C. septempunctata* (Coleoptera: Coccinellidae). Impact of beneficial such as *A. decempunctata*, *C. septempunctata*, *A. decempunctata* in association with *C. septempunctata* on aphid regulation is respectively

Mots clés : *Toxoptera aurantii*, régulation, ennemis naturels, agrumes, Maroc.

Keywords: *Toxoptera aurantii*, regulation, natural enemies, citrus, Morocco.

from 5 to 48.33%; 5 to 16.7%, and 5 to 18.33%. Impact of other regulation's origins such as temperature and old leaves on aphid mortality is respectively from 8 to 55% and 3.33 to 40%. Others predators such as Aphidoletes Aphidimyza Rond. (Diptera: Cecidomyiidae), Chrysoperla carnea Stephens (Neuroptera: chrysopidae) and Episyrphus balteatus DeGeer (Diptera: Syrphidae), affect also *T. aurantii* colonies. The impact of these indigenous beneficial species, acting individually or with ladybird on colony survival is low, except for *A. decempunctata* in association with *E. balteatus* with a maximum of 10%.

Introduction

Au Maroc, l'agriculture est une activité dont le rôle socio-économique est prépondérant, cela est encore plus vrai pour le secteur des agrumes, source de devise importante estimée de 2,5 à 3 milliards de dirhams par année (1 € = 11 DH) (Anonyme 2008). Ce secteur génère 21 millions de journées de travail par année et approvisionne plusieurs usines de transformation et stations de conditionnement. Au niveau national, la lutte chimique classique sur agrumes est remplacée progressivement par des méthodes de protection intégrée qui inclut des méthodes de lutte biologique. Dans ce contexte, l'action de la faune auxiliaire sur la régulation des ravageurs est connue depuis longtemps (Iperti 1971 & 1999 ; Obrycki & King 1998 ; Katsoyannos 1996 ; Michaud 1999, 2001 ; Fréchette & Hemptinne 2004 ; Pervez & Omkar 2005 ; Rana 2006 ; Costamagna *et al.* 2008 ; Alhmedi *et al.* 2008). Au Maroc et plus particulièrement dans la région du Gharb, plusieurs espèces de pucerons attaquent les agrumes ; *Toxoptera aurantii* Boyer de Fonscolombe, *Aphis spiraecola* Pach., *A. gossypii* Glover, *Myzus persicae* Sulzer, *A. fabae* Scopoli et *A. craccivora* Koch (Chapot & Delluchi 1964). Actuellement, seules les trois premières espèces citées sont observées régulièrement dans cette région avec des effectifs importants (Benziane *et al.* 2001 ; Smaili *et al.* 2001). Toutefois, une autre espèce *T. citricida* Kirkaldy ou *T. citricidus* Kirkaldy (Hemiptera : aphididae) évolue aussi sur agrumes uniquement dans la région nord de la Méditerranée principalement au Portugal et en Espagne (Nieto-Nafría *et al.* 2005 ; Eppo 2006). Les deux espèces *T. citricida* et *A. gossypii* sont les principaux vecteurs de la Tristeza ou CTV (*Citrus Tristeza Closterovirus* – Closterovirus : Closteroviridae) (Rocha-

Pena *et al.* 1995 ; Brlansky *et al.* 2003 ; Eppo 2004 ; Nieto-Nafría *et al.* 2005). Cependant, *A. spiraecola* et *T. aurantii* peuvent aussi, dans une moindre mesure, être vecteurs de la CTV (Yokomi & Garnsey 1987) à l'exception d'une souche de *T. aurantii* particulièrement virulente en Inde (Komazaki 1993). Sous le climat méditerranéen, *T. aurantii* n'attaque que les agrumes et évolue en anholocyclie (Vittorio & Delucchi 1964 ; Carver 1978 ; Komazaki 1993 ; Patti & Barbagallo 1998). En cas de pullulation, ce ravageur peut affaiblir les jeunes pousses, provoquer l'avortement des fleurs et perturber ainsi le développement des jeunes pousses. Au Maroc, les agrumiculteurs non avertis effectuent annuellement les traitements aphicides sans tenir compte du rôle des aphidiphages. Or, dans la région du Gharb, des changements intervenus ces dernières années peuvent affecter l'activité des pucerons et modifier l'impact des facteurs naturels de limitation actuellement connus. Ces changements qui pourraient affecter le développement de ces ravageurs sont :

1. climatiques avec une augmentation de la température et de la période estivale, une diminution et une irrégularité des précipitations, la venue de nouvelle vague de froid ou de chergui (vent chaud) inattendus ;
2. techniques avec l'amélioration des méthodes de désherbage, de fertilisation et de taille, et la modification des méthodes de lutte avec un passage progressif de la lutte chimique classique à une protection raisonnée voire même intégrée.

Selon Michaud (1999), en lutte biologique, les travaux de laboratoire sont utiles mais ne cernent pas la totalité des paramètres importants, tels que l'abondance des prédateurs ou leur efficacité *in situ* par exemple. Des études complémentaires de plein champ, sur la biologie des pucerons, s'imposent dans le contexte précédemment cité afin de mettre en place de nouvelles stratégies de protection. Il s'avère en outre nécessaire d'éclaircir les causes de mortalité biotique et abiotique des pucerons des vergers d'agrumes ainsi que de mettre en évidence le rôle des principales espèces d'auxiliaires permettant leur régulation. Dans la région du Gharb, aucune étude n'a été réalisée sur l'évaluation en verger de l'action de la faune auxiliaire sur *T. aurantii*. Cette étude, qui s'inscrit dans le cadre d'une protection intégrée des vergers, a pour objectifs d'apporter des éléments nouveaux sur la fondation, l'immigration et sur les facteurs de

mortalité de ce puceron. Elle est également une base de travail pour une estimation ultérieure des facteurs de mortalité des autres espèces de pucerons sur agrumes notamment pour *T. citricida*, qui reste une menace permanente pour les vergers d'agrumes marocains.

Matériel et méthodes

Parcelles d'études et suivie de *T. aurantii*

La cohorte est définie ici comme un ensemble de colonies ayant la même date de fondation. Dans cette étude, 7 cohortes de 420 colonies sont suivies en 2006 et 3 cohortes de 60 colonies sont suivies en 2007. Ces cohortes qui subissent au même moment les mêmes conditions climatiques et les mêmes facteurs de mortalité sont suivis régulièrement jusqu'à leur disparition.

La colonie quant à elle est définie comme un groupement de plusieurs individus quels que soient leurs stades de développement évoluant sur une jeune feuille. L'origine de ces colonies peut être due à un ou plusieurs individus aptères, à un ou plusieurs individus ailés, à des nymphes, ou à la réunion de ces stades. La reproduction est parthénogénétique sur une jeune feuille. Ces colonies référencées se répartissent sur 10 parcelles situées dans la région nord du Gharb à raison d'une cohorte par parcelle (tableau 1). Au sein de chaque parcelle, les colonies sont réparties aléatoire-

ment à raison d'une colonie par jeune feuille et par arbre (orientation sud-est).

La jeune feuille porte naturellement une seule colonie de pucerons en début de sa formation, elle est notée ici « pousse ». Elle est facilement reconnaissable car non encore enroulée et de couleur vert clair. Les jeunes feuilles déjà infestées par les pucerons sont en revanche déjà enroulées et de couleur vert sombre. Ces dernières portent souvent des colonies avec peu d'individus suite à l'intervention d'un prédateur ou étant en fin de cycle par exemple. Tout en manipulant délicatement la jeune feuille, chaque colonie est suivie par contrôle visuel depuis son repérage jusqu'à son extinction. Les 240 colonies printanières suivies en 2006 à partir du 9 jusqu'au 22 mai sont notées CP1-06, CP2-06, CP3-06, CP4-06, elles se composent chacune de 60 colonies.

Les 180 colonies estivales suivies en 2006 à partir du 20 juin jusqu'au 18 juillet sont notées CE5-06, CE6-06, CE7-06, elles se composent chacune de 60 colonies. Les 60 colonies printanières suivies en 2007 à partir du 19 avril jusqu'au 15 mai sont notées CP8-07, CP9-07 et CP10-07, elles se composent chacune de 20 colonies.

Les parcelles d'études, dont la production est destinée au marché local, présentent un sol sablonneux et sont représentatives localement quant aux pratiques effectuées (désherbage mécanique, irrigation en goutte à goutte, aspersion, lutte raisonnée). Aucun traitement chimique n'a été fait durant les périodes d'étude.

Tableau 1 – Données sur les cohortes suivies.

Cohortes	Date d'initiation	Parcelles d'études	Nombre de colonies suivies par cohorte
Groupe CP 2006			
CP1-06	9 mai 2006	Mélange de clones de variétés	60
CP2-06	9 mai 2006	Mélange de clones de variétés	60
CP3-06	9 mai 2006	Collection d'association variétés/portes greffes	60
CP4-06	9 mai 2006	Collection d'association variétés/portes greffes	60
Groupe CE 2006			
CE5-06	20 juin 2006	Clémentine Cadoux	60
CE6-06	20 juin 2006	Clémentine Sidi Aissa	60
CE7-06	19 juin 2006	Maroc Late	60
Groupe CP 2007			
CP8-07	19 avril 2007	Clémentinier Cadou	20
CP9-07	19 avril 2007	Clémentinier Nucellaire	20
CP10-07	19 avril 2007	Collection d'association variétés/portes greffes	20
CP2006 : cohortes avec colonies évoluant au printemps de l'année 2006.			
CE2006 : cohortes avec colonies évoluant en été de l'année 2006.			
CP2007 : cohortes avec colonies évoluant au printemps de l'année 2007.			

Stade phénologique initial des pousses portant les colonies de *T. aurantii*

Le stade phénologique d'une jeune pousse hébergeant une seule colonie n'est pas le même pour toutes les autres colonies d'une même cohorte. Les pousses occupées par chaque colonie de *T. aurantii* sont nommées de la façon suivante :

- S1 = pousse jeune avec petite taille ;
- S2 = pousse jeune et dont la taille est > à S1 ;
- S3 = pousse plus ou moins développée dont la taille > à S2 ;
- S4 = pousse développée dont la taille est > à S3 ;
- S5 = pousse tendre mais presque âgée.

L'effectif initial des colonies portées sur les pousses repérées lors de la première observation a été évalué pour chaque cohorte de *T. aurantii*, par le pourcentage d'occupation des pousses ($PO\% = (si/N) \times 100$). Il est calculé en divisant l'effectif de toutes les pousses repérées montrant un stade (si) sur l'effectif total des pousses N (pour chaque cohorte, N = 60 colonies pour les pousses du printemps et 20 colonies pour les pousses d'été). À noter également qu'une seule pousse héberge une seule colonie.

Origine des colonies de *T. aurantii*

La fondation d'une nouvelle colonie de *T. aurantii* est évaluée en comptant ses effectifs lors de la première observation sur chaque pousse sélectionnée selon la méthodologie développée par Michaud (1999) :

- a. *Fondation aptère* : l'effectif de la colonie est fondé par des adultes aptères lorsqu'en l'absence d'adultes ailés les colonies ont une ou plusieurs femelles aptères et des nymphes ;
- b. *Fondation ailée* : l'effectif de la colonie est fondé par des adultes ailés lorsque les colonies se composent uniquement d'aillées avec ou sans progéniture ;
- c. *Fondation indéterminée* : l'effectif de la colonie est indéterminée lorsque les colonies hébergent à la fois des adultes aptères et ailés avec ou sans nymphes ou s'il y a présence de nymphes et absence d'adultes ou encore s'il y a des adultes aptères avec plus de 16 nymphes.

La formation des colonies par des aptères, des ailés ou des indéterminés appelée ici « part de formation (PF) » au sein d'une seule cohorte

est calculée selon la formule suivante : $PF = (xi/N) \times 100$ (Michaud 1999) ; avec xi : effectif de toutes les colonies formées, soit, par des aptères, des ailés ou des indéterminés, N : effectif total des colonies (pour chaque cohorte, N = 60 pour les pousses du printemps et 20 pour les pousses d'été). L'importance numérique de la colonie à l'origine est évaluée par le ratio R = part de la formation ailée/part de la formation aptère.

Immigration au sein des cohortes de *T. aurantii*

Le taux d'immigration (TI) au sein d'une cohorte est calculé comme suit :

- a. *Imm/Col.-imm* : effectif des ailés immigrants au sein de la colonie/effectif des colonies présentant uniquement des ailés immigrants (ailés qui ont rejoint la colonie) ;
- b. *Imm/Col. ailées* : effectif des ailés immigrants au sein de la colonie/effectif des colonies présentant des ailés immigrants et initiaux (ailés déjà présents au sein de la colonie au début) ;
- c. *Imm/Col. tot.* : effectif des ailés immigrants/effectif total des colonies.

Évaluation de la régulation de *T. aurantii* au sein des cohortes

L'évaluation de la régulation d'une cohorte a été estimée visuellement sur les pousses suivies (Michaud 1999). On entend ici par régulation, toute cohorte affectée par les facteurs supposés réduire les effectifs des colonies. En effet, lors de chaque relevé, l'effectif des colonies est dénombré pour chaque cohorte et le pourcentage de régulation d'une cohorte (R %) exprimant la régulation des colonies est estimé de la façon suivante ($R\% = ni/N \times 100$) (Michaud 1999) où ni : effectif des colonies observées visuellement mortes ou exterminées (prédation, disparition, etc.) par un des facteurs sous-mentionnés, N : effectif total des colonies observées visuellement (pour chaque cohorte, N = 60 pour les pousses du printemps et seulement 20 pour les pousses d'été).

Plusieurs facteurs supposés réguler les colonies de *T. aurantii* sont observés, il s'agit :

1. *Des prédateurs* : les syrphes, coccinelles, chrysopes et cécidomyie, déjà connues en verger d'agrumes au Maroc (Chapot & Delluchi 1964 ; Abbassi 1990 ; Smaili *et al.* 2001, 2006) ont été prises en considération.

Tout en manipulant délicatement la pousse, la prédation d'une colonie a été déduite par l'observation visuelle de la consommation totale ou partielle des individus au sein de la colonie. L'observation visuelle de la présence des larves et/ou adultes du prédateur juste avant et/ou après l'extinction d'une colonie est un autre indicateur important appuyant l'hypothèse de la prédation. En effet, une coccinelle, par exemple, à côté d'une colonie peut avoir provoqué la destruction de cette colonie. Les larves et les adultes des coccinelles (*A. decempunctata* et *C. septempunctata*) sont facilement reconnaissables et souvent observés consommant les pucerons. Les exsuvis et les pupes de ces prédateurs ont été souvent observées adhérentes aux jeunes pousses. De la même manière, les larves de *A. aphidimyza* (Diptera : Cecidomyiidae) sont reconnaissables à leur couleur orange jaune clair et observées souvent tuant les pucerons. Alors que les larves de syrphes *E. balteatus* (Diptera : Syrphidae), souvent observées seules, et reconnaissables par leur couleur translucide clair et sans tête distincte montrent les tubes digestifs souvent noirâtres. Enfin, les larves de chrysopes principalement *C. carnea* (Neuroptera : Chrysopidae) se distinguent de celles des coccinelles par leurs mandibules recourbées en crochet, leur grande mobilité et leur cocon blanc, souvent collé sur feuille.

2. *État des pousses âgées* : en vieillissant la pousse devient une source d'alimentation moins attractive pour les pucerons et engendre la mortalité et la migration des adultes ainsi qu'une perturbation auprès des nymphes âgées (Michaud 1999).
3. *Conditions de température* : les pucerons de différents stades morts par la température présentent un dessèchement mais sans la présence de points de piqûre.
4. *Mortalité conjuguée* : lorsque l'extinction de la colonie se fait par le concours à la fois de deux ou plusieurs facteurs déjà cités.
5. *Parasitisme* : la présence éventuelle de pucerons momifiés ou avec trou de sortie dans une colonie appuie la thèse d'un parasitisme dû à des hyménoptères parasitoïdes.
6. *Disparition non déterminée* : disparition des pucerons de la colonie en l'absence de tous les facteurs susmentionnés.

Espèces adhérentes aux colonies de *T. aurantii*

La présence d'autres espèces phytophages et/ou prédateurs associées à *T. aurantii* est observée par contrôle visuel et notée selon une échelle arbitraire variant de 0 à 5 : 0 = absent ; 1 = sporadique ; 2 = présent ; 3 = peu abondant ; 4 = abondant ; 5 = très abondant.

Données météorologiques

Les données météorologiques (température et pluviométrie) ont été recueillies à la station expérimentale à El Menzeh de l'INRA de Kénitra dont les données sont numérisées.

Analyses statistiques

Des ANOVA sont réalisées pour comparer l'effet et la signification des facteurs étudiés : stade phénologique de la pousse, origine de la colonie, origine de la mortalité, groupe de cohortes sur les différentes variables : pourcentage d'occupation des pousses (PO %), part de formation des colonies (PF %), taux d'immigration (TI) (*Imm/Col. ailées* ; *Imm/Col. -imm* ; *Imm/Col. tot.*) et le pourcentage de régulation (R %). La séparation des groupes homogènes (niveaux des facteurs étudiés) a été faite par le test de Duncan à un niveau de 5 % d'une probabilité ($p < 0,05$) utilisant la procédure PROC GLM (SAS Institute, 2005). Pour homogénéiser les variances, les données brutes ont été au préalable transformées en $\text{Arcsin}\sqrt{x}$.

Résultats

Occupation des pousses par les colonies de *T. aurantii*

Les colonies de *T. aurantii* s'installent sur des pousses à différents stades (tableau 2). Une différence significative du pourcentage PO est notée entre les différents stades rapportés (F Value : 236,97 ; $\text{Pr} > \text{F}$: 0,0001). En effet, la répartition initiale des colonies a montré que les stades S2 et S3 sont ceux qui héber-

Tableau 2 – Pourcentage d'occupation des pousses (PO %) pour chaque cohorte de *T. aurantii* en fonction de son stade de développement (pour chaque cohorte, N = 60 colonies pour les cohortes printanières et 20 colonies pour celles de l'été).

Cohortes	début d'observation	S1	S2	S3	S4	S5
CP1-06	9 mai 2006	18,333	23,333	55	3,333	0
CP2-06	9 mai 2006	13,333	40	41,666	5	0
CP3-06	9 mai 2006	20	31,666	43,333	5	0
CP4-06	9 mai 2006	10	51,666	35	3,333	0
CE5-06	20 juin 2006	5	46,666	25	23,333	0
CE6-06	20 juin 2006	16,666	41,666	35	6,666	0
CE7-06	19 juin 2006	8,333	63,333	18,333	10	0
CP8-07	19 avril 2007	25	35	30	10	0
CP9-07	19 avril 2007	0	15	85	0	0
CP10-07	19 avril 2007	0	15	70	5	0

* Résultat de la première observation.

gent le plus ces colonies avec respectivement 15 à 51,67 % et 30 à 85 % de l'ensemble des pousses observées initialement (cohortes printanières) (tableau 3). Chez les cohortes estivales ces chiffres varient pour les mêmes stades respectifs entre 41,66 % et 63,33 % et entre 18,33 % et 35 % de l'ensemble des pousses. Toutefois, les autres stades S1 et S3 ne dépassent pas respectivement 25 % et

Tableau 3 – Pourcentage moyen d'occupation des pousses (PO %) pour chaque cohorte de *T. aurantii* en fonction de son stade de développement.

	S1	S2	S3	S4	S5
CP 2006	14,44 ± 5,09	41,11 ± 10,04	40 ± 4,41	4,44 ± 0,96	0
CE 2006	10 ± 6,01	50,55 ± 11,34	26,11 ± 8,38	13,33 ± 8,8	0
CP 2007	11,67 ± 12,58	21,7 ± 11,5	62 ± 28	5 ± 5	0
Moy ± ET	12,36 ± 2,77	36,3 ± 14,45	44 ± 18	7,5 ± 5,06	0

CP 2006 : groupe des cohortes avec colonies évoluant au printemps de l'année 2006.
CE 2006 : groupe des cohortes avec colonies évoluant en été de l'année 2006.
CP 2007 : groupe des cohortes avec colonies évoluant au printemps de l'année 2007.

Tableau 4 – Part et origine de formation des colonies de *T. aurantii* (PF %) (pour chaque cohorte, N = 60 colonies pour les cohortes printanières et 20 colonies pour celles de l'été).

Cohortes	Début d'observation	Origine aptère	Origine ailée	Origine indéterminée	Ratio
CP 2006					
CP1-06	9 mai 2006	3,33	8,33	88,33	2,5
CP2-06	9 mai 2006	23,33	13,33	63,33	0,57
CP3-06	9 mai 2006	18,33	10	71,66	0,54
CP4-06	9 mai 2006	18,34	16,66	65	0,9
CE 2006					
CE5-06	20 juin 2006	20	11,7	68,33	0,58
CE6-06	20 juin 2006	28,33	1,67	70	0,06
CE7-06	19 juin 2006	30	3,33	66,67	0,11
CP 2007					
CP8-07	19 avril 2007	0	30	70	-
CP9-07	19 avril 2007	10	20	70	2
CP10-07	19 avril 2007	0	25	75	-

23,33 %. Une différence significative de ce pourcentage relatif à l'interaction entre le stade et la cohorte a été notée également (F Value : 8,06 ; Pr > F : 0,0004).

Origine des colonies de *T. aurantii*

L'origine des colonies reste la plupart du temps indéterminée (63 à 88 % de l'ensemble des colonies) (tableau 4). La part de celles formées par les aptères varie entre 3,33 à 23,33 % (colonie d'été) et entre 20 à 30 % de l'effectif total des colonies (colonie d'été). Cependant, la formation des colonies par des ailés apparaît plus importante pour les colonies printanières avec 8,33 à 16,66 % (2006) et entre 20 à 25 % de l'effectif total des colonies (2007). L'analyse de variance montre une différence significative de la part de formation entre les trois origines de formation de *T. aurantii* (F Value : 236,97 ; Pr > F : 0,0001). La séparation des moyennes des groupes différencie deux groupes ; le premier formé par le niveau de formation « indéterminée » alors que le second est constitué par les deux autres niveaux de formation aptère et ailé. Une interaction significative de ce pourcentage (PF) a été également notée entre l'origine de la formation et le groupe de cohorte (F Value : 8,06 ; Pr > F : 0,0004). Le ratio ailé : aptère varie de 2 à 2,5 pour les cohortes C1 et C9. Il reste faible pour les cohortes estivales et ne dépasse pas 0,9 pour les autres cohortes printanières de 2006.

Immigration au sein des cohortes de *T. aurantii*

À part les colonies printanières de 2006, toutes les autres ont vu leurs effectifs augmenter par l'apport d'individus immigrants (tableau 5). Le rapport Imm/Col. -imm a varié entre 0 à 8,18 avec un maximum noté pour C6 (8,18) et C7 (5,44) alors que le rapport Imm/Col. ailées a varié entre 0 à 6 avec un maximum de C6 (6) et C7 (4,12). Toutefois, le rapport Imm/Col. tot n'a pas dépassé 2,26. On constate une différence significative entre les trois groupes représentant les cohortes pour les variables Imm/Col. ailées (F Value : 17,52 ; Pr > F : 0,0019) et Imm/Col. tot. (F Value : 11,90 ; Pr > F : 0,0056).

Régulation de *T. aurantii*

Plusieurs facteurs contribuent à la régulation : les prédateurs (coccinelles, chrysopes, syrphes, cécidomyie), le parasitisme, le facteur poussa âgée, la température et d'autres facteurs indéterminés (tableau 6). Dix-sept niveaux exprimant les origines de la régulation de *T. aurantii* sont également observés : 8 sont individuels : *A. decempunctata*, *C. carnea*, *E. balteatus*, *A. aphidimyza*, température, *C. septempunctata*, état des pousses, disparition indéterminée et 9 sont conjugués : *A. decempunctata* + *E. balteatus* ; *A. decempunctata* + *A. aphidimyza* ; *A. decempunctata* + *C. carnea* ; *A. decempunctata* + *C. septempunctata* ; *C. septempunctata* + *A. aphidimyza* ; *A. decempunctata* + *C. septempunctata* + *A. aphidimyza* ; *A. decempunctata* + parasitisme ; *A. decempunctata* + *A. aphidimyza* + parasitisme ; *A. decempunctata*

Tableau 5 – Taux d'immigrants (TI) au sein des cohortes de *T. aurantii* (pour chaque cohorte, N = 60 colonies pour les cohortes printanières et 20 pour celles de l'été).

	TI Imm/Col.-imm	TI Imm/Col. ailées	TI Imm/Col. tot
CP 2006			
CP1-06	-	0	0
CP2-06	-	0	0
CP3-06	-	0	0
CP4-06	-	0	0
Moy ± ET	-	0	0
CE 2006			
CE5-06	1,92	1,79	0,86
CE6-06	8,18	6	1,5
CE7-06	5,44	4,12	2,26
Moy ± ET	5,18 ± 3,13	3,97 ± 2,10	1,54 ± 0,7
CP 2007			
CP8-07	2,42	2,42	1,7
CP9-07	2,18	1,71	1,2
CP10-07	1	0,2	0,05
Moy ± ET	1,87 ± 0,76	1,44 ± 1,13	0,98 ± 0,84
Moy ± ET	3,52 ± 2,73	2,7 ± 2,05	1,26 ± 0,75

+ état des pousses (tableau 6). L'analyse de variance globale du pourcentage de régulation (R) des colonies de *T. aurantii*, en prenant en compte ces 17 niveaux, montre une différence significative de l'origine de la régulation (F Value : 44,38 ; Pr > F : 0,0001). La séparation des moyennes des niveaux de cette analyse aboutit aux groupes suivants : groupe 1 : température, *A. decempunctata* ; groupe 2 : état des pousses ; groupe 3 : disparition indéterminée ; groupe 4 : couple *C. septempunctata* + *A. decempunctata* ; groupe 5 : *A. decempunctata* + *A. aphidimyza* et groupe 6 : les autres niveaux restants (*C. carnea*, *E. balteatus* ; *A. aphidimyza* ; *C. septempunctata* ; *A. decempunctata* + *E. balteatus* ; *A. decem-*

Tableau 6 – Pourcentage de régulation (R %) des colonies de *T. aurantii* pour les dix cohortes sur agrumes (pour chaque cohorte, N = 60 colonies pour les cohortes printanières et 20 colonies pour celles de l'été).

	Ad.	Chr	Syr	Cécid	Ad. + Syr	Ad + Cécid	Ad + Chr	Temp	C7	Ad + C7	Cécid + C7	Ad + C7 + Cécid	Ad + Par.	EP	Ad + + Cécid + par.	Ad + EP	Dis. ind.
CP1-06	15	0	0	0	0	5	0	55	10	8,33	3,33	0	0	3,33	0	0	0
CP2-06	21,7	0	0	0	0	3,33	0	48,33	11,7	6,67	3,33	0	0	5	0	0	0
CP3-06	6,67	0	0	0	0	3,33	0	50	16,7	13,33	1,67	1,66	0	6,66	0	0	0
CP4-06	5	0	0	0	0	6,66	0	55	5	18,33	0	1,66	3,34	5	0	0	0
CE5-06	45	8,33	0	0	0	0	0	8,33	0	0	0	0	0	23,33	0	0	15
CE6-06	40	6,66	0	5	0	3,33	6,66	10	0	0	0	0	0	6,66	0	0	21,7
CE7-06	48,33	5	3,33	0	3,33	3,33	5	6,66	0	0	0	0	0	15	0	0	10
CP8-07	5	0	0	0	10	0	0	0	15	10	0	0	0	25	0	0	35
CP9-07	0	0	0	0	0	0	0	0	10	15	0	0	0	40	0	5	30
CP10-07	5	0	0	0	0	0	0	0	15	5	0	0	0	20	5	0	50

Ad : *Adalia decempunctata* ; C7 : *Coccinella septempunctata* ; Par. : parasitisme ; EP : état des pousses ; Chr : Chrysope (*C. carnea*) ; Syr : Syrphé (principalement l'espèce *E. balteatus*) ; Cécid : Cécidomyie (*A. aphidimyza*) ; Temp : température ; Dis. ind. : disparition indéterminée.

punctata + *C. carnea*; *C. septempunctata* + *A. aphidimyza*; *A. decempunctata* + *C. septempunctata* + *A. aphidimyza*; *A. decempunctata* + parasitisme; *A. decempunctata* + *A. aphidimyza* + parasitisme; *A. decempunctata* + état des pousses.

L'impact de la température et des coccinelles est identique et important sur l'extinction des colonies. L'impact des autres facteurs de régulation est moindre, *C. septempunctata* élimine de 5 à 16,7 % de l'effectif total des colonies printanières, *A. decempunctata* élimine de 5 à 21,7 % pour les colonies printanières et de 40 à 48,33 % pour les colonies estivales. La régulation par les larves de *C. carnea* varie de 5 à 8,33 % uniquement pour les cohortes estivales avec une moyenne de 6,67 %. Il semble également que les larves de *E. balteatus* aient un faible impact sur l'extinction de *T. aurantii*, 3,33 % (C7), cependant les syrphes sont connus comme des prédateurs spécialistes sur pucerons. La prédation par les larves de *A. aphidimyza* seule a assuré l'extinction de 5 % (C6).

Une différence significative du pourcentage de régulation relatif à l'interaction entre l'origine de la régulation et le groupe de cohortes a été également notée (F Value : 22,46 ; Pr > F : 0,0001).

L'impact du couple *A. decempunctata* + *C. septempunctata*, sur la régulation des colonies printanières de *T. aurantii* est le plus important, de 5 à 18,33 % (tableau 6). L'impact conjugué de *A. decempunctata* + *A. aphidimyza* et *A. decempunctata* + *C. carnea* est de 6,66 %, de 3,33 % pour *A. aphidimyza* + *C. septempunctata* et de 1,66 % pour *A.*

decempunctata + *C. septempunctata* + *A. aphidimyza*. L'association *A. decempunctata* + *E. balteatus* engendre une mortalité de 3,33 % (C7) et 10 % (C8), alors que l'association des larves d'*A. aphidimyza* avec celles de *C. carnea* n'a jamais été observée.

L'état des pousses est lui aussi un facteur important, ce facteur provoque une élimination et/ou un déplacement variant de 3,33 à 40 % (CP) et de 6,66 à 23,33 % (CE). La température est également un facteur abiotique très important qui affecte le développement normal de *T. aurantii*. En effet, des températures maximales survenues brusquement durant la troisième semaine du mois de mai 2006 (figure 1), provoquent une mortalité allant de 8 à 55 %. Enfin, la disparition et/ou la mortalité par d'autres facteurs indéterminés occupe aussi une part importante dans la réduction des cohortes, de 10 % et 50 % de l'effectif total des colonies.

L'impact du parasitisme seul sur *T. aurantii* n'a pas pu être évalué, en effet, deux colonies seulement ont été observées portant des pucerons momifiés. Cependant, l'effet du parasitisme conjugué avec *A. decempunctata* ou en association avec *A. aphidimyza* a engendré respectivement une mortalité de 3,34 % (C4) et 5 % (C10).

À noter que lorsque l'on prend en compte les neuf niveaux conjugués de mortalité, l'analyse de variance du pourcentage de régulation des colonies de *T. aurantii* montre une différence significative entre ces niveaux conjugués (F Value : 8.14 ; Pr > F : 0,0001). Cette analyse aboutit aux groupes suivants : groupe 1 : *A. decempunctata* + *C. septem-*

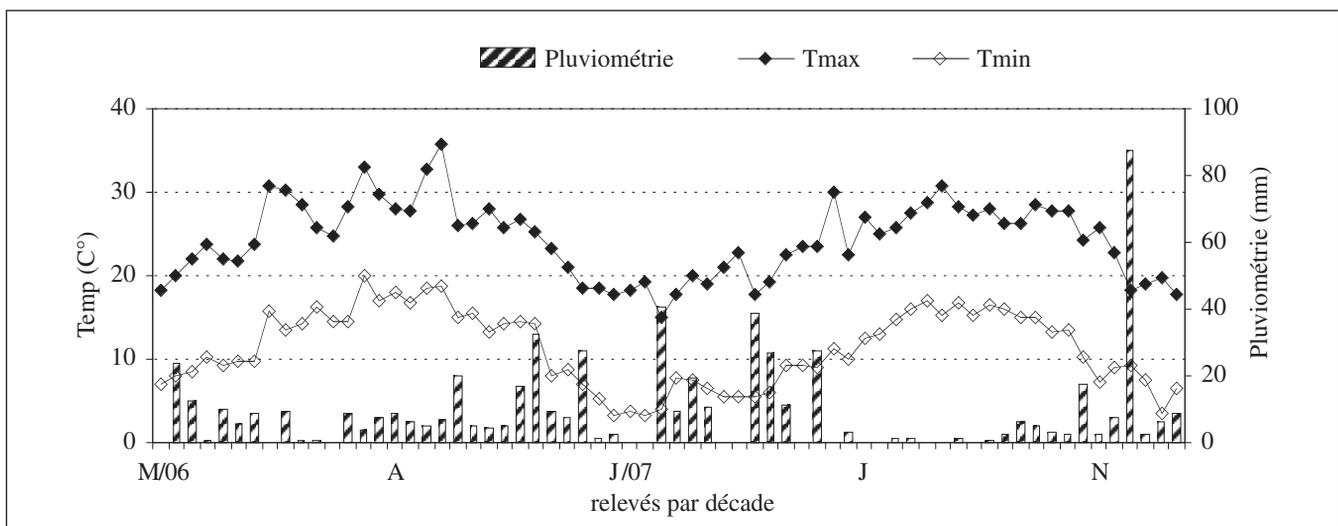


Figure 1 – Évolution de la température et de la pluviométrie à El Menzeh (mars 2006-décembre 2007).

punctata, groupe 2 : *A. decempunctata* + *A. aphidimyza* et groupe 3 : formé par les autres niveaux restants (*A. decempunctata* + *E. balteatus* ; *A. decempunctata* + *C. carnea* ; *C. septempunctata* + *A. aphidimyza* ; *A. decempunctata* + *C. septempunctata* + *A. aphidimyza* ; *A. decempunctata* + parasitisme ; *A. decempunctata* + *A. aphidimyza* + parasitisme ; *A. decempunctata* + état des pousses. Cela signifie que les associations *A. decempunctata* + *C. septempunctata* suivies par *A. decempunctata* + *A. aphidimyza*, sont celles qui régulent les colonies de *T. aurantii*.

Évolution du pourcentage de colonies vivantes de *T. aurantii*

Le pourcentage de colonies vivantes infestant les pousses diminue légèrement après la troisième observation pour les cohortes C2, C8 et C10 (figure 2). Le pourcentage moyen de colonies vivantes de ces trois cohortes diminue également après la troisième observation mais s'annule rapidement pour les cohortes printanières et progressivement pour les cohortes estivales (figure 3).

Il apparaît que les colonies sont souvent visitées par plusieurs ennemis naturels d'intérêt

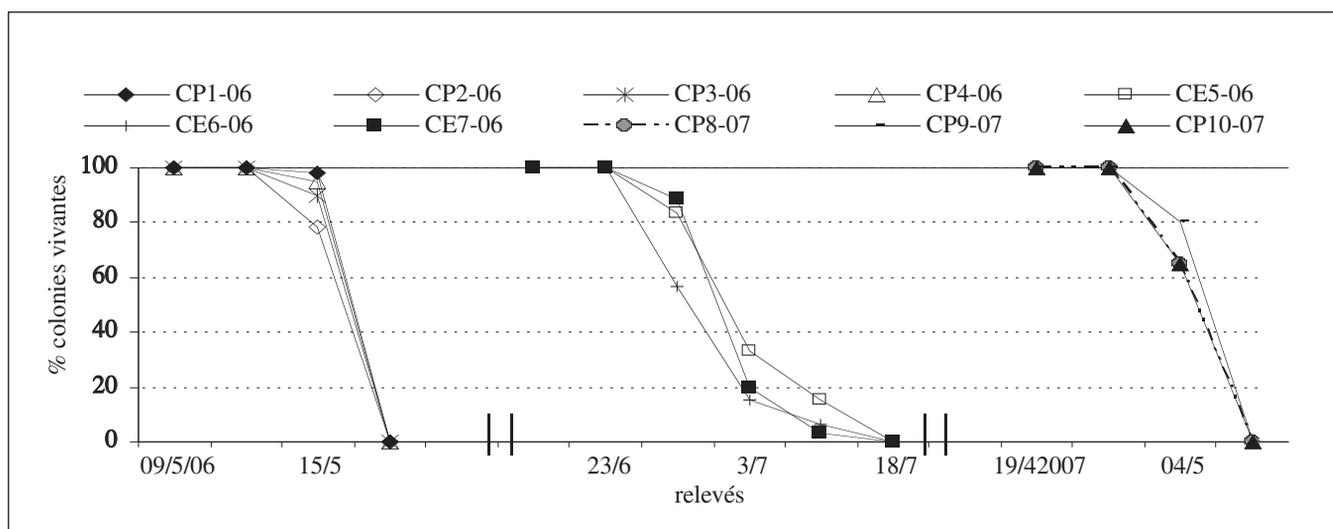


Figure 2 – Évolution du pourcentage de colonies vivantes des dix cohortes de *T. aurantii* sur agrumes.

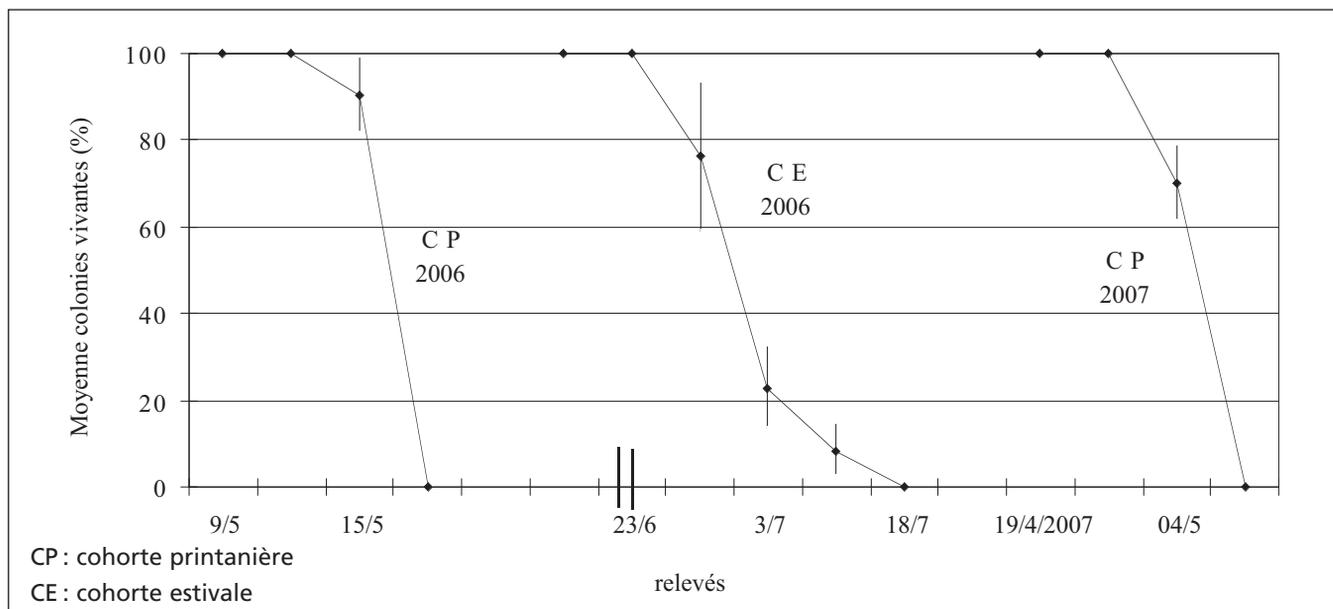


Figure 3 – Évolution du pourcentage moyen de colonies vivantes selon le type de cohorte de *T. aurantii* sur agrumes.

agronomique, les coccinelles (*A. decempunctata*, *C. septempunctata*, *Chilocorus bipustulatus* L., *Rodolia Cardinalis* Mulsant, *Stethorus punctillum* Weise, *Brumus quadripustulatus* Mot., *Exochomus nigromaculatus* Goeze, *Platynaspis letuorubra* Goeze ; le syrphé (*E. balteatus*) ; la cécidomyie (*A. aphidimyza*) ; les chrysopes dont *C. carnae* et un parasitoïde du genre *Aphidius* (tableau 7). D'autres arthropodes compétiteurs tels que le puceron (*A. spiraecola*, *A. gossypii*) et la mineuse des agrumes *Phyllocnistis citrella* Stainton (Lep. : Gracillariidae) ou détritivore comme l'acarion *Lorryia formosa* Cooreman (Acarina : Tydeidae) sont également observés.

Discussion et conclusions

Nos résultats montrent que parmi les ravageurs d'importance, *T. aurantii* colonise davantage les stades jeunes S2 et S3 qui, en outre, s'étendent sur une période plus longue.

Le fait que le stade S4 soit moins colonisé montre que les pucerons préfèrent initier leurs colonies sur des pousses en pleine période d'expansion. Cela est dû au fait que les deux premiers stades renferment plus de sève et se caractérisent par un épiderme tendre contrairement à celui des feuilles âgées. Il apparaît cependant que toutes les feuilles des stades S1 à S4 peuvent être colonisées par *T. aurantii* puisque même le stade S4 est colonisé lorsque les autres stades ne sont pas assez représentés.

Le stade des individus à l'origine des colonies de *T. aurantii* est souvent indéterminé, cependant les colonies peuvent être formées par des ailés et/ou des aptères. Nos résultats montrent que les colonies initiées par les ailés durant les mois d'avril et mai sont les plus importantes et cela s'explique du fait que les ailés sont souvent à l'origine des premières infestations. Les colonies formées durant le mois de juin sont en revanche d'origines aptères et nos résultats sont conformes à ceux de Michaud (1999).

Tableau 7 – Espèces associées aux colonies de *T. aurantii* (note de 1 à 5).

Espèces	Présence dans la cohorte	Niveau de présence
Parasitoïde		
Aphidiidae	CP4-06	1
Coccinellidae		
<i>A. decempunctata</i>	CP1-06, CP2-06 ; CP3-06 ; CP4-06 ; CP8-07 ; CP9-07 ; CP10-07 ; CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	5 4
<i>C. septempunctata</i>	CP1-06, CP2-06 ; CP3-06 ; CP4-06 ; CP8-07 ; CP9-07 ; CP10-07	5
<i>C. bipustulatus</i>	CP1-06, CP2-06 ; CP3-06 ; CP4-06 ; CP8-07 ; CP9-07 ; CP10-07 ; CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	3 4
<i>R. cardinalis</i>	CP1-06, CP2-06 ; CP3-06 ; CP4-06 ; CP8-07 ; CP9-07 ; CP10-07 ; CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	3 3
<i>S. punctillum</i>	CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	4
<i>E. quadripustulatus</i>	CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	1
<i>E. nigromaculatus</i>	CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	1
<i>P. letuorubra</i>	CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	2
Syrphidae		
<i>E. balteatus</i>	CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	2
Cécidomyie	CP1-06, CP2-06 ; CP3-06 ; CP4-06 ; CE7-06 ; CP10-07	2
<i>A. Aphidimyza</i>	CE6-06	3
Chrysopidae	CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	5
<i>C. carnea</i>		
Compétiteurs		
<i>A. spiraecola</i>	CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	3
<i>A. gossypii</i>	CP1-06 ; CP2-06	2
<i>P. citrella</i>	CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06	5
Acarions	CP1-06, CP2-06 ; CP3-06 ; CP4-06 ; CP8-07 ; CP9-07 ; CP10-07 ;	3
Tydeidae	CE5-06 ; CE6-06 ; CE7-06 ;	5
<i>L. formosa</i>		

Échelle arbitraire : 1 : sporadique ; 2 : présent ; 3 : peu abondant ; 4 : abondant ; 5 : très abondant.

Les facteurs de mortalité de *T. aurantii* sur agrumes sont multiples (17 niveaux) dont 8 agissant individuellement. On constate un effet de l'âge des pousses, des températures et de la prédation. Les prédateurs, *A. decempunctata*, *C. septempunctata*, *A. Aphidimyza*, *E. balteatus* et *C. carnea*, sont courants sur agrumes (Michaud 1999 ; Michaud 2001 ; Smaili *et al.* 2001 ; Smaili *et al.* 2006) et les pics des ces prédateurs correspondent souvent aux infestations des pucerons. Dans les régions du Gharb et du Loukkos (nord-ouest du Maroc), les aphidiphages sur agrumes appartiennent à plusieurs genres ; *Adalia*, *Coccinella*, *Harmonia*, *Platynaspis*, *Oenopia*, *Hippodamia*, *Hyperaspis* et parmi eux, *A. decempunctata* est l'espèce la plus importante en termes d'effectifs et d'observations dans ces deux zones (Smaili *et al.* 2006). Selon ces auteurs, cette espèce présente plusieurs phénotypes dont la forme *A. decempunctata* var. *decempustulata* est la plus rencontrée sur agrumes, c'est une source importante de régulation (Michaud 1999 ; Michaud 2001). D'autres coccinelles sont connues comme agent de régulation sur agrumes, *Scymnus subvillosus* Goeze, *S. apetzii* Mulsant, *S. rubromaculatus* Goeze, *C. septempunctata*, *A. bipunctata* et *A. decempunctata* (Kavallieratos & Tomanovic 2004). De même, à Lucknow en Inde, les coccinelles *Cheilomenes sexmaculata* Fabricius, *Coccinella transversalis* Fabricius et *Propylea dissecta* Mulsant sont des espèces aphidiphages très abondantes (Pervez & Omkar 2005). Il est important de signaler que certains prédateurs tels que les staphilins (Coleoptère), les Anthorcoridae, Miridae et Nabidae (Hemiptère) n'ont pas été observés sur les colonies de *T. aurantii* dans cette étude.

Cette étude a montré que le couple *A. decempunctata* + *C. septempunctata* est l'association principale qui limite les colonies printanières de *T. aurantii* dans la région du Gharb. L'impact de *C. septempunctata* reste important au printemps mais elle entre en diapause estivale dès juin (Smaili *et al.* 2000). *C. septempunctata* peut être favorisée par la largeur de sa taille lors des interactions intraguilides (Hodek & Michaud 2008). Selon les mêmes auteurs, *A. bipunctata* et *H. axyridis* peuvent être favorisées et ne pas être prédatées lors de la rencontre avec *C. septempunctata* et ceci serait dû à la défense de leurs stades immatures. Nos résultats montrent aussi que lorsque l'une des deux espèces *A. decempunctata* ou *C. septempunctata* intervient

avec une autre espèce prédatrice telle que *C. carnea*, *E. balteatus*, *A. aphidimyza* sur *T. aurantii*, l'impact sur la colonie de pucerons diminue et cela serait dû au phénomène de prédation intraguilde (Polis *et al.* 1989 ; Arim & Marquet 2004 ; Lucas 2005 ; Fréchette *et al.* 2008).

La présence également de *C. carnea* semble diminuer l'effet de régulation de la coccinelle *A. decempunctata*. Cela confirme la vulnérabilité des larves des coccinelles vis-à-vis des ennemis naturels notamment les chrysopes (Lucas *et al.* 1997 ; Lucas *et al.* 2000 ; Al-Zyoud *et al.* 2005 ; Anti & Aini 2006).

Le rôle de régulateur des espèces autres que les coccinelles reste moyen ou faible. De plus, en présence de *A. decempunctata* ou *C. septempunctata*, *A. aphidimyza*, hautement vulnérable à la présence d'un prédateur intraguilde actif, est considéré comme un prédateur furtif (Lucas & Brodeur 2001 ; Fréchette *et al.* 2008). Toutefois des travaux montrent que, en Tunisie, *A. aphidimyza* permet une réduction de 65 % des populations de pucerons (Ben Halima 1995).

L'impact des coccinelles dans l'élimination des colonies de *T. aurantii* est plus important par rapport à celui de *E. balteatus*. Les mêmes résultats ont été déjà rapportés par Michaud (1999) sur *T. citricida*. L'interaction intraguilde des syrphes avec les coccinelles était faible (CP8-07 avec 10 %). Lors de la rencontre entre les larves de *E. balteatus* avec les autres prédateurs, la prédation intraguilde dépend de la taille relative de ces autres compétiteurs (Hindayana *et al.* 2001). Selon les mêmes auteurs, les individus larges sont des prédateurs intraguilides alors que ceux dont la taille est petite deviennent des proies intraguilides (œufs, L1 et pupe). D'autres travaux sur le petit pois (*Pisum sativum*) ont montré une abondance faible des larves de *E. balteatus* observée sur les plants infestés par le puceron *Acyrtosiphon pisum* Harr. (Hemiptera : Aphididae) et colonisés par *C. septempunctata* (Alhmedi *et al.* 2007). Il est important de noter que la prédation par les araignées représente un risque de mortalité pour les syrphes (Michaud & Rowning 1999) et que nous avons observé une pullulation de plusieurs espèces d'araignées au cours de cette étude.

En ce qui concerne le parasitisme, il était quasiment absent dans nos conditions et n'a pas affecté le développement de *T. aurantii*. Ce faible taux de parasitisme est probablement

une conséquence de la variabilité des hôtes et des cultures présentes au niveau de la région ainsi qu'à la multitude des traitements chimiques effectués.

En outre, le parasitisme intervient de fin mars jusqu'à avril d'abord sur *A. spireacola* puis sur *T. aurantii*, alors que les pousses que nous avons suivies n'ont pas concerné les colonies déjà développées ou portant le parasite. Au Maroc, seulement deux parasitoïdes sont identifiés sur agrumes : *Aphidius ervi* Haliday (Hym. : Aphidiidae) sur *Myzus persicae* et *Lysiphlebus fabarum* Marshall (Hym. : Aphidiidae) sur *Aphis gossypii* (Stary & Sekkat 1987). En revanche, dans plusieurs pays, les espèces telles que *Lysiphlebus testaceipes* Creson (Hym. : Aphidiidae), *Lysiphlebus confusus* Tremblay & Eady (Hym. : Aphidiidae), *Trioxys angelicae* Haliday, *Aphidius matricariae* Haliday et *Aphidius colemanie* Viereck (Hym. : Aphidiidae), sont des parasitoïdes importants en verger d'agrumes et sont efficaces dans le contrôle des populations de *T. aurantii*, *A. citricola* et *A. gossypii* (Tremblay 1987 ; Persad *et al.* 2004 ; Kavallierratos & Tomanovic 2004 ; Ben Halima & Ben Hamouda 2005).

D'autres facteurs abiotiques importants limitent également les populations de *T. aurantii*, notamment les facteurs, état de la pousse et conditions de température. Le premier provoque la mortalité prématurée des jeunes stades larvaires et perturbe le développement normal des autres stades. En effet, en vieillissant l'attractivité des pousses pour les pucerons diminue. Dans ce cas, les adultes et les nymphes âgés la quittent alors que les jeunes stades se trouvent incapables de compléter leur développement normal vers le stade suivant et ceci engendre généralement leur mortalité. En ce qui concerne les conditions de température, leur élévation avec des maximales journalières > à 35 °C fin mai 2006 affecte les colonies. Enfin, la disparition des colonies due aux facteurs indéterminés est un autre moyen de régulation à ne pas négliger. Ceci peut être dû à l'effet conjugué de l'écart thermique de la température et l'évolution phénologique des pousses, avant le développement complet de *T. aurantii*. Il est possible aussi que les températures élevées contribuent à la régulation de certaines colonies.

Durant la période d'étude, nous avons trouvé plusieurs autres espèces dans les colonies de *T. aurantii*. La mineuse des agrumes *P. citrella* est l'une d'elles et il est probable qu'il

ait compétition entre ces deux espèces pour l'accès aux jeunes feuilles estivales. Cette infestation qui peut accélérer le départ prématuré du puceron vers d'autres nouvelles jeunes pousses est considérée comme un des facteurs indéterminés. Un autre exemple d'insecte compétiteur qui a rejoint les colonies de *T. aurantii* est celui de *A. spireacola*, ceci malgré la disponibilité d'autres jeunes pousses non encore infestées. Le regroupement des pucerons reflète probablement un comportement d'agrégation des individus de ces espèces, qui partageraient la même source d'alimentation (ici les pousses) et le même risque de prédation, cela leur permettrait de réduire le taux de prédation par ces ennemis naturels.

Dans le cadre de cette étude il ressort que la régulation des colonies *T. aurantii* a été réalisée par l'action de l'entomofaune auxiliaire associée à celle d'autres facteurs physiques tels que la température et l'état des pousses. Les résultats de cette étude réalisée sur deux années laissent entrevoir la possibilité d'une régulation naturelle des colonies de *T. aurantii* par les prédateurs présents dans l'environnement et le verger. Cependant, afin de valider définitivement ce résultat, il serait souhaitable de reconduire cette étude. De ce travail, il ressort en premier lieu que les agrumiculteurs doivent tout mettre en œuvre pour préserver l'entomofaune prédatrice et cela passe par une meilleure connaissance des principes de base de la protection intégrée des vergers. Un premier pas pourrait être franchi par un positionnement correct des traitements chimiques permettant ainsi leur diminution, une meilleure connaissance des auxiliaires potentiels et éventuellement un aménagement judicieux des bords des vergers les favorisant.

Remerciements

Les auteurs remercient le D^r Jean François Debras de l'INRA d'Avignon (France), pour la correction scientifique et technique de ce manuscrit et pour ses commentaires très constructifs et pertinents. Ce travail s'inscrit dans le cadre du projet PRMT 2005-2008 de l'INRA de Kénitra.

Références

- Alejandro C., Costamagna A.C., Landis D.A. & Brewer M.J., 2008. The role of natural enemy guilds in *Aphis glycines* suppression. *Biol. Con.* 45: 368-379.
- Alhmedi A., Haubruge E. & Francis F., 2008. Role of prey-host plant associations on *Harmonia axyridis* and *Episyrphus balteatus* reproduction and predatory efficiency. *Entomol. Exp. Appl.* 128: 49-56.
- Alhmedi A., Francis F., Bodson B. & Haubruge E., 2007. Intraguild Interactions of Aphidophagous Predators In Fields: Effect of *Coccinella septempunctata* and *Episyrphus Balteatus* occurrence on aphid infested plants. *Appl. Biol. Sci.*, Ghent 72(3) : 381-390.
- Al-Zyoud F., Tort N. & Sengonca C., 2005. Influence of leaf portion and plant species on the egg-laying behaviour of the predatory ladybird *Serangium parcesetosum* Sicard (Col.: Coccinellidae) in the presence of a natural enemy. *J. Pest. Sci.* 78: 167-174.
- Anonyme, 2008. Programme de mise à niveau de la filière agrumicole. Rap. Minis. Agric. Pêche Marit., Rabat, janv. 2008 : 1-35.
- Anti F.S. & Aini S.M., 2006. Predation upon *Adalia bipunctata* and *Harmonia axyridis* eggs by *Chrysoperla carnea* larvae and *Orius laevigatus* adults. *Bull. Insectology* 59 (1): 53-58.
- Arim M. & Marquet P.A., 2004. Intraguild Predation: A Widespread Interaction Related to species biology. *Ecol. Lett.* 7: 557-564.
- Ben Halima K.M., 1995. Contribution à l'étude de la dynamique des populations des pucerons en verger d'agrumes. *Bull. IOBC/wprs* 18 (15) : 39-46.
- Ben Halima K.M. & Ben Hamouda M.H., 2005. À propos des pucerons des arbres fruitiers de Tunisie. *Notes fauniques de Gembloux* 58 : 11-16.
- Benziane M. Abbassi M. & Jahaj A., 2001. Comparaison de deux méthodes de lutte intégrée contre les principaux ravageurs associés aux agrumes dans la région du Gharb. In: AMPP (ed.), *Proceeding du Symposium sur « la Protection intégrée des cultures dans la région méditerranéenne »*, Rabat, 29-31 mai 2001 : 257-269.
- Brlansky R.H., Damsteegt V.D., Howd D.S. & Roy, A., 2003. Molecular analyses of Citrus Tristeza Virus subsolates separated by aphid transmission. *Plant Dis.* 87 : 397-401.
- Carver M., 1978. The black citrus aphids, *Toxoptera citricidus* (kirkaldy) and *T. aurantii* (Boyer De Fonscolombe) (Homoptera: Aphididae). *Aust. J. Entomol. Soc.* 17: 263-210.
- EPPO, 2004. Good plant protection practice: Citrus. EPPO, PP 2/27(1). *Bull. EPPO* 34: 43-56.
- EPPO, 2006. Diagnostic *Toxoptera citricidus*. EPPO, PM 7/75 (1). *Bull. EPPO* 36: 451-456.
- Fréchette B. & Hemptinne J.L., 2004. Coccinelle et lutte biologique : quel avenir pour ce couple mythique ? *Antennae* 11(2) : 9. (<http://www.seq.qc.ca/antennae/archives>).
- Fréchette B., Larouche B.F. & Lucas E., 2008. *Leucopis annulipes* larvae (Diptera: Chamaemyiidae) use a furtive predation strategy within aphid colonies. *Eur. J. Entomol.* 105: 399-403.
- Hindayana D., Meyhöfer R., Scholz D. & Poehling H.M., 2001. Intraguild Predation among the Hoverfly *Episyrphus balteatus* de Geer (Diptera: Syrphidae) and Other Aphidophagous Predators. *Biocontrol* 20 (3): 236-246.
- Hodek I. & Michaud J.P., 2008. Why is *Coccinella septempunctata* so successful? (A point-of-view). *Euro J. Entomol.* 105: 1-12.
- Katsoyannos P., 1996. *Integrated Insect Pest Management for Citrus in Northern Mediterranean Countries*. Benaki Phytopathol. Inst.: 100p.
- Kavallierratos G. & Tomanovic Z., 2004. Seasonal abundance of parasitoids (Hymenoptera: Braconidae, Aphidiinae) and predators (Coleoptera: Coccinellidae) of aphids infesting citrus in Greece. *Biol. Bratislava* 59: 191-196.
- Komazaki S., 1993. Biology and Virus Transmission of Citrus Aphids. Food & Fertilizer Technology Center. *Tech Bull.* 136. 9 p. (<http://www.agnet.org/library/tb/136/>).
- Lucas E., 2005. Intraguild Predation among Aphidophagous Predators. *Eur. J. Entomol* 102: 351-64.
- Lucas E. & Brodeur J., 2001. A fox in sheep's clothing: Furtive predator benefit from the communal defense of their prey. *Ecology* 82 (11): 3246-3250.
- Lucas E., Coderre D. & Brodeur J., 1997. Instar-specific defense of *Coleomegilla maculata* lengi (Col.: Coccinellidae): Influence on attack success of the intraguild predator *Chrysoperla rufilabris* (Neur.: Chrysopidae). *Entomophaga*. 42, (1-2): 3-12.
- Lucas E., Coderre D., Brodeur J., 2000. Selection of molting and pupation sites by *Coleomegilla maculata* (Coleoptera: Coccinellidae): avoidance of intraguild predation. *Environ. Entomol.* 29 (3): 454-459.
- Iperti G., 1971. L'emploi des coccinelles dans la lutte contre le puceron noir de la betterave *Aphis fabae* Scop. *Parasitica* 4 : 94-102.
- Iperti G., 1999. Biodiversity of predaceous coccinellidae in relation to bioindication and economic importance. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74: 323-342.
- Michaud J.P., 1999. Sources of mortality in colonies of brown citrus aphid, *Toxoptera citricida*. *Biocontrol.* 44 (33): 347-367.
- Michaud J.P., 2001. Evaluation of green lacewings, *Chrysoperla plorabunda* (Fitch) (Neurop., Chrysopidae), for augmentative release against *Toxoptera citricida* (Hom., Aphididae) in citrus. *J. Appl. Entomol.* 125: 383-388.
- Michaud J.P. & Rowning H.W., 1999. Seasonal Abundance of the Brown Citrus Aphid, *Toxoptera Citricida* (Homoptera: Aphididae) and its natural enemies in Puerto Rico. *Fla. Entomol.* 82(3): 425-447.
- Nieto-Nafría J.M., Alonso-Zarazaga M.A. & Pérez-Hidalgo Y.N., 2005. *Toxoptera citricida* or *Toxoptera citricidus*? The validity of a specific name (Hemiptera: Aphididae, Aphidini). Nomenclatural Notes. *Graellsia* 61(1): 141-142.
- Obrycki J.J. & King T.T., 1998. Predaceous coccinellidae in biological control. *Ann Rev. Entomol.* 43: 295-321.
- Patti I. & Barbagallo S., 1998. An approach to the knowledge on the Italian aphid fauna. In: Nafria N. & Dixon J. M. (eds), *Aphids in natural and managed ecosystems*. Univ. Leon, Spain: 397-405.
- Persad A.B., Jeyaprakash A. & Hoy M., 2004. High-fidelity PCR assay discriminates between immature *Lipolexis oregmae* and *Lysiphlebus testaceipes* (Hymenoptera: Aphidiidae) within their aphid hosts. *Fla. Entomol.* 87: 18-24.
- Pervez A. & Omkar, 2005. Functional responses of coccinellid predators: An illustration of a logistic

- approach. *J. Insect. Sci.* 5: 6 p. available online: insectscience.org/5.5.
- Polis G.A., Myers C.A. & Holt R.D., 1989. The Ecology and Evolution of Intraguild Predation: Potential Competitors that Eat Each Other. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 297-33.
- Rana J., 2006. Response of *Coccinella septempuncta* and *Menochilus sexmaculatus* (Coleoptera: Coccinellidae) to their aphid preys, *Lipaphis erysimi* (Hemiptera: Aphididae) in rapeseed-mustard. *Eur. J. Entomol.* 103: 81-84
- Rocha-Pena M. A., Lee R.F., Lastra R., Niblett C.L., Ochoa-Corona F. M., Garnsey S. M. & Yokomi R. K., 1995. Citrus Tristeza Virus and its aphid vector *Toxoptera citricida*. *Plant Dis.* 79: 437-445.
- SAS Institute, 2005. *User's Guide*: version 9.1.3, copyright 2002-2005. SAS Institute, Cary, NC.
- Smaili C., Afellah M., Risqi A. & Zrida L., 2000. Trapping of some ladybird predators in the Gharb area Morocco. *Med. Fac. Landboww* 65 (2a): 265-276.
- Smaili C., Afellah M. & Zrida L., 2001. Contribution à la mise en place d'un système de lutte intégrée sur Clémentinier dans la région du Gharb. In : Région Gharb/INRA kénitra (eds), *Proceeding du 1^{er} colloque de l'Agriculture sur « le Développement agricole et recherche agronomique dans la région du Gharb. Bilan et perspective »*, Kénitra, 23-24 juillet 2001 : 8 p.
- Smaili C., Wadjinny J. & Fuersch H., 2006. Contribution à la connaissance des espèces et variants des coccinelles (Coleoptera : Coccinellidae) associées aux agrumes dans les régions du Gharb et du Loukkos. In: AMPP (ed.), *Proceeding du Symposium sur « 6^e Congrès de l'Association marocaine de protection des plantes »*, Rabat, 29-30 novembre 2006 : 179-184.
- Stary P. & Sekkat A., 1987. Parasitoids (Hym. Aphididae) of aphid pests in Morocco. *Ann. Soc. Entomol. Fr.* 23: 145-149.
- Tremblay, 1987. The parasitoid complex (Hym.: Ichneumonoidea) of *Toxoptera aurantii* (Hom.: Aphidoidea) in the Mediterranean area. *Entomophaga* 29: 203-210.
- Vittorio L. & Delucchi L., 1964. Ravageurs : deuxième partie. In : Chapot H. & Delucchi V. (eds.), *Les ravageurs des agrumes : maladies, troubles et ravageurs des agrumes au Maroc*. INRA, Rabat : 198-320.
- Yokomi R.K. & Garnsey S.M., 1987. Transmission of Citrus Tristeza Virus by *A. gossypii* and *A. citricola* in Florida. *Phytophylactica* 19: 169-172.

Effet des facteurs environnementaux sur les premiers stades de la régénération naturelle de *Tetraclinis articulata* (Vahl, Master) en Oranie (Algérie)

Effect of environmental factors on natural regeneration of Tetraclinis articulata (Vahl, Master) in Oran region (Algeria)

Seghir HADJADJ AOUL¹, Mohamed CHOUIEB², Roger LOISEL³

1. Laboratoire d'écologie, Département biologie, faculté des sciences, Université Oran Es Sénia, 31100, Dz. hadjadjseghir@yahoo.fr

2. Laboratoire de Foresterie, Département agronomie, faculté des sciences, Université Mostaganem, 27000, Dz

3. Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (CNRS), Université Paul-Cézanne, Aix-Marseille III, F-13397, cedex 20

Résumé

Longtemps sous-estimées en Afrique du Nord, les potentialités de régénération du thuya de Berbérie (*Tetraclinis articulata*) sont examinées ici en conditions naturelles en Oranie (Algérie). En effet, les peuplements du thuya semblent ne se régénérer que par multiplication végétative c'est-à-dire par rejets (phénomène rare chez les gymnospermes) et seraient donc caractérisés par une régénération naturelle déficiente en semis au vu de l'importante quantité de semences produites.

Pour étayer ces hypothèses et afin de cerner les obstacles qui s'opposent à l'installation et au développement des jeunes plantules, une étude de terrain a été réalisée dans 3 taillis naturels de thuya de la région de Mostaganem à l'étagé thermoméditerranéen.

Cette étude s'appuie sur l'observation de 75 placettes où il a été pris en compte 31 variables sur chacune d'elles. L'ensemble des observations a fait l'objet d'analyses multivariées : classification ascendante hiérarchique (CAH) et analyse en composantes principales (ACP).

Il en ressort que la régénération par semis se fait normalement mais se trouve bloquée assez tôt par plusieurs contraintes dont le pâturage, qui paraît être le plus significatif.

Mots clés : *Tetraclinis articulata*, semis, rejets, facteurs exogènes, phytoécologie, potentialités sylvoles, Algérie.

Abriged english version

In this work, we studied the natural regeneration of *Tetraclinis articulata* (Vahl, Master) in the Oran region in Algeria. While this species produces large amounts of seeds, it seems to regenerate only by vegetative multiplication (i.e. by tillers) which is a rare phenomenon for gymnosperms. Therefore, its natural regeneration may be characterised by a seedling deficiency.

To test this hypothesis and to investigate which obstacles prevent the installation and the development of *Tetraclinis* seedlings, we studied *Tetraclinis* regeneration in situ (in the fields). We choose three natural woodlands on the coast and at the back country of Mostaganem.

The regional climate is hot and dry in summer (semi arid sensus Emberger) and warm in winter with about 380 mm of precipitation and an average annual temperature of 17.9 °C.

In each woodland, we set 25 round plots of 100 m².

In order to sample as many different situations as possible, we varied, for each plot, the combination between the different factors thought to influence seedling establishment.

We also set control plots which did not have any regeneration.

The various factors thought to influence seedling establishment were recorded in each plot and are the following:

1: physical characteristics, such as altitude, exposition, slope and topography;

2: the structure of the woodland: vegetation structure, number of clusters of adult *Tetraclinis* shoots, average number of shoots in an adult *Tetraclinis* cluster, average shoot height and total number of adult *Tetraclinis* shoots;

3: soil characteristics: geology, compaction, litter depth, percent cover of stones and gravels, erosion;

4: type of disturbance or artificial impact (pasture, fire, offence, replanting, reforestation);

5: number of *Tetraclinis* seedlings by class of height and spatial position in relation to surrounding vegetation.

After coding, we grouped all the observations in a 31 columns-variables and 75 lines-plots chart on which PCA (Principal Component Analysis) and Hierarchical Clustering were run.

The results showed that the south, south west and west facing slopes, which are the warmest, are favourable to the installation of *Tetraclinis* seedlings. On these slopes, which support most adult trees, there are very few seedlings developing without any shelter.

The same observations have also been reported for *Pinus pinea* in Italy by Masseti and Mencuccini (1991), for *Quercus suber* in Tunisia by Hasnaoui (1991) and for *Quercus suber* and *Quercus pubescens* in Sicilia by Di Pasquale and Garfi (1998).

Tetraclinis seedlings are mainly found among the low vegetation (*Rosmarinus*, *Cistus*, *Lavandula*), and the maximum number of seedlings appears under the adult *Tetraclinis* trees themselves.

All these observations show that *Tetraclinis articulata* can regenerate by seedlings, however their establishment seems to be limited by planted *Pinus halepensis* litter and pasture. In fact, the litter either by its thickness or its nature could stop the normal development of the natural germination.

We can conclude that natural regeneration by seedlings is possible but is blocked early by several constraints among which pasture seems to be the most significant one.

Introduction

L'aire algérienne du thuya de Berbérie (*Tetraclinis articulata*), évaluée à 161 000 ha par Boudy (1950), a beaucoup reculé sans que ce recul soit clairement expliqué (Hadjadj 1995). On peut donc se demander si ce recul est imputable aux conditions biogéographiques naturelles ou à l'homme et ses troupeaux.

Il est maintenant largement admis que les paysages naturels actuels et en Méditerranée en particulier sont aussi bien le résultat des conditions écologiques et biogéographiques naturelles que d'une très ancienne utilisation

par l'homme (Quezel, Médail 2003). Il n'est pas dans nos propos ici de faire la part des choses, cependant nous tentons d'amener quelques éléments de réponses qui aideraient nous semble-t-il à mieux comprendre la dynamique de la régénération naturelle des tétraclinaies (nom des peuplements où domine le genre *Tetraclinis*) et les mécanismes en jeu et par conséquent contribuer à une meilleure gestion de ces milieux « naturels ».

Mis à part les quelques observations de Boudy (1950) et celles de Benabid (1976), il n'existe pas de données précises concernant la régénération naturelle des tétraclinaies ; aussi, ce travail représente une première ébauche de l'étude de ce sujet. Rappelons que la régénération est le mode de reproduction d'un peuplement forestier. Elle peut être naturelle à partir de semences ou de rejets, ou artificielle par semis ou plantations. Dans le cas de *Tetraclinis articulata*, la régénération naturelle que nous nous proposons d'étudier peut se réaliser soit à partir de rejets (phénomène rare chez les gymnospermes), soit à partir de semences, aspects qui nous intéressent plus particulièrement ici.

Pour toutes les espèces et en particulier pour les essences forestières, la régénération naturelle est d'une façon générale sous la dépendance de nombreux facteurs que nous pouvons regrouper en deux types : les facteurs endogènes et les facteurs exogènes. Les facteurs endogènes sont ceux liés à l'essence elle-même et relèvent ainsi de l'ordre du vivant c'est-à-dire de ses qualités biologiques. Il s'agit là de la phénologie de l'arbre, le type de peuplement, la fructification, la quantité et la qualité des semences, le pouvoir de dissémination, la capacité de germination, etc. Ces facteurs sont du ressort des caractéristiques intrinsèques de l'espèce. Les facteurs exogènes sont ceux liés à l'environnement de l'espèce d'une manière générale. Ces facteurs peuvent être rangés en deux catégories : les facteurs abiotiques et les facteurs biotiques. Parmi les facteurs abiotiques, nous citerons le climat régional, le substrat géologique, l'exposition, l'altitude, la pente ainsi que les conditions édaphiques (type de sol, litière, tassement, profondeur...). Enfin les facteurs biotiques de l'environnement sont représentés par les différents prédateurs dont les insectes, les oiseaux, les rongeurs, les mammifères sauvages, l'homme (coupe, incendie, délits, divers...) et ses troupeaux (brouillage des semis, tassement du sol...).

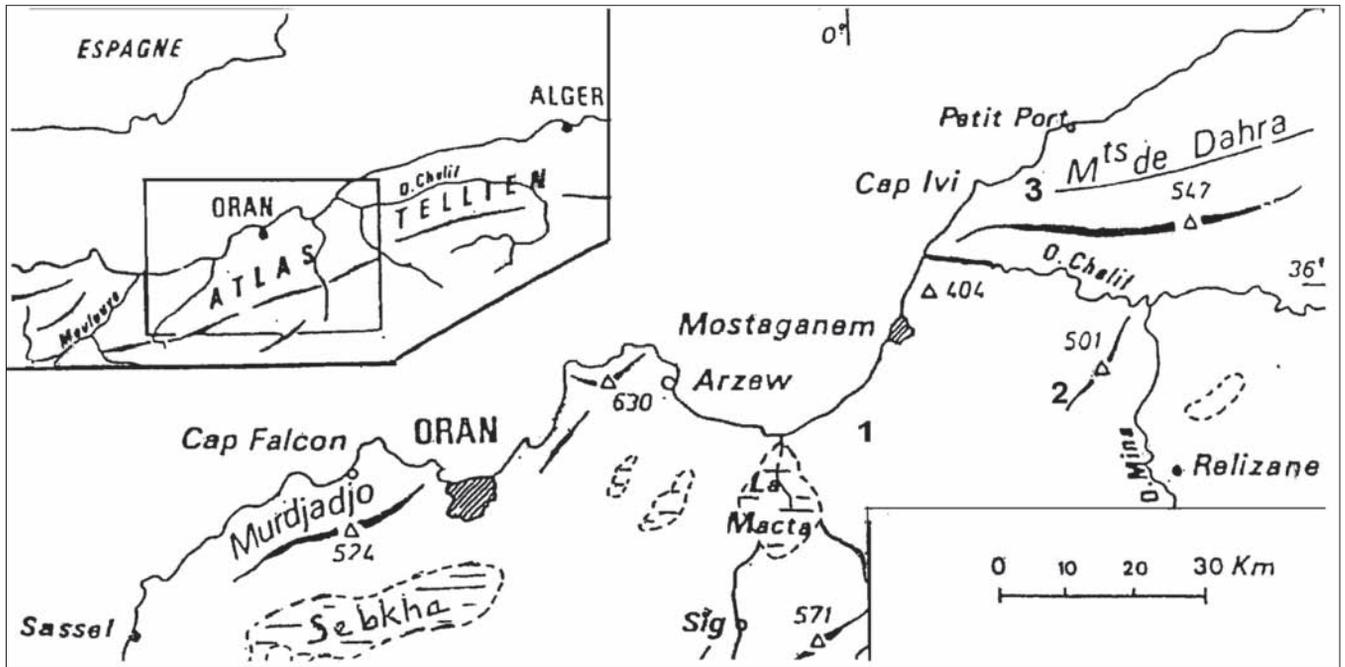


Figure 1 – Situation géographique des sites étudiés (1 : forêt des Figuiers ; 2 : forêt de Lakboub ; 3 : forêt de Bourahma).

Notre étude s'appuie sur des observations de terrain. Il s'agit pour nous de rechercher simultanément les conditions favorables et les contraintes liées à la régénération par semis et rejets naturels du thuya de Berbérie. Pour cela, nous avons étudié trois tétraclinaies d'importance différente. Au sein de chacune d'elles, nous avons établi 25 placettes dont la caractérisation s'est faite selon une démarche phytoécologique prenant en compte 31 variables stationnelles. Ces observations sont par la suite codées et traitées par des analyses multivariées : analyse en composantes principales (ACP) et classification ascendante hiérarchique (CAH). Les observations ont été faites sur le littoral, dans les environs de Mostaganem situé à l'est d'Oran, en Algérie (figure 1).

Matériel et méthodes

Biologie de l'espèce

Tetraclinis articulata est une essence monoïque qui dépasse rarement 6 à 8 m de haut et 0,30 m de diamètre en moyenne. Il existe néanmoins quelques peuplements difficiles d'accès où les dimensions peuvent être plus importantes (12 m pour 0,50 m). Nous avons également observé quelques vieux sujets allant jusqu'à 20 m de haut pour 1 m

de diamètre mais cela reste très rare (arbre marabout).

L'arbre fleurit en automne (octobre) et fructifie l'été suivant (juin-juillet). Cette fructification démarre vers l'âge de 15 ans et se répète tous les deux à trois ans jusqu'à un âge très avancé (Boudy 1952). L'ouverture des cônes, qui reste comme pour beaucoup d'espèces conditionnée par la chaleur, n'a lieu qu'à la fin de l'été. La production de graines de cette essence est relativement bonne voire très bonne (100 000 graines/kg) et le problème de sa régénération naturelle ne semble pas être freinée par la quantité de semences produites.

La longévité des semences est d'après Emberger (1938) et Greco (1967) de 6 à 8 mois. Cependant, les graines stockées à l'obscurité et en ambiance sèche gardent une bonne capacité germinative allant jusqu'à 20 mois environ, c'est du moins ce que nos essais nous permettent de conclure.

La dissémination de ces graines reste assez limitée et le plus gros des semences se retrouve au pied même de l'arbre contrairement au pin d'Alep beaucoup plus expansionniste (Acherar 1981). D'autre part, les plantules sont très semblables à celles du pin d'Alep, avec lesquelles d'ailleurs elles peuvent être confondues. En effet, toutes deux présentent durant la première année de petites feuilles en aiguilles de un centimètre environ. Ce n'est que plus tard que les petites feuilles

de la plantule du thuya s'imbriquent telles des écailles par quatre pour donner de petits rameaux articulés caractéristiques. Cela donne un feuillage très léger et ainsi le couvert du thuya reste suffisamment lumineux.

Par ailleurs, nous rappelons que le thuya de Berbérie est un des rares résineux à rejeter de souche et ce jusqu'à un âge très avancé, 400 ans environ selon Boudy (1952). C'est ce qui donne la physionomie de taillis à ses peuplements et a sans doute contribué de manière significative à son maintien dans les massifs boisés nord-africains.

Conditions de milieu

Les observations de terrain ont porté sur trois peuplements différents dans une aire relativement restreinte (40 x 40 km) sur le littoral et l'arrière-pays de Mostaganem à l'est d'Oran (figure 1).

Il s'agit tout d'abord de la forêt des Figuiers (tableau 1, placettes n° 1 à 25) où les formations à base de *Tetraclinis articulata* couvrent environ 200 ha et où les altitudes varient de 150 à 300 m (Dj. Chegger). Les observations ont également porté sur la forêt de Lakboub (tableau 2, placettes n° 26 à 50) qui se situe à 30 km de la mer et qui s'étend sur 3 900 ha dont 700 ha en thuya. Là, les altitudes sont un peu plus importantes et vont de 200 à 500 m. Enfin, les observations ont porté sur la forêt de Bourahma et en particulier dans le canton Touafir qui couvre 550 ha entre 200 et 350 m d'altitude le long du littoral (tableau 3, placettes n° 51 à 75).

Le bioclimat régional est du type semi-aride à hiver chaud *sensus* Emberger (1971). Les précipitations oscillent autour de 400 mm et les températures moyennes varient entre 30,1 °C au mois d'août et 5,7 °C en janvier. Le régime des précipitations est du type H.A.P.E. (c'est-à-dire que la répartition des pluies est saisonnière et décroissante de l'hiver vers l'automne, puis le printemps et l'été). Ainsi, les altitudes comme les températures situent cette région dans l'étagé thermoméditerranéen. À titre indicatif, nous avons fait figurer au tableau 6 quelques-uns de nos relevés floristiques extraits de Hadjadj (1991, 1995).

Échantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé au printemps 1995. Le choix de l'emplacement de chaque placette d'observation a été guidé par le souci

Tableau 1 – Caractéristiques stationnelles des placettes, forêt des Fi

Placettes n°		1	2	3
Conditions stationnelles	Altitude	185	225	255
	Exposition	N	NE	NW
	Pente	5	15	30
	Situation topo.	B	S	H
	Substrat	Sab	Sab	GrCa
Peuplement structure	Form. végét.	Mc	Md	Mc
	Nb. cépées	50	80	60
	Nb. moy. tiges	4	4	4
	Hauteur moy.	2	2	2
	Nb. rejets	200	320	240
Strate végétation	0-0,5 m/%	50	30	30
	0,5-2 m	40	40	40
	2-6 m	30	20	20
	> 6 m	5	5	5
	Strate domin.	1	2	2
Semis hauteur nombre	0-10 cm	.	.	.
	11-20 cm	.	.	12
	21-40 cm	.	.	.
	41-60 cm	10	.	.
	Total	10	0	12
Position	Sous cépée	10	.	12
	Entre buissons	.	.	.
	Clairière	.	.	.
Sol	Tassement	1	1	3
	Litière	1	2	1
	Pierres rec. %	10	20	30
	Érosion	1	1	2
Artificialisation	Pâturage	1	3	2
	Délits	0	0	1
	Incendies	0	0	0
	Reboisement	0	0	0

Tableau 2 – Caractéristiques stationnelles des placettes, forêt de Lak

Placettes n°		26	27	28
Conditions stationnelles	Altitude	210	295	315
	Exposition	N	0	N
	Pente	15	5	10
	Situation topo.	M	M	H
	Substrat	Ca	Ca	Ca
Peuplement structure	Form. végét.	P	P	P
	Nb. cépées	40	40	60
	Nb. moy. tiges	4	4	4
	Hauteur moy.	2	2	2
	Nb. rejets	160	160	240
Strate végétation	0-0,5 m/%	5	5	15
	0,5-2 m	10	5	20
	2-6 m	15	25	25
	> 6 m	10	10	5
	Strate domin.	3	3	3
Semis hauteur nombre	0-10 cm	.	.	.
	11-20 cm	.	9	.
	21-40 cm	.	.	.
	41-60 cm	.	.	.
	Total	0	9	0
Position	Sous cépée	.	.	.
	Entre buissons	.	.	.
	Clairière	.	9	.
Sol	Tassement	3	3	3
	Litière	3	3	2
	Pierres rec. %	20	25	30
	Érosion	2	1	1
Artificialisation	Pâturage	3	1	2
	Délits	1	1	1
	Incendies	0	0	0
	Reboisement	3	3	3

guiers.

4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
265	195	235	205	215	225	165	200	215	223	265	190	155	215	255	163	265	175	270	185	220	270
NE	N	N	NE	N	NW	N	SW	NE	NE	N	NW	SE	S	SW	S	SW	SE	S	S	NE	S
35	10	20	5	5	15	5	10	15	20	25	15	5	15	35	5	30	10	25	5	15	20
H	B	M	B	B	M	B	B	M	M	H	M	B	M	H	B	H	B	H	B	M	M
GrCa	Sab	GrCa	GrCa	Gr	Gr	Gr	Sab	Sab	Gr	Gr	Ma	Ma	GrCa	Sab	Sab	GrCa	Sab	Sab	Sab	Ma	Sab
Mc	Mc	Md	P	Md	Md	Md	Mc	Mc	Md	Mc	Mc	Md	Md	Md	P	P	P	Md	Md	Mc	Md
70	40	50	50	140	160	180	60	50	200	60	40	180	170	210	50	40	40	180	170	60	200
4	3	4	4	5	5	5	4	3	4	4	4	5	5	3	4	4	4	4	5	4	4
2	2	2	2	2,5	2,5	2,5	3	2	2	2	2	4	4	3,5	3,5	4	3,5	4	4	2	3,5
280	120	200	200	700	800	900	240	150	800	240	160	900	850	630	200	160	160	720	850	240	800
50	60	30	5	30	20	20	40	60	30	50	20	30	20	20	5	5	5	20	10	50	20
20	30	20	10	40	35	40	30	30	40	30	50	60	70	50	30	10	20	50	70	20	60
30	30	10	30	30	20	20	15	10	30	10	10	20	10	10	20	10	10	10	10	10	10
5	5	10	5	20	15	10	5	5	10	5	5	10	10	10	5	5	5	15	10	5	10
1	1	1	3	2	2	2	1	1	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2
.	.	11	.	.	10	10	.	8	.	9	.	.	.
.	9	12	.	20	.	7	.	.	19
9	9	8	10	.	9
.	.	8	11	.	10	.	.	21	9	19	.	23	12	.	11	.	.
9	0	19	0	0	10	0	20	0	10	0	0	21	21	30	20	31	21	24	21	0	28
.	.	12	12	11	11	20	14	21	8	12	.	20
.	11	9	10	18	.	.	.	16	9	.	8
9	.	7	.	.	10	.	9	.	10	17
3	1	3	3	2	2	2	2	1	2	2	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
45	5	25	5	10	20	10	20	30	25	35	20	10	30	45	10	40	15	5	10	25	30
3	1	2	1	1	1	1	1	2	2	1	2	2	3	1	2	1	1	1	1	1	2
1	3	1	3	2	1	2	1	3	1	3	2	1	2	1	2	2	2	1	1	3	1
0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0
0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0

boub

29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
185	190	340	275	410	455	405	280	204	360	455	195	395	190	340	365	215	305	470	285	210	250
0	NE	0	SW	S	S	NW	N	S	S	S	SE	S	S	SW	SW	SE	S	S	SW	S	SW
5	15	5	20	35	30	25	15	5	15	30	10	25	5	15	20	10	15	35	15	5	10
B	B	H	M	H	H	H	M	B	M	H	B	H	B	M	M	B	M	H	M	B	B
Ca	Sab	Ca	Sab	GrCa	GrCa	GrCa	GrCa	GrCa	GrCa												
P	P	P	P	P	P	P	P	Md	Md	Mc	Mc	Md	Mc	Mc	Md	Mc	Md	Md	Mc	Mc	Md
70	50	80	70	60	90	80	40	200	180	120	100	210	11	130	190	100	170	190	90	70	210
4	3	4	4	3	4	4	4	4	4	5	5	5	4	4	4	5	5	4	4	5	4
2,5	2	2	2	2	2,5	2	2	3	3	2,5	3	3	4	3,5	3	3	2,5	3	3,5	4	3
280	150	320	280	180	360	320	160	800	720	600	500	999	440	520	760	500	850	760	360	350	840
5	5	10	15	10	10	15	5	25	20	30	35	20	40	30	15	40	15	20	30	35	15
5	10	25	20	15	25	20	15	35	40	30	20	45	15	20	35	20	45	40	20	15	40
10	15	10	10	5	15	5	20	10	20	10	5	25	5	10	30	20	40	30	15	5	40
10	20	5	10	5	5	5	10	5	10	5	5	10	5	5	15	5	10	10	5	5	10
3	4	2	2	2	2	2	3	2	2	1	1	2	1	1	2	1	2	2	1	1	2
.	.	.	13	11	10	.	12	.	.	9	13	.	.	.
.	10	.	9	10	.	.	.	11
12	.	.	10	.	11	.	.	11	9	.	.	.	11	21	9	11	19	.	8	.	9
8	10	.	7	20	.	.	.	9	21	8	.	.	7	.	12	8	.	17	11	19	10
20	10	0	30	20	11	0	0	20	30	18	11	19	18	33	21	19	38	30	19	38	30
13	10	.	11	11	.	.	.	12	10	12	11	.	18	23	14	9	19	20	11	12	13
.	11	.	.	.	12	6	8	.	8	7	8
7	.	.	19	9	.	.	.	8	8	.	.	19	.	10	7	10	11	10	.	.	9
3	1	3	3	3	3	3	3	3	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2
3	3	2	2	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
10	15	35	20	25	30	35	15	10	20	35	10	25	5	15	20	5	15	25	20	10	15
1	2	1	2	3	3	3	2	1	2	3	1	3	1	2	3	1	1	3	2	1	1
1	1	3	1	1	1	3	3	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1	1	2	3	2
0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0
0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
3	1	3	3	3	3	3	3	3	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2

de couvrir l'ensemble de chacune des « forêts ». Nous avons opté pour un échantillonnage du type stratifié en intégrant un maximum de situations différentes possibles. Ainsi, pour décider de la position de chaque placette, nous avons fait varier pour chacune d'elles les combinaisons entre les différents facteurs du milieu et ceux de l'état de la végétation. De plus, nous avons pris en compte des placettes qui n'abritaient aucune régénération (témoin).

La forme de la placette est circulaire, ce qui présente plusieurs avantages. En effet, elle est facile à délimiter à partir d'un point que l'on choisit pour centre, elle ne présente pas de direction privilégiée et elle permet de réduire le nombre de cépées-limites (cépées se trouvant sur le cercle) puisqu'elle présente le plus court périmètre pour une même surface (Pardé, Bouchon 1988). La surface de la placette circulaire a été fixée à 10 ares chacune ($r = 17,84$ m). Cela permet d'estimer rapidement l'échantillonnage à l'hectare. Le nombre des placettes a été limité à 25 placettes par site. Au niveau de chaque placette, nous avons noté sur une fiche les facteurs que nous supposons avoir une influence directe ou indirecte sur la régénération (tableau 4). Ces facteurs sont de cinq types :

- les caractéristiques stationnelles : l'altitude, l'exposition, la pente (inclinaison) et la situation topographique ;
- la structure du peuplement : le type de formation végétale, le pourcentage de recouvrement par strate ainsi que celui de la strate dominante, le nombre de cépées, le nombre moyen de rejets par cépée ainsi que leur hauteur moyenne et le nombre total de rejets ;
- les caractères du sol : le type de substrat géologique, le degré de tassement du sol, l'importance de la litière, le pourcentage de recouvrement des pierres et graviers à la surface et l'érosion ;
- le type de perturbation (ou artificialisation que subit le milieu) : le pâturage, l'incendie, les divers délits et le reboisement ;
- le nombre de semis par classe de hauteur (âge) et la position des semis par rapport à la végétation en place (semenciers, arbustes, arbrisseaux...).

Dans chaque placette les observations ont porté sur 31 variables et ce, dans 75 placettes au total. Toutes les observations figurent aux tableaux n^{os} 1, 2 et 3.

Tableau 3 – Caractéristiques stationnelles des placettes, forêt de Bo

Placettes n°		51	52	53
Conditions stationnelles	Altitude	215	223	210
	Exposition	NW	N	NW
	Pente	3	5	10
	Situation topo.	B	B	B
	Substrat	Sab	Sab	Sab
Peuplement structure	Form. végét.	Mc	Mc	Mc
	Nb. cépées	60	70	80
	Nb. moy. tiges	4	4	4
	Hauteur moy.	2	2,5	2
	Nb. rejets	240	280	320
Strate végétation	0-0,5 m/%	30	40	50
	0,5-2 m	40	35	20
	2-6 m	25	20	10
	> 6 m	10	15	10
	Strate domin.	2	1	1
Semis hauteur nombre	0-10 cm	.	.	.
	11-20 cm	.	.	.
	21-40 cm	.	.	.
	41-60 cm	12	.	.
	Total	12	0	.
Position	Sous cépée	12	.	.
	Entre buissons	.	.	.
	Clairière	.	.	.
Sol	Tassement	1	1	1
	Litière	3	3	3
	Pierres rec. %	10	15	15
	Érosion	1	1	1
Artificialisation	Pâturage	3	3	3
	Délits	1	1	1
	Incendies	0	0	0
	Reboisement	3	3	3

Analyses des données

Toutes les observations ont été codées pour le traitement informatique des données. Certaines données telles que l'altitude, la pente, le recouvrement de cailloux ont été utilisées à l'état brut, d'autres ont dû être transformées avant d'être codées tels que nous le présentons sur les tableaux n^{os} 4 et 5. Les observations ainsi codées sont rassemblées sur une matrice de 31 colonnes (variables) pour 75 lignes (placettes).

Afin de regrouper les placettes affines, l'ensemble de ces données sont traitées par l'analyse en composantes principales (ACP ; Fenelon 1981 ; Benzécri 1984). La classification ascendante hiérarchique (CAH ; Fenelon 1981 ; Benzécri 1984) est également utilisée ici en complément à l'analyse précédente afin de pouvoir matérialiser des groupes sur la carte factorielle de l'ACP. En effet, par cette technique, les placettes affines sont regrou-

urahma.

54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	
254	227	262	320	218	258	332	260	315	252	209	244	331	265	328	330	334	251	325	237	225	317	
N	NW	N	0	0	0	0	NW	0	N	NW	S	SW	S	S	SW	S	SW	S	SW	SE	0	
20	15	3	5	10	3	5	5	5	10	3	25	30	15	30	15	30	5	10	25	35	5	5
M	B	M	H	B	M	H	M	H	M	B	M	H	M	H	H	H	M	H	M	M	H	
Sab	Gr	GrCa	Ca	Sab	Sab	Gr	Sab	Sab	GrCa	Gr	Gr	Gr	Sab	Sab	Sab	Sab	GrCa	Sab	Gr	Sab	GrCa	
Mc	Mc	Mc	Mc	Mc	Mc	Mc	Mc	Mc	Mc	Mc	Md	Md	Md	Md	Md	Mc	Md	Md	Md	Md	Mc	
90	80	100	60	120	150	70	90	100	120	70	200	180	210	200	220	70	160	210	170	220	100	
5	4	4	3	4	4	4	5	4	4	3	4	4	5	4	4	4	3	4	4	4	4	
2	2	3	2,5	2	2	2,5	3	3	3,5	2	3,5	4	4	4	3,5	2,5	4	3,5	3	4	3,5	
450	320	400	180	480	600	280	450	400	480	210	800	720	999	800	880	210	640	840	680	880	400	
30	30	20	30	25	60	20	30	40	50	40	30	50	20	40	40	50	15	20	30	20	40	
40	50	50	60	40	10	40	50	60	50	60	70	50	45	60	70	60	50	40	50	60	60	
10	20	10	10	10	20	20	20	10	15	10	20	15	20	30	30	10	40	30	20	40	10	
10	10	10	20	10	5	15	10	5	10	5	20	15	15	20	20	10	10	15	20	20	10	
2	2	2	2	2	1	2	2	2	1	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
.	.	.	11	12	10	.	12	8	.	.	.	
11	9	13	.	.	8	10	.	
.	.	.	10	.	8	11	9	7	10	.	9	.	.	.	9	.	7	
.	10	.	9	.	12	10	.	20	9	.	8	10	.	11	10	.	10	13	21	.	12	
11	10	0	30	12	20	30	0	20	9	0	30	17	10	19	29	0	22	21	30	10	19	
.	10	.	12	12	11	10	.	.	9	.	9	10	10	19	20	.	14	15	18	10	9	
.	12	.	12	.	.	13	.	.	.	9	10	
11	.	.	18	.	9	8	.	8	.	.	8	7	8	6	12	.	.	
1	3	4	3	1	1	3	1	1	4	2	2	2	1	1	1	1	4	1	3	1	3	
2	2	3	1	2	1	1	3	1	2	3	1	1	2	1	1	3	2	1	1	2	1	
20	10	20	30	15	20	35	25	30	20	10	20	30	25	35	30	30	20	40	35	25	30	
2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	2	3	3	1	1	2	3	1	1	
2	3	2	1	3	2	1	2	1	2	3	2	1	2	1	1	3	2	1	2	2	1	
0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	
0	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	
2	2	3	1	2	1	1	3	1	2	3	1	1	2	1	1	3	2	1	1	2	1	

Tableau 4 – Facteurs supposés avoir une influence directe ou indirecte sur la régénération de *Tetraclinis*, recueillis sur chacune des placettes (facteurs présentés avec leurs unités et leurs codes). Des précisions sont apportées sur les codes pour certains facteurs (*) dans le tableau 5.

Variables	Unités	Codes	Variables	Unités	Codes
Altitude	mètres	brut	<i>Nombre de plantules</i>		
Exposition*	1-5	1 à 5	0 à 10 cm	-	brut
Pente	brut	P	11 à 20 cm	-	brut
Situation topographique*	1 à 3	1 à 3	21 à 40 cm	-	brut
Substrat géologique*	-	1 à 5	41 à 60 cm	-	brut
Tassement du sol*	-	1 à 4	Total des plantules	-	brut
Litière*	-	1 à 3	<i>Position des plantules</i>		
Pierre/recouvrement	%	brut	Sous cépée	-	1
Érosion*	-	1 à 3	Entre buissons	-	2
<i>Formation végétale*</i>	-	1 à 3	Clairière	-	3
Strates de végétation/ recouvrement			Nombre de cépées	-	brut
0 à 0,5 m	%	1	Nb moy. rejets/cépée	-	brut
0,5 à 2 m	%	2	Hauteur moy. rejets	-	brut
2 à 6 m	%	3	Nombre total rejets	-	brut
Supérieur à 6 m	%	4	<i>Artificialisation</i>		
Strate dominante	%	1 à 4	Pâturage*	-	1 à 3
			Délits*	-	0 ou 1
			Incendie*	-	0 ou 1
			Reboisement*	-	0 à 3

Tableau 5 – Précisions sur les codes de certains facteurs du tableau 4.

Variables	Échelles	Significations				
Exposition	1 à 5	N-NW	NE	plat	S-SW	SE
Substrat géologique	1 à 5	sable	grès	GrCa	Ca	Ma
Tassement du sol	1 à 4	nul	faible	moyen	fort	-
Litière	1 à 4	nulle	faible	moyenne	épaisse	-
Érosion	1 à 4	nulle	faible	moyenne	forte	-
Reboisement	1 à 4	nul	faible	moyen	total	-
Situation topographique	1 à 3	bas de versant	mi-versant	haut de versant		
Formation végétale	1 à 3	matorral clair	mat. dense	pinède		
Pâturage	1 à 3	faible	moyen	fort		
Déliits	0 ou 1	absence-présence				
Incendie	0 ou 1	absence-présence				

pées aux extrémités des branches d'un dendrogramme, ce qui peut être matérialisé sur la carte factorielle (ACP) des points-placettes par une figure englobant ces placettes (figure 2). De même, les variables qui agissent en synergie sont assemblées aux extrémités d'un autre dendrogramme. Cela peut être également matérialisé sur la carte factorielle (ACP) des points-variables par une figure englobant ces variables et aider ainsi à l'interprétation. La figure 2 intègre tous les résultats.

Résultats

Les parts de l'axe ACP dans la variance totale sont respectivement : 22,2 % pour l'axe 1, 12,2 % pour l'axe 2 et 8,5 % pour l'axe 3. Étant donné les basses valeurs relatives à chaque axe, nous n'interpréterons que les deux premiers axes sachant toutefois que c'est le premier axe qui apporte le plus d'informations.

Interprétation des axes factoriels de l'ACP

En nous appuyant sur les variables relatives (et les modalités de variable) présentant les plus fortes contributions (vecteurs propres orthonormés) sur chacun des axes, il est possible de tenter une explication écologique de ceux-ci.

Sur l'axe 1 s'oppose du côté négatif un pâturage fort (codé Pa, contribution 26 %) et une litière importante (codée Li, contribution 25 %) et du côté positif un nombre total de semis (codé NST, contribution 33 %), de

cépées (codé NC, contribution 29 %) et de semis « sous-cépée » (codé SC, contribution 26 %) importants, une exposition sud, sud-est ou sud-ouest (codée E, contribution 28 %) et une hauteur des tiges de *Tetraclinis* élevée (codée Ht, contribution 24 %).

Il est intéressant de noter que le nombre total de plantules (NST) se trouve du même côté que :

- divers paramètres liés à la structure des peuplements (nombre de cépées noté NC, hauteur élevée des tiges, HT, etc.),
- un paramètre stationnel qui est l'exposition (E) ; ce sont les expositions intégrant le sud (sud, sud-est et sud-ouest) qui sont associées au nombre élevé de semis,
- enfin, on remarquera que le nombre total de semis est surtout représenté par les semis « sous-cépée » (SC).

L'importance du nombre de plantules s'oppose aux valeurs fortes du pâturage et de la litière. L'interprétation de cet axe nous renseigne sur les conditions les plus favorables au développement du thuya de Berbérie. En effet, les meilleures réussites s'observent sur les versants chauds dont les sols sont déjà favorables au développement des peuplements existants (cépées nombreuses, tiges élevées), sur des placettes peu pâturées et au niveau desquelles la litière est peu abondante.

Sur l'axe 2 s'oppose du côté négatif une strate herbacée importante (codée S1, contribution 33 %) et du côté positif une formation végétale type pinède (codée FV, contribution 37 %), une strate arbustive et arborée dominante (codée SD, contribution 33 %), un fort tassement du sol (codé TS, contribution 29 %), un substrat géologique marneux (codé SG, contribution 28 %), une altitude relativement élevée (codée A, contribution 26 %) et

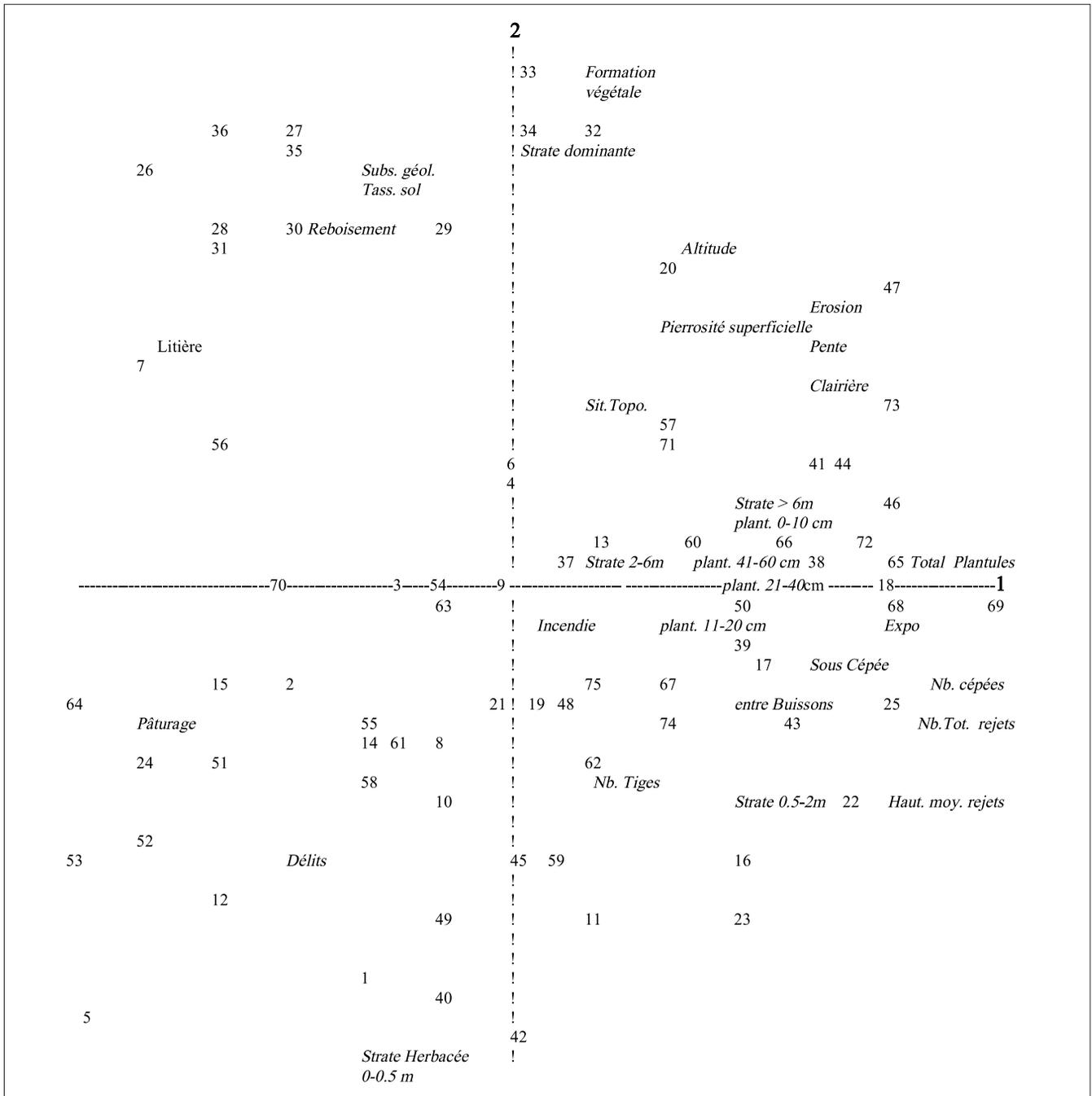


Figure 2 – Répartition des placettes d'observations et position relative des variables stationnelles sur le plan 1/2 (Acp, code cf. tableau 4). Régénération nulle à gauche, maximale à droite.

un reboisement dense (codé RE, contribution 25 %).

Il est manifeste que sur cet axe s'opposent d'une part les pinèdes issues de reboisement sur marnes et à altitude élevée et d'autre part la structure de végétation caractérisée par la dominance de la strate herbacée. Il s'agit donc très certainement d'un axe sous-tendant un gradient de complexification de la couverture végétale depuis les pelouses jusqu'aux formations arborées, en passant par divers stades intermédiaires dont les matorrals.

Discussion

Concernant la position des plantules dans la végétation, les résultats montrent que les expositions sud, ouest et sud-ouest, qui sont les plus chaudes, sont propices à l'installation des plantules. À ces expositions, qui sont également celles des semenciers, le nombre de plantules qui se développent à découvert c'est-à-dire en « clairière » est le plus faible. Dans cette position, les jeunes plants ne disposent d'aucun abri pour atténuer le stress

hydrique et trop exposés, ils se dessèchent et ne dépassent pas le cap du premier été.

Des observations similaires ont été faites pour *Pinus halepensis* dans le sud-est français par Loisel (1967), pour *Pinus pinea* en Italie par Masseti et Mencuccini (1991), pour *Quercus suber* en Tunisie par Hasnaoui (1991) et pour *Quercus suber* et *Quercus pubescens* en Sicile par Di Pasquale et Garfi (1998).

Entre les arbustes, c'est-à-dire parmi la végétation basse (cistes, romarin et lavandes, tableau 6), la germination semble mieux se réaliser que dans les vides et les petites clairières où le sol est presque à nu. En effet, ce type de couvert vient atténuer sensiblement le dessèchement des surfaces (évaporation du sol) et permet ainsi aux semences de trouver une certaine humidité et de germer. En fait, c'est sous l'arbre lui-même à l'abri de la cépée, c'est-à-dire sous un léger feuillage, que l'on observe le maximum de régénération. Ce couvert paraît idéal à la reprise des plantules puisque le feuillage peu dense du thuya de Berbérie permet à ses plantules d'avoir assez de lumière mais aussi assez d'ombre au cours de la journée.

Les résultats obtenus montrent que la régénération du thuya présente de bonnes potentialités mais subit aussi des contraintes. Parmi ces contraintes, celles qui ressortent le plus de notre analyse, sont la litière et le pâturage. Ces facteurs agissent à des temps différents.

Concernant la litière, la mortalité des jeunes plantules semble être liée, au moins en partie, à l'épaisseur de l'horizon A0 mais aussi à la nature de cette litière. Dans ce cas-ci, c'est son abondance résultant soit de la végétation en place, soit des reboisements de pin d'Alep, soit des deux à la fois qui semble bloquer le développement normal de la germination. L'épaisseur de la litière fait que les jeunes plants ne possédant pas de racines suffisamment développées ne peuvent atteindre l'horizon A1 plus humide (Tan et Bruckert 1992). Une litière trop importante freinerait ainsi l'enracinement de la plantule au sol. Pour cela « aux États-Unis d'Amérique, on a coutume avant régénération naturelle, d'éliminer par "brûlage contrôlé" la litière trop épaisse », d'après Alexandrian *et al.* (1980).

Nous avons remarqué par ailleurs que la reprise des jeunes plantules est bonne autour et sous le chêne kermès (région de Frenda). Cela n'est pas le cas sous le pin d'Alep c'est-à-dire sur la litière formée d'aiguilles, litière qui reste sèche en été (El Hamrouni 1978).

Là, les semences du thuya ne trouvent pas assez d'humidité pour démarrer leur germination. La nature chimique de la litière du pin d'Alep pourrait jouer un rôle dans la germination des graines de thuya. Ainsi, le reboisement en pin d'Alep qui est à l'origine de cette litière constituée essentiellement d'aiguilles freinerait la régénération du thuya. De même, l'absence de litière sur un sol nu peut tout aussi bien inhiber la régénération. C'est le cas des clairières où le sol est tassé ou lorsque la plantule, ne disposant pas d'abri, se dessèche.

Par ailleurs, le pâturage semble agir de deux manières sur la régénération. Tout d'abord, il participe au tassement du sol, ce qui compromet l'ancrage des racines des plantules. D'autre part, le troupeau broute les jeunes plantules encore tendres et décapite les bourgeons terminaux des jeunes plants, ce qui bloque leur croissance en hauteur. Aussi, il n'est pas rare de voir des « touffes » de thuya de 30-50 cm de haut, résultat d'un pâturage répété.

Nous citerons en contre-exemple une très belle régénération que nous avons observée sur le bas côté d'un virage aux abords d'un nouveau tracé de route reliant Ouled Mimoun à Chouly dans les monts de Tlemcen. Cette position dangereuse car mauvaise visibilité pour les conducteurs a toujours été contournée par les bergers et leurs troupeaux. Cela a permis le développement très dense d'une centaine de plants de 50 cm de haut environ sur quelques mètres carrés à proximité de vieux semenciers (200-300 ans environ) préservés par un ancien tracé de route. Ce site est situé à 750 m d'altitude, en limite semi-aride-subhumide tempéré, en exposition nord et le sol est constitué par un remblai de tuf. Cette observation vient confirmer si besoin est, la nécessité pour les plantules de trouver un sol meuble bien aéré dans une « aire mise en défens ».

Conclusion

Si la faculté de rejeter de souche a été salvatrice dans le maintien des tétraclinaires jusqu'à présent, il n'en reste pas moins que ce sera la régénération par semis (naturelle ou artificielle) qui sera nécessaire pour que le thuya reprenne son aire et pour le renouvellement des souches centenaires voire millénaires. Il restera à mettre en œuvre des mesures pour la

Tableau 6 – Flore sommaire des trois sites.

Forêts	Figuiers					Lakboub			Bourahma	
	200	100	50	100	200	250	260	230	230	
Altitude (m)	W	NE	0	0	SW	SE	S	NW	N	
Exposition	5	30	0	0	10	10	50	20	20	
Inclinaison	Sab	Sab	Sab	Sab	Sab	Ca	Gr	Sch	Sab	P
Substrat										
<i>Tetraclinis articulata</i>	1	2	2	1	2	2	3	2	2	9
<i>Calicotome intermedia</i>	.	1	.	1	1	+	1	1	+	7
<i>Pistacia lentiscus</i>	.	1	.	+	1	1	3	2	.	6
<i>Stipa tenacissima</i>	+	2	+	1	.	+	.	.	.	5
<i>Micromeria inodora</i>	+	2	2	1	4
<i>Teucrium polium</i>	+	+	+	.	+	4
<i>Genista tricuspidata duriaei</i>	+	+	+	.	2	4
<i>Cistus heterophyllus</i>	.	2	1	1	.	1	.	.	.	4
<i>Erica multiflora</i>	.	1	.	.	.	2	.	1	1	4
<i>Rosmarinus officinalis</i>	.	.	1	2	+	1	.	.	.	4
<i>Chamaerops humilis</i>	.	+	.	.	+	.	1	.	.	3
<i>Juniperus turbinata</i>	.	+	.	.	+	.	.	+	.	3
<i>Globularia alypum</i>	.	.	1	1	.	+	.	.	.	3
<i>Quercus coccifera</i>	.	.	.	2	.	.	3	2	.	3
<i>Lavandula stoechas</i>	+	.	+	.	+	3
<i>Cistus monspeliensis</i>	3	1	1	3
<i>Ampelodesma mauritanica</i>	+	1	+	3
<i>Cistus clusii</i>	1	.	.	+	2
<i>Ephedra altissima</i>	.	+	.	.	+	2
<i>Arisarum v. simorrhinum</i>	.	+	.	.	+	2
<i>Asparagus stipularis</i>	.	+	.	.	+	2
<i>Olea europea sylvestris</i>	.	+	.	.	+	2
<i>Phagnalon rupestre</i>	.	+	.	.	+	2
<i>Lavandula dentata</i>	.	1	1	.	2
<i>Sedum sediforme</i>	.	+	2	2
<i>Osyris quadripartita</i>	.	.	.	+	.	.	.	1	.	2
<i>Rubia peregrina</i>	.	.	.	+	.	.	.	+	.	2
<i>Fumana thymifolia</i>	1	.	.	.	+	2
<i>Brachypodium retusum</i>	1	.	1	.	2
<i>Pinus halepensis</i> (planté)	1	1	.	2
<i>Asperula hirsuta</i>	.	1	1
<i>Genista cinerea ramosissima</i>	.	+	1
<i>Cistus salviifolius</i>	.	.	.	1	1
<i>Cistus sericeus</i>	.	.	.	1	1
<i>Carex halleriana</i>	.	.	.	1	1
<i>Phillyrea angustifolia</i>	.	.	.	1	1
<i>Juniperus oxycedrus</i>	.	.	.	+	1
<i>Linum suffruticosum</i>	1	1
<i>Ruta chalepensis</i>	1	1
<i>Ebenus pinnata</i>	+	1
<i>Helianthemum halimifolium</i>	+	1
<i>Erica arborea</i>	1	.	.	1
<i>Arbutus unedo</i>	1	.	.	1
<i>Smilax aspera</i>	+	.	.	1
<i>Lonicera implexa</i>	+	.	.	1
<i>Asparagus acutifolius</i>	+	.	1
<i>Centaurium u. grandiflorum</i>	+	1

mise en défens de ces aires-là. En d'autres termes, « il conviendrait d'assurer une diminution de la charge pastorale en forêt, solution qui restera un vœu pieux tant qu'elle ne sera pas imposée par les autorités » (Quezel 2000).

Par ailleurs, cette étude nous aura permis d'observer que le pin d'Alep des reboise-

ments entre en compétition avec le thuya en partie au moins, par sa litière. C'est peut-être par ce biais-là qu'il convient d'expliquer la mauvaise reprise du thuya sous le pin d'Alep dans le massif du Telagh (Sidi Bel Abbès) et inversement son très bon développement que l'on observe dans les monts de Frenda et en particuliers dans les cocciferaies.

Les conclusions que nous avons avancées dans notre discussion ne sauraient dépasser le cadre géographique de la région de Mostaganem où cette étude a été entreprise. Aussi, nous ne nous empresserons pas de généraliser les conclusions de ce travail à l'ensemble des tétraclinaies algériennes. Elles restent à vérifier dans d'autres régions d'Algérie voire du Maghreb pour aider si besoin est, à une meilleure gestion et conservation de ces milieux et utiliser au mieux cette essence qui en fait partie intégrante.

En effet, l'échantillonnage peut être amélioré en quantité (traiter un nombre plus important de placettes) et en qualité en affinant les observations. Les observations pourraient également se faire le long d'un transect nord-sud (par exemple Mostaganem-Saïda) pour apprécier l'incidence de l'altitude, de la continentalité, des sols, du bioclimat et éventuellement tenter de prendre en compte la flore (tableau 6) comme bioindicateur des secteurs de bonne ou mauvaise régénération.

Pour suivre l'évolution du comportement dans le temps des jeunes plantules, il restera à procéder à une étude suivie sur des placettes permanentes. Il sera également nécessaire de soustraire certaines placettes à toute perturbation par un enclos gardé pour comparaison et servant de témoin : nécessaire à toute expérimentation.

Remerciements

Nous adressons nos vifs remerciements à tous les cadres et les agents de la conservation des forêts de Mostaganem pour leur aide dans la réalisation de ce travail.

Nous remercions également les correcteurs pour leurs commentaires pertinents et leurs précieuses suggestions pour l'amélioration de la présentation de ce travail.

Bibliographie

- Acherar M., 1981. *La colonisation des friches par le pin d'Alep (Pinus halepensis, Mill) dans les basses garrigues du monpelliérais*. Thèse doc. 3^e cycle, Université Montpellier.
- Alexandrian D., Chautrand L., Delabre P., 1980. Prescribed fire study tour (voyage d'études aux États-Unis d'Amérique sur le feu prescrit). *For. Medit.*, 2, 2, 229-236.
- Benabid A., 1976. *Études écologiques, phytosociologiques et sylvo-pastorales de la Tétraclinaie de l'Amsittène*. Thèse 3^e cycle, Université Aix-Marseille III, 155 p.
- Benzécri J.P., 1984. *L'analyse des données : la taxinomie*, vol. 1, 635 p., *L'analyse des correspondances*, vol. 2, 632 p., Éd. Dunod.
- Boudy P., 1950. *Économie forestière nord-africaine*. T. 2 : *Monographie et traitement des essences forestières*, fasc. 2 essences résineuses. Éd. Larose, 520-878.
- Boudy P., 1952. *Guide du forestier en Afrique du Nord*. Éd. La maison rustique, 505 p.
- Di Pasquale G., Garfi G., 1998. Analyse comparée de l'évolution de la régénération de *Quercus suber* et *Quercus pubescens* après élimination du pâturage en forêt de Pisano (Sicile sud-orientale). *Ecol. médit.*, XXIV, 15-25.
- El Hamrouni A., 1978. *Étude phytoécologique et problème d'utilisation et d'aménagement des forêts de pin d'Alep de la région de Kasserine (Tunisie centrale)*. Thèse doc., Université Aix-Marseille III, 110 p.
- Emberger L., 1938. La définition phytogéographique du climat désertique. *Mem. soc. biogéog.*, 6, 9-14.
- Emberger L., 1971. *Travaux de botanique et d'écologie*. Éd. Masson, 490 p.
- Fenelon J.P., 1981. *Qu'est-ce que l'analyse des données ?* Éd. Lefonen, 311 p.
- Greco J., 1979. *La défense des sols contre l'érosion*. Éd. La maison rustique, 183 p.
- Hadjadj Aoul S., 1991. Les peuplements de *Tetraclinis articulata* sur le littoral d'Oran (Algérie). *Écol. médit.*, XVII, 63-78.
- Hadjadj Aoul S., 1995. *Les peuplements du thuya de Berbérie (Tetraclinis articulata, Vahl, Master) en Algérie : phytoécologie, syntaxonomie, potentialités forestières*. Thèse Doc., Université Paul-Cézanne, Aix-Marseille III, 250 p.
- Hasnaoui B., 1991. Régénération naturelle par rejet de souche et par drageonnement d'une subéraie dans le nord-ouest de la Tunisie. *Écol. médit.*, XVII, 79-87.
- Loisel R., 1967. Germination du pin d'Alep dans certaines associations végétales de basse Provence. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 113, 324-330.
- Massetti C., Mencuccini M., 1991. Régénération du pin pignon en Italie. *Écol. médit.*, XVII, 103-118.
- Pardé J., Bouchon J., 1988. *Dendrométrie*. Éd. Engref, 328 p.
- Quezel P., 2000. *Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen*. Éd. Ibis Press, 120 p.
- Quezel P., Médail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts méditerranéennes*. Paris, Elsevier.
- Tan B.S., Bruckert S., 1992. Effets des facteurs physiques de l'environnement sur les premiers stades de la régénération naturelle du sapin pectiné (*Abies alba, Mill*) dans certaines stations du Jura. *Ann. Sc. For.*, 49, 337-350.

Investigation on macrophyte development in Litani River (Lebanon) subjected to human disturbances

Hanadi ISMAÏL^{1,3*}, Hussein ABOU-HAMDAN^{1,2,3},
Ahmad KOUBAYSSI², Stéphanie FAYOLLE³, Gaby KHALAF²,
Arlette CAZAUBON³ & Jacques HAURY⁴

1. National Council for Scientific Research, National Center for Marine Sciences, Batroun, North Lebanon

2. Lebanese University, Faculty of Sciences I, Hadath, Beirut, Lebanon

3. Paul-Cezanne University – IMEP, CNRS, UMR 6116, Écologie des eaux continentales méditerranéennes, Marseille, France

4. Agrocampus Rennes, CS 85215, 35042, Rennes cedex, France

Correspondence: ihanadi@yahoo.fr

Abstract

Although several rivers in Lebanon have been studied for hydrological, chemical, faunistic and epithilic parameters, little attention has been paid so far to the macrophytes. The present study assesses aquatic plants growth in Litani River in the Bekaa region (Lebanon). Investigations of this river showed that Litani, in different sites, was affected by anthropic disturbances. Eleven sampling campaigns were carried out from April 2005 to April 2006 at four stations on Litani River from its source to the Qaraoun Lake. In the first place, the abiotic characteristics were measured. The inventory of the species belonging to the macrophyte communities were drawn up, and the spatio-temporal variations in their patterns of distribution were analysed and compared. The successive species and the rates of cover of macrophyte population depend on seasonal climatic changes and anthropic disturbances. An exotic species, potentially invasive was detected on the Litani.

Introduction

Macrophytes show a longitudinal pattern of zonation in rivers (Butcher 1933; Haury & Muller 1991), provide useful biotopological tools (Haury 1988) and can indicate the quality of river environments (Bernez 1999; Abou-Hamdan *et al.* 2005). They are often used for monitoring heavy metals and other

pollutants present in the water and bottom sediments (Sawidis *et al.* 1995). The macrophytic communities affect processes such as the sedimentation, the hydrological and underwater light regimes, as well as depend on these processes (Khedr *et al.* 1997; Westlake 1996; Daniel & Haury 1996; Haury & Peltre 1993). Crowder and Painter (1991) indicate that the lack of macrophytes in a system where they are expected to grow may suggest a reduced population of living beings.

In Lebanese freshwater environments, as far as we know, besides some physico-chemistry study (Halawani *et al.* 1999; Oulabi *et al.* 1999; Saad 2005; Saad *et al.* 2006; Shaban & Nassif 2007) very little attention has been paid so far to the macrophytes and to our knowledge only a few rather fragmentary data are available (Abou-Chaar 1991; Tohmé & Thomé 2001, 2002). It is therefore necessary to attempt to fill this gap by carrying out biological and ecological studies on the aquatic plants growing in this type of environment.

The aim of the present study on a single river with different study sites is:

- to draw up a first inventory of the macrophyte species living in the Litani River;
- to study the changes in the spatial patterns of distribution of the plant communities during a seasonal cycle;
- to study the effects of human disturbances on the aquatic plant communities, and the description of any local specificity will be assessed.

Keywords: Mediterranean rivers, community dynamics, biodiversity, macrophytes, disturbances.

Study sites

The Litani River arises in the central part of the northern Bekaa Valley at an altitude of 1050 m above sea level (asl), at a short distance west of Baalbeck and flows between the Lebanon Mountain to the west and the anti-Lebanon mountains to the east, running south and south-westerly and reaching the Mediterranean Sea at the north of Tyres (Figure 1). It runs 170 km long and its catchment basin is 2168 km² in area. Rock nature of the catchment basin is primarily limestone and dolomite so the river water has rather elevated pH values. It was chosen because its morphology and hydrological regime are typical of most Mediterranean rivers. The floods and the discharge are strongly dependent on the precipitation. The low water levels occur from June to September and there are two periods of heavy rain and high water levels in autumn and spring. The pollution and disturbances

occurring along the river valley are mainly due to human activities (agriculture, urban and industrial wastes and building activities on the banks).

From the source to the Qaraaoun Lake (upper Litani catchment basin), 4 stations have been studied (L1, L2, L3 and L4) (Figure 1). In this sector, the slope is gentle (1%). Since no ripisylve grows on the river banks, the riverbed receives full sunlight.

Station L1 was located at Oleik source, at an altitude of 1.050 m asl. During wet period, this station is present as a basin with 50 m width. In the dry period this station is not aquatic and is used as pasture. Station L2 is about 950 m asl. It is located at the bridge on the road to Rayak village. The average width of the river bed at this point is 6 m. A road runs along the right bank. In this area, the river is completely dammed and polluted with both sewage and domestic wastes; water is brown.

Station L3 is about 900 m asl. It is located at the main road that goes to Damascus. In this area, the river is completely dammed. Water is brown and garbage is present down in the river. Station L4 is about 860 m asl and is located in Jib Janin. The average width of the river bed at this point is 8 m.

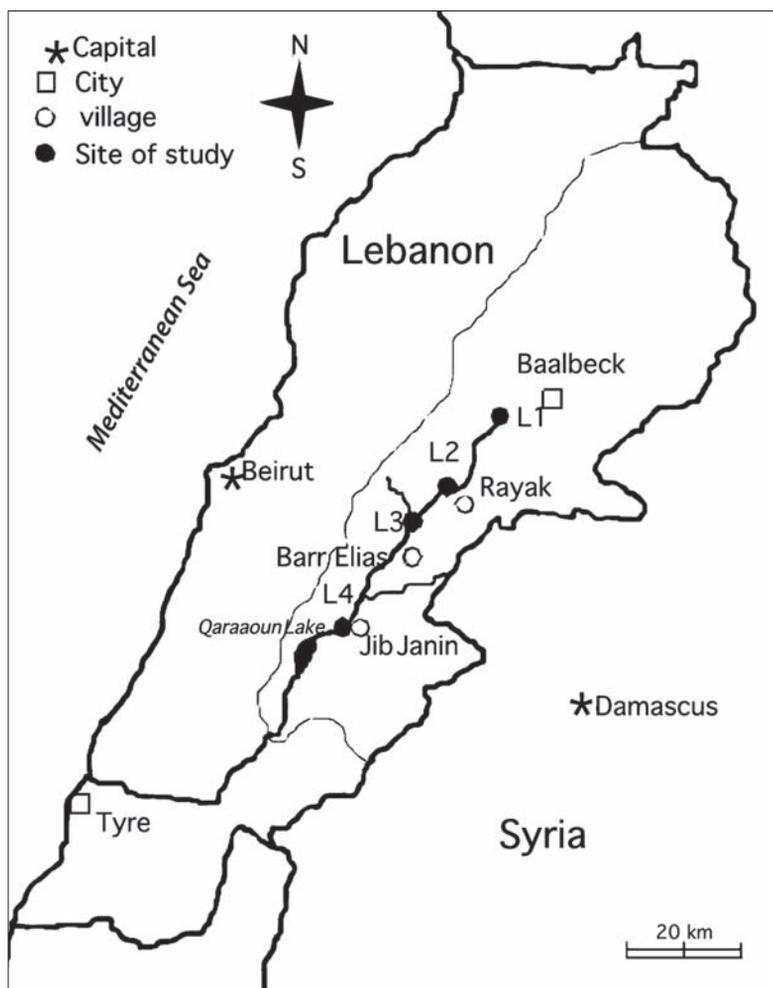


Figure 1 – Map of the studied area in Bekaa region (Lebanon), showing the location of Litani river and study sites.

Material and methods

A standard sampling unit with an area of 100 m² was used to study the macrophytic communities (Abou Hamdan *et al.* 2005; AFNOR 2003). The percentage cover of macrophyte was evaluated by dividing the 100 m² in each station into plots of 4 m². A detailed inventory of the flora was drawn in each plot and the percentage rate of cover of each macrophyte taxon was assessed visually. For this purpose, each plot was divided into 16 sub-plots 2500 cm² in size. A value of 2% was applied to all the species having a cover less than 5%. To make sure that no floristic information was lost, surveys were carried out over a distance of 100 m (Abou-Hamdan *et al.* 2005; Abou-Hamdan 2004) using the standardized IBMR procedure (AFNOR 2003).

The following physical parameters were determined in situ in each station: depth (with a ruler), granulometry of the substrate (fine = lime, silt, sands; coarse = gravels, pebbles and boulders) (visual evaluation in%) and the

Table 1 (a & b) – Mean (Avg), standard deviations (SD), n = 11 samples, minimum and maximum of ten physicochemical variables analyzed on the 4 stations of Litani river.

(a)	L1				L2			
	Mean	SD	Min	Max	Mean	SD	Min	Max
Date								
T (°C)	17.6	3.6	14.3	21.2	21.0	5.8	13.6	27.7
Cond. ($\mu\text{s.cm}^{-1}$)	603.5	104.2	530	758	1221	410	602	1810
TDS (mg.l^{-1})	358.5	59.7	312	446	736	220.3	355	1100
O ₂ (mg.l^{-1})	11.4	1.6	9.5	13.4	4.1	4.3	0.3	12.6
NO ₂ (mg.l^{-1})	0.4	0.1	0.3	0.5	8.9	1.2	7.4	10.6
NO ₃ (mg.l^{-1})	19.1	1.1	18	20.7	54	18.2	34	81
PO ₄ (mg.l^{-1})	0.5	0.1	0.4	0.7	2.5	0.8	1.1	3.7
pH	8.1	0.3	7.8	8.4	7.9	0.2	7.68	8.3
V (m.s^{-1})	0	0	0	0	0.4	0.2	0.2	0.8
Depth (cm)	43.7	19.7	15	60	24.1	10.4	10	40
(b)	L3				L4			
	Mean	SD	Min	Max	Mean	SD	Min	Max
Date								
T (°C)	18	3.8	12.4	24	17.6	4.0	11.7	24
Cond. ($\mu\text{s.cm}^{-1}$)	885	160.1	667	1161	588	138.9	469	885
TDS (mg.l^{-1})	540	92.6	393	698	350.6	82.0	281	534
O ₂ (mg.l^{-1})	3.7	2.7	0.7	9.6	3.5	2.6	0.7	7.2
NO ₂ (mg.l^{-1})	6.9	1.7	4.4	8.7	4.8	0.7	3.9	5.7
NO ₃ (mg.l^{-1})	39.4	11.3	26	57	30.4	7.0	19	39
PO ₄ (mg.l^{-1})	1.8	0.5	1.3	2.7	2.1	0.4	1.4	2.5
pH	7.9	0.4	7.6	8.9	7.6	0.3	7.2	8.2
V (m.s^{-1})	0.6	0.2	0.3	1	0.5	0.2	0.2	0.9
Depth (cm)	29.1	7.0	20	40	36.5	12.9	15	60

current velocity (FLO-MATE, portable Model 2000).

In addition, 10 abiotic parameters of the water were analyzed either on the field (pH, dissolved oxygen, temperature, conductivity and Total Dissolved Solids with a multiprobe WTW analyzer) or at the laboratory (NO₂, NO₃, PO₄), using the SEQ-Eau protocol recommended by the French Water Agency (SEQ-Eau 1999).

Eleven sampling campaigns were carried out at each station from April 2005 to April 2006, at monthly intervals, from April to October, and every two months from the end of November to February.

A multivariate analysis (CCA) was applied to the data. The Canonical Correspondence Analysis (CCA) is a powerful tool to simplify complex data set. It allows the integrated analysis of biotic and abiotic data. In this work, it is used to explain the distribution of the macrophytes by the physicochemical parameters and to underline the relationships between physicochemical parameters and macrophytes richness and cover (CCA; CANOCO for Windows, version 4.5; Microcomputer Power, Ithaca, New York). To compare average percentage and the seasonal vari-

ations of macrophytic cover among different stations, Kruskal-wallis test (Nonparametric statistics by comparing multiple independent samples) were carried out with Statistica software version 6. The variations of macrophytic cover in each station according to seasons and groups were compared by Friedman's Anova by ranks (this test compares variables that were measured in dependent samples, Statistica software version 6).

Results

Non-biotic variables

The average and extreme values of the physical and chemical variables on the four stations L1, L2, L3 and L4 of Litani are presented in Tables 1a, b. In all stations, water is basic due to the rock nature of the catchment basin (primarily limestone and dolomite). Temperature, depth and current velocity vary according to months (Figure 2) and from a station to another. The water is well oxygenated in L1, whereas oxygen concentrations are low in other stations (Tables 1a, b).

High values for conductivity and TDS for all studied stations are linked to high inputs of organic compounds and mineral nutrients in these stations. However, conductivity and TDS content in were lower in L1 and L4 than in L2 and L3. Thus L2 and L3 are much more mineralized than L1 and L4: (Tables 1a, b). Nitrate concentrations are high but below the permissible limit in drinking water (Nisbet & Vernaux 1970 – EU requirements), except for station L2 where values exceeded 50 mg/L. Phosphate and nitrite increased also considerably in station L2 which is more severely polluted than the other stations. The direct discharge of domestic wastes and sewage, and

the proximity of the main road contribute to anthropogenic inputs elevating the measured physical and chemical parameters in site L2. The substrate granulometry was finer at L3 and L4 (fine = 95%, coarse = 5%) than L1 (fine = 45%, coarse = 55%) and L2 (fine = 55%, coarse = 45%) which, together with the high level of physical and chemical variables favoured the developpement of plants, such as macroalgae and phanerogams.

Biotic variables

Macrophytic richness

Twenty seven taxa including hydrophytes, helophytes and terrestrial species were observed at the four stations (Table 2). The taxonomic richness differed among the stations: 9 taxa at L1, 9 taxa at L2, 22 taxa at L3 and 19 taxa at L4. This was mainly due to the greater helophytes and terrestrial taxonomic richness at L3 (11 and 8 taxa) and L4 (7 and 5 taxa) than at L1 (3 and 1 taxa) and L2 (6 and 0 taxa).

The hydrophytes species were more numerous at L4 (7 taxa) and L1 (5 taxa) than L2 and L3 (3 taxa for each one).

However, five taxa were common to all stations (*Cladophora* sp., *Vaucheria* sp., *Lemna minor* L., *Glyceria plicata* (Fries) Fries and *Phalaris arundinacea* L.). Some taxa were specific to one station like *Chara* sp. at L1, *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogeton crispus* L., *Potamogeton pectinatus* L. at L4 and *Veronica anagallis-aquatica* L., *Galium aparine* L., *Lactuca serriola* L. and *Urtica dioica* L. at L3.

Except in station L1, the taxonomic richness varied according to the season. The number of taxa is higher in spring and summer at all stations. Except for the dry period (total disappearance of the hydrophytes), richness in L1 was relatively stable during seasons (Figure 3).

The station L2 was characterized by the absence of terrestrial species and the stability of the number of hydrophyte over the seasons (Figure 3). However we noticed the disappearance of *Lemna minor* L. during the winter. The number of the helophytes presented a maximum during spring and decreased during other seasons with the disappearance of *Apium nodiflorum* L. Lag., *Cyperus eragrostis* Lam., *Cyperus longus* L., and *Phalaris arun-*

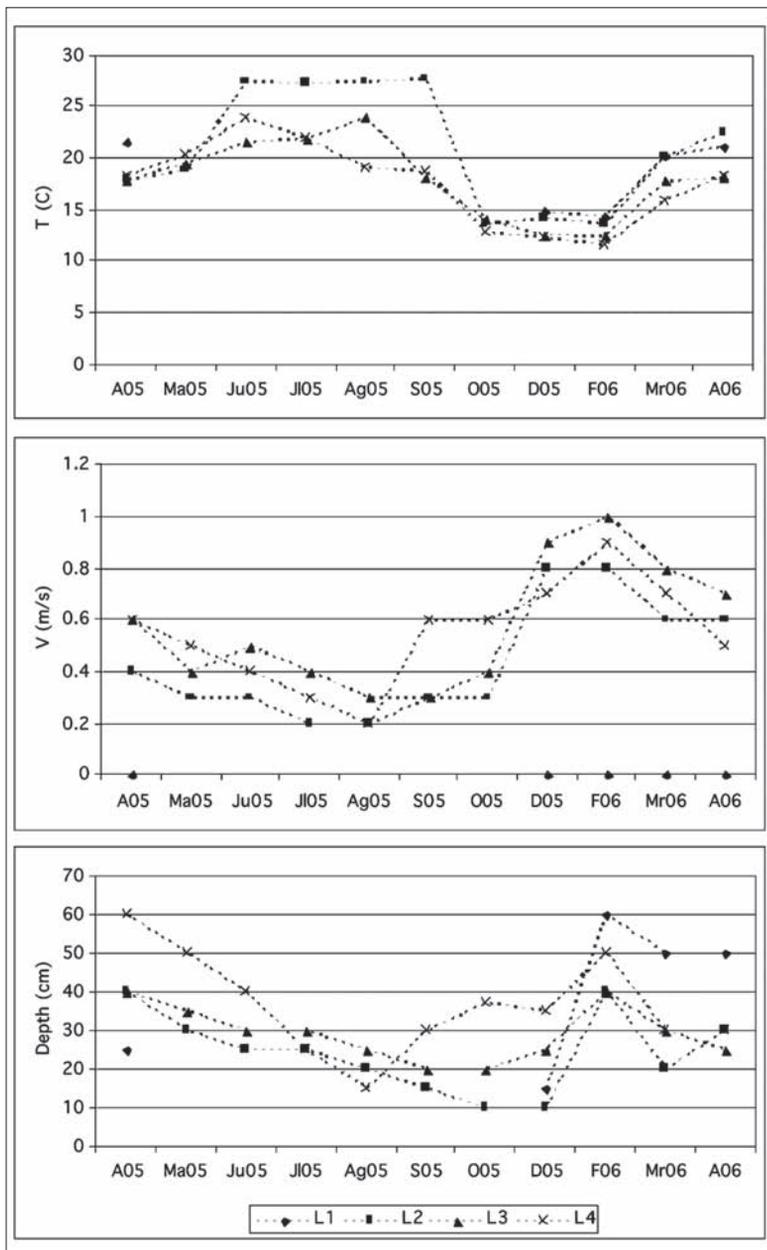


Figure 2 – Temperature, Velocity and Depth in the different stations (L1, L2, L3 & L4) at each sampling month.

dinacea L. with a minimum in winter meanwhile one species persisted (*Glyceria plicata* L.).

In spite of a taxonomic richness more important in L3, it varied in the same manner as L2 (Figure 3). However, new helophytes appeared such as *Lycopus europaeus* L., *Nasturtium officinale* R. BR., *Phalaris arundinacea* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex, *Polygonum persicaria* L. and *Veronica anagallis-aquatica* L. The terrestrial species existing in spring, summer and autumn 2005, in this station, disappeared in winter and spring 2006.

In L4 new hydrophytes (phanerogames) appeared such *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogeton crispus* L., *Potamogeton pectinatus* L. and *Ranunculus fluitans* Lam. (Figure 3). However the hydrophytes were more abundant in spring and they decreased to reach a minimum in autumn 2005 (1 hydrophyte, *Potamogeton pectinatus* L.) and winter 2006 (1 species *Ranunculus fluitans* Lam.). In addition, the helophytes were more numerous in spring and summer, while they disappeared totally in winter 2006.

The terrestrial species were more numerous in summer 2005 and disappeared completely from autumn 2005 to spring 2006.

Macrophytic cover

The average percentage of macrophytic cover and the composition of the communities differed at all stations (89% at L1, 40% at L2, 73% at L3 and 44% at L4; Figure 4a). Hydrophyte dominated at L1 (54%) and L4 (36%), helophyte were more abundant at L3 (33%) and L2 was characterized by the absence of terrestrial species (Figure 4b).

Seasonal changes were observed in all stations. The overall cover was greater in spring for L1 (100%) with a maximum of hydrophytes in spring 2006 (80%) (Figure 5). For L2, L3 and L4 the overall cover was greater in summer (100% for all stations) with a minimum in winter (10% at L2, 10% at L3 and 1% at L4). Helophytes were more abundant in summer and autumn for L2, L3, while they presented a minimum in winter (Figure 5).

In L4 hydrophytes dominated at all seasons with a greater cover for all groups, especially in spring and summer and a minimal cover for all groups in winter when helophytes and terrestrial species disappeared totally (Figure 5).

Table 2 – List of the macrophytes growing at the four sites studied: A = algae, Ph = phanerogams.

Species	Codes of species	L1	L2	L3	L4
Hydrophytes					
A <i>Chara</i> sp.	Char	+	-	-	-
A <i>Cladophora</i> sp.	Clad	+	+	+	+
A <i>Vaucheria</i> sp.	Vau	+	+	+	+
Ph <i>Lemna minor</i> L.	LemM	+	+	+	+
Ph <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	MyrS	-	-	-	+
Ph <i>Potamogeton crispus</i> L.	PotC	-	-	-	+
Ph <i>Potamogeton pectinatus</i> L.	PotP	-	-	-	+
Ph <i>Ranunculus fluitans</i> Lam.	RanF	+	-	-	+
Total (8)		5	3	3	7
Hélophytes					
Ph <i>Apium nodiflorum</i> (L.) Lag.	ApiN	-	+	+	+
Ph <i>Butomus umbellatus</i> L.	ButU	-	+	+	+
Ph <i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	CypE	-	+	+	-
Ph <i>Cyperus longus</i> L.	CypL	-	+	+	-
Ph <i>Glyceria plicata</i> (Fries) Fries	GycP	+	+	+	+
Ph <i>Lycopus europaeus</i> L.	LycE	-	-	+	+
Ph <i>Nasturtium officinale</i> R. Br.	NasO	-	-	+	+
Ph <i>Phalaris arundinacea</i> L.	PhaA	+	+	+	+
Ph <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. Ex Steudel	PhrA	+	-	+	-
Ph <i>Polygonum persicaria</i> L.	PolP	-	-	+	+
Ph <i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	VeAa	-	-	+	-
Total (11)		3	6	11	7
Terrestrial species					
Ph <i>Galium aparine</i> L.	GalA	-	-	+	-
Ph <i>Lactuca serriola</i> L.	LacS	-	-	+	-
Ph <i>Plantago major</i> L.	PlaM	-	-	+	+
Ph <i>Plantago minor</i> L.	PlaMn	-	-	+	+
Ph <i>Rumex crispus</i> L.	RumC	-	-	+	+
Ph <i>Rumex</i> sp.	Rum	+	-	+	+
Ph <i>Urtica dioica</i> L.	UrtD	-	-	+	-
Ph <i>Xanthium strumarium</i> L.	XanS	-	-	+	+
Total (8)		1	0	8	5
Total species (27)		9	9	22	19

The Friedman's Anova by ranks test and the Kruskal-Wallis test applied on macrophytic cover showed that the difference in seasonal variations of macrophytic cover is significant in each station (Friedman's Anova: L1 $p < 0.05$; L2 $p < 0.001$; L3 $p < 0.001$; L4 $p < 0.001$; in spring $p = 0.05$ at L1, L2, L3 and $p = 0.04$ at L4; in summer $p = 0.04$ in L1, L2 L3; and Kruskal-Wallis: $H = 13.03$; $P = 0.01$ the difference in seasonal variations macrophytic cover is significant among the different stations).

To underline the relationships between physico-chemical parameters and macrophyte richness and cover, a CCA analysis has been conducted. This analysis took into account 37 quantitative parameters, 27 of which correspond to the percentages of covering of the macrophytes, and 10 correspond to the values of the abiotic descriptors. This CCA highlighted the distinctive ecological features of

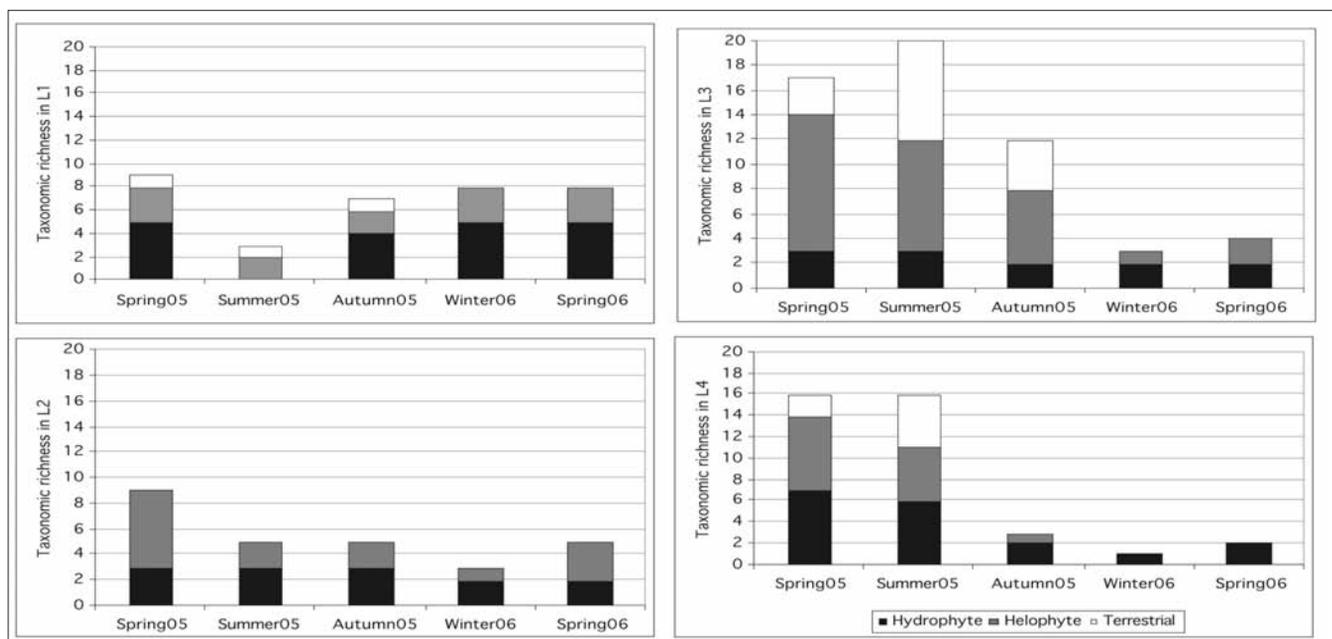


Figure 3 – Seasonal variations in the taxonomic richness in the stations according to different groups (the values are the sum of species for each macrophyte type of each season). Spring = April, May, June. Summer = July, August, September. Autumn = October, December. Winter = January, March.

the macrophytes with respect to some environmental parameters. It also made it possible to establish macrophytic associations which exist in several sectors of Litani, and to distinguish the stations by their floristic characteristics.

On the map of the CCA (axis 1 inertia 41%; axis 2 inertia 32%) L1 is separated from L2-L3 and L4 on axis 1, and L2-L3 are separated from L4 on axis 2. In addition the axis 1 (41% inertia) describes a gradient of mineralisation and eutrophication on its negative part and a gradient of oxygenation on its positive part. Thus, the degree of pollution effect is strongly increased through the axis 1 which opposes a sector strongly polluted on the rhithral (L2, L3, L4) to a sector lightly polluted on L1.

Thus, the ecological determinism is clear. In one hand, we can individualize the spring, characterized by its depth and its well oxygenated water and on the other hand, the stations of the rhithral characterized by a high conductivity, nitrates and phosphates concentrations, and by a relatively faster water.

From there we distinguished 3 groups:

- The group (G1) positively correlated with the depth. It is made up primarily by hydrophytes colonizing the stagnant mediums and/or with weak current (*Chara* sp.) and of the helophytes which correspond to the rhithral of the small rivers with a very good shining and a low flow (*Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*).
- The group (G2) includes macrophytes generally announced in the rhithral of large rivers (here rhithral of Litani on L4) characterized by a strong representation of hydrophytes (*Ranunculus fluitans*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus*, etc.).

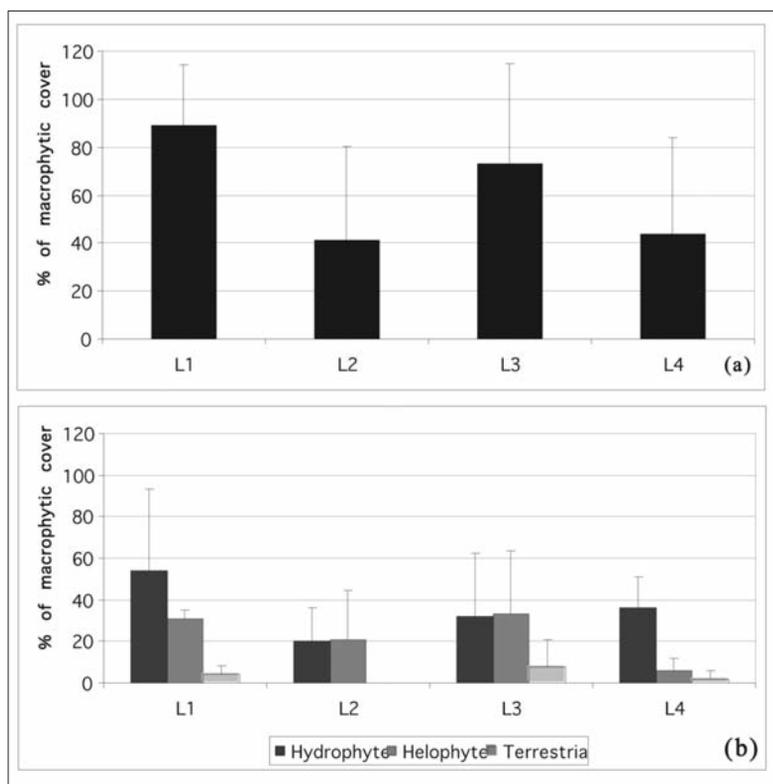


Figure 4 – Average percentage of macrophytic cover (average + SD) among the different stations (L1, L2, L3 & L4). (a) all taxa, (b) for each type of macrophytes categories at the four stations.

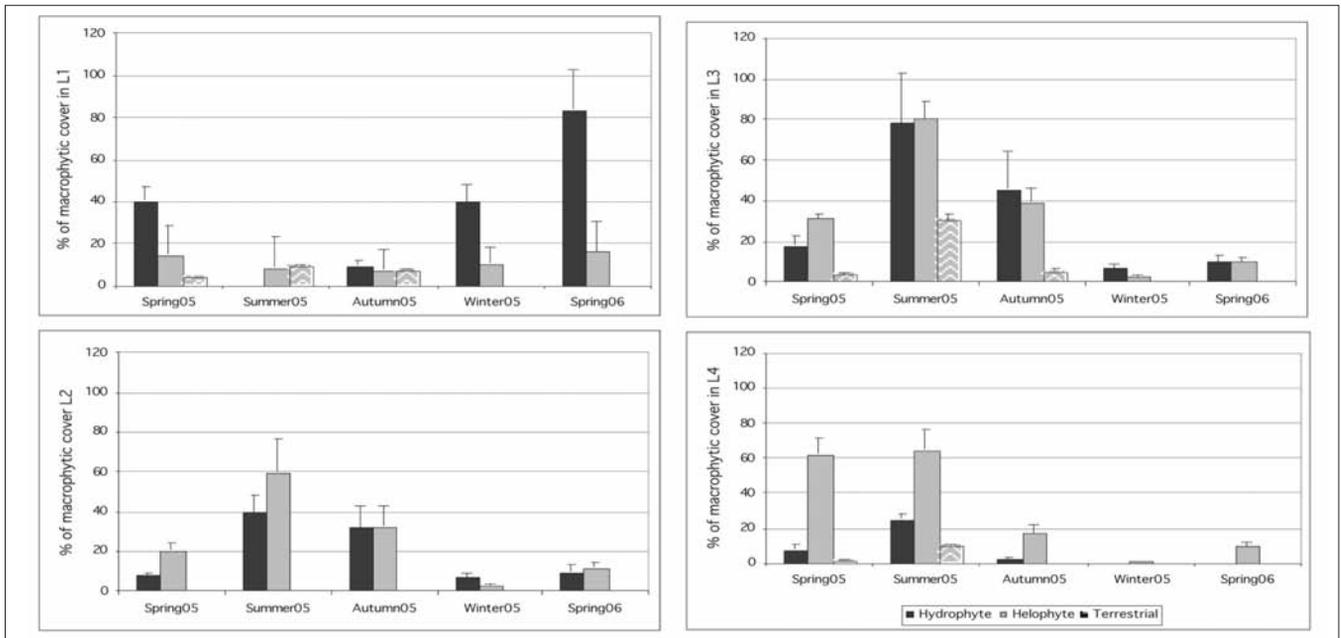


Figure 5 – Variations in macrophytic cover (average + SD) in the stations according to seasons and groups.

– The group (G3) characterized by the absence of hydrophytes phanerogames and made up, beside the filamentous algae, by a mixture of helophytes phanerogames usually described in the rhithral of small eutrophized rivers (*Butomus umbellatus*, *Cyperus eragrostis*, *Cyperus longus*, *Lycopus europaeus* etc.) associated with some terrestrial species usually described in the temporary rivers (*Plantago major*, *Rumex crispus*, *Urtica dioica*, *Xanthium strumarium*, etc.) (here in L2 and L3).

This mixture of helophytes and terrestrial species describes the various types of disturbances (organic and mineral pollution, low water level) which affect these sectors and which determine the macrophytic composition.

Discussion

Temperature, depth and current velocity vary according to seasons. This is due to the precipitation, management and the regulation operations especially used for agriculture. Conductivity for all studied stations show that the water is strongly mineralized (Nisbet & Vernaux 1970 – EU requirements). Considering community dynamics, the taxonomic richness and plant cover at the different study sites in Litani River varied both in space and time. Spring and summer 2005 corresponded

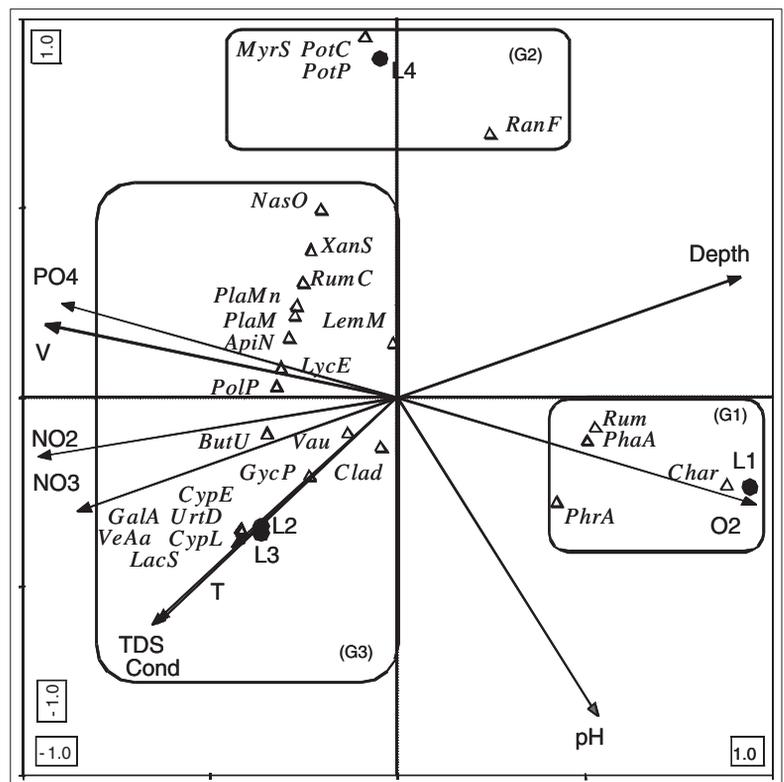


Figure 6 – CCA applied on the 37 abiotic and biotic variables (average for the quantitative statements) in L1, L2, L3, L4.

Projections of the abiotic and biotic variable points and the stations points.

Hydrophyte: Char, Clad, Vau, LemM, MyrS, PotC, PotP, Ranf.
Helophyte: Apin, ButU, CypE, CypL, GycP, LycE, NasO, PhaA, PhrA, PolP, VeAa. Terrestrial: GalA, LacS, PlaM, PlaMn, RumC, Rum, UrtD, XanS.

to the maximum macrophyte cover of hydrophytes in L4, where phanerogams such as *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogeton crispus* L., *Potamogeton pectinatus* L. and *Ranunculus fluitans* Lam. were highly developed as a result of the silty substrate granulometry, the increase in solar radiation and temperature and specially the increase in water flow in this station. Upstream, in station L1, a large cover of macroalgae such as *Chara* sp., characterizes this station overall in spring and winter.

Such variability can be related to the fact that in the Litani River some variables seem to be affected by human activities (conductivity, TDS, mineral nutrient) and disrupted the longitudinal gradient; the abiotic factors mainly contribute to the pattern of macrophyte distribution (Butcher 1933; Abou-Hamdan *et al.* 2005). The results showed that physical characteristics such as shining, granulometry and rates of flow act directly on plant cover, richness and the composition of the macrophytic communities (Haslam 1978; Thiébaud & Muller 1999; Weigleb 1984). The substrate which is mainly fine in L2, L3 and L4 as well as high light energy (in all stations) are compatible with the development of phanerogams; such conditions disfavour the colonisation and the development of bryophytes.

The water quality has influenced the taxonomic composition of the macrophytic stands. As Bernez *et al.* (2000) have reported in studies on the River Rance and Abou-Hamdan (2004) on Mediterranean rivers in south east of France, the disturbed and eutrophicated stretches of rivers carry a more developed vegetation than the less disturbed parts. This can explain that taxonomic richness is higher in L3 and L4 than L1 (less polluted station) and L2 (more polluted station).

Some species such as *Chara* sp. were well developed only on L1, this taxa disappeared in all other stations (at the more polluted stations) due to strong eutrophication. This xenosaprobic macroalgae, which is thought to be sensitive to pollution, does not grow in polluted sites (Bornette & Arens 2002).

Lemna minor L., *Vaucheria* sp. and *Cladophora* sp. (favoured by the high nitrate and phosphate concentrations) were well represented at all the stations, with other pollution-resistant species.

In contrast to indications in flora literature (Bonnier 1990; Fare *et al.* 2001) *Ranunculus fluitans* Lam. was developed not only in rapid

water (station L4), but also in still waters (station L1). The disappearance of *Ranunculus fluitans* Lam. in L2 and L3 and its reappearance in L4 may be related to the variation of water level and pollution degree. Research on its maintenance either with seeds or vegetative fragments should be undertaken.

In spite of a strong eutrophication and especially pollution by sewage, *Butomus umbellatus* L. (rare species in south east of France) seems to profit from the abiotic conditions (physicochemistry, granulometry). This species proliferates in Litani and invades in some sites the totality of the river. It prevents the installation of another species and acts negatively on the biodiversity. It acts like the dense colony of flowering-rush (*Butomus umbellatus* L.) in Bay St. François, near Lake St. Pierre in Québec. This species introduced about 1905 near Montreal, is today widespread along the St. Lawrence River (Delisle *et al.* 2003).

Conclusion

Abiotic and biotic factors revealed strong anthropic disturbances from the source of the Litani River and along the river. All the species and the cover rates of the macrophyte seemed to depend on the following combined two main factors: seasonal and annual climatic variations, which lead to drastic changes in the hydrological conditions (flooding and drought), and anthropogenic disturbances such as organic and domestic pollution, water management and regulation operations.

The severe organic pollution combined with low flow rates has favoured the development and the proliferation of filamentous algae in the Litani River.

In addition the proliferation of *Butomus umbellatus* requires further monitoring. This species develops in Litani like an invasive species and it may destroy the ecosystem and reduce the biodiversity of this river already weakened by disturbances of various origins. Further researches are needed in order to obtain more data on Litani River and its effluents during longer periods of time.

References

- Abou-Chaar C., 1991. *The woody plants of A.U.B.* Beirut: American University of Beirut.
- Abou-Hamdan H., 2004. *Réponses des macrophytes de six cours d'eau méditerranéens soumis à des perturbations naturelles et d'origine anthropique.* Thèse de doctorat, Université Paul-Cézanne (Aix-Marseille III), 244 p + annexes.
- Abou-Hamdan H., Dandelot S., Haury J., Hébrard J.P. & Cazaubon A., 2005. Macrophytic communities inhabiting the Huveaune (South-East France), a river subject to natural and anthropic disturbances. *Hydrobiologia*, 551: 1-10.
- AFNOR, 2003. Norme NF T90-395, octobre 2003. *Qualité de l'eau. Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR).* Association française de normalisation (AFNOR), 28 p.
- Bernez I., 1999. *Végétation macrophytique des cours d'eau régulés. Impacts des aménagements hydro-électriques dans le Massif armoricain.* Thèse Écologie, École nationale supérieure agronomique de Rennes, 127 p.
- Bernez I., Daniel H. & Haury J., 2000. Étude des variations des communautés végétales aquatiques sous l'effet de perturbations anthropiques en rivière régulée. *Bulletin français pêche et pisciculture*, 357 (358): 169-189.
- Bonnier G., 1990. *La grande flore en couleur de Gaston Bonnier.* Paris, Belin, 1 425 p.
- Bornette G. & Arens M.-F., 2002. Charophyte communities in cut-off river channels. The role of connectivity. *Aquatic Botany*, 73 (2): 149-162.
- Butcher R.W., 1933. Studies on the ecology of rivers I: On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. *Journal of Ecology*, 21: 58-91.
- CANOCO, Analyse Canonique de Correspondance. CANOCO for Windows, Version 4.5, Microcomputer Power; Ithaca, New York.
- Crowder A. & Painter D.S. 1991. Submerged Macrophytes in Lake Ontario: Current Knowledge, Importance, Threats to Stability, and Needed Studies *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 (8): 1539-1545.
- Daniel H. & Haury J., 1996. Les macrophytes aquatiques: une métrique de l'environnement en rivière. *Cybiuum* 20 (3): 123-136.
- Delisle F., Lavoie C., Jean M. & Lachance, D. 2003. Reconstructing the spread of invasive plants: Taking into account biases associated with herbarium specimens. *Journal of Biogeography*, 30: 1033-1042.
- Fare A., Dutarte A. & Rebillard J.P., 2001. *Les principaux végétaux aquatiques du sud-ouest de la France.* Agence de l'eau Adour-Garonne, 190 p.
- Halwani J., Baghdad O., Baroudi N. & Walte M., 1999. Contamination par les nitrates des eaux souterraines de la plaine d'Akkar au Liban du Nord. *Cahiers Santé*, 9: 219-223.
- Haslam M. 1978. *River plants.* Cambridge, Cambridge University Press.
- Haury J. 1988. Macrophytes du Scorff, distribution des espèces et bio-typologie. *Bulletin de la Société des Sciences de Bretagne*, 59 (1-4): 53-66.
- Haury J. & Muller S., 1991. Variations écologiques et chronologiques de la végétation macrophytique des rivières acides du Massif Armoricaïn et des Vosges du Nord (France). *Revue des Sciences de l'Eau*, 4: 463-482.
- Haury J. & Peltre M.C., 1993. Intérêts et limites des « indices macrophytiques » pour qualifier la mésologie et la physico-chimie des cours d'eau: exemples armoricains, picards et lorrains. *Annales de Limnologie*, 29 (3-4): 239-253.
- Khedr A.H. & El-Demerdas h, M.A., 1997. Distribution of aquatic plants in relation to environmental factors in the Nile Delta. *Aquatic Botany*, 56: 75-86.
- Nisbet N. & Vernaux J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, 6 (2): 160-190.
- Oulabi M., Saad Z. & Slim K., 1999. Study of metal concentration in water and sediment of some spring of Lebanon. *Jour. Europ. Hydrol.*, 30 (2): 239-254.
- Saad Z., 2005. Évaluation de la qualité des eaux de la retenue de Karaoun (Liban). *Bulletin de la Société neuchâteloise des sciences naturelles*, 128: 71-80.
- Saad Z., Kazpard V., El Samarani A., Slim K. & Ouaini N., 2006. Use of hydrochemistry and environmental isotopes to evaluate water quality, Litani river, Lebanon. *Journal of Environmental Hydrology*, 14: 11 p.
- Sawidis T., Chettri M.K., Zachariadis G.A. & Stratis J.A., 1995. Heavy metal in aquatic plants and sediments from water systems in Macedonia, Greece. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 32: 73-80.
- SEQ-EAU, 1999. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Rapport d'étude des Agences de l'eau. Rapport de présentation SEQ-EAU.
- Shaban A. & Nassif N., 2007. Pollution in Qaraaoun Lake, Central Lebanon. *Journal of Environmental Hydrology*, 15: 14 p.
- Thiébaud G. & Muller S., 1999. A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in North-Eastern France. *Hydrobiologia*, 410: 17-24.
- Tohmé G. & Tohmé H., 2001. Recherches sur le statut actuel de la flore du Liban. Beirut: *Lebanese Science Journal*, 2: 1.
- Tohmé G. & Tohmé H., 2002. *A thousand and one flower of Lebanon.* Publication of the Lebanese University. Natural Sciences Section, 22: 309 p.
- Weigleb G., 1984. A study of habitat conditions of the macrophytic vegetation in selected river systems in western Lower Saxony (Federal Republic of Germany). *Aquatic Botany*, 18: 313-352.
- Westlake D.F., 1975. Macrophytes, Chapter 4, 106-725. In: *River ecology, Studies in ecology*. 2: 725 p.

Effects of hydro-edaphic environment on the rooting of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) Deglet Noor in the Ouargla Basin (south-east algeria)

Effets de l'environnement hydro-édaphique dans la cuvette d'Ouargla sur l'enracinement du palmier dattier (Phoenix dactylifera L.) Déklet Nour (sud-est algérien)

Mustapha DADDI BOUHOUN¹, Louhichi BRINIS²,
Mohamed Lakhdar SAKER¹, Marc COTE³ and Jacques RABIER⁴

1. Université Kasdi Merbah de Ouargla
Laboratoire de protection des écosystèmes en zones arides et semi-arides
BP 163, Ouargla 30000 Algérie
Tél. : (00) 213 75 15 42 03 ; Fax : (00) 213 29 71 59 08 ; E-mail : daddibm@yahoo.fr,
Sakermohamedlakhdar@yahoo.fr

2. Université Badji Mokhtar de Annaba, Département de biologie
BP 12 Annaba 23000 Algérie
Tél. : (00) 213 71 31 03 90 ; Fax : (00) 213 38 87 54 00 ; E-mail : lbrinis@yahoo.fr

3. Université de Provence, UFR des Sciences géographiques et de l'aménagement
29, avenue Robert-Schuman, 13621 Aix-en-Provence cedex 1
Tél./Fax : (33) 4 90 77 60 31, E-mail : marc.cote@neuf.fr

4. Université de Provence, Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie,
UMR 6116 CNRS IRD IMEP, case 97, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille cedex 3 France
Tél. : (33) 4 91 10 63 17 ; Fax : (33) 4 91 11 61 62 ;
E-mail : Jacques.Rabier@univ-provence.fr

Abstract

During the last decade, the Ouargla basin went through a problem of groundwater rise that had prejudicial consequences on the oasis environment. We studied the impact of hydro-edaphic environment on root systems of the Deglet Noor date palm in the date-producing areas of Ouargla basin.

The results indicated that 53.9% of date-producing farms showed a water table depth between 29 and 119.4 cm. Root distribution of date palms 80 cm far from the trunk showed that 56.9% of the palm plantations exhibit a rooting depth between 27 and 119 cm, including 3% of which is caused by the gypseous and gypseous-calcareous crusts alone, 10.8% of which is caused by the water table combined with the gypseous and gypseous-calcareous crusts and finally 43.1% of which caused by the

water table. Electric conductivity of groundwater varied from 10 to 39.7 dS.m⁻¹. The correlation analysis confirmed that lower water table depths and, gypseous and gypseous-calcareous crusts caused a decrease in the root system depth. Roots avoided both water saturation zone and mechanical resistance in the crusts, causing them to develop in the side direction. Salinity of groundwater proved to be less important to rooting of the date palm compared to level of the ground water.

Résumé

La cuvette d'Ouargla a connu durant cette dernière décennie un problème de remontée de la nappe phréatique. Cela a eu des conséquences préjudiciables sur l'environnement oasien. Nous avons étudié l'impact de l'environnement

Keywords: date palm, gypseous crust, root system, water table.

Mots clés : croûtes gypseuses, nappe phréatique, palmier dattier, système racinaire.

hydro-édaphique sur l'enracinement du palmier dattier Déklet Nour dans les périmètres phoenicicoles de la cuvette d'Ouargla.

Les résultats obtenus montrent que 53,9 % des exploitations phoenicicoles présentent une nappe phréatique ayant une profondeur comprise entre 29 et 119,4 cm. L'étude de l'enracinement du palmier dattier, à 80 cm du tronc, a montré que 56,9 % des palmeraies présentent un enracinement compris entre 27 et 119 cm de profondeur, dont 3 % à cause des croûtes gypseuses et gypso-calcaires, 10,8 % à cause de la nappe et des croûtes gypseuses et gypso-calcaires et enfin 43,1 % à cause de la nappe phréatique. La conductivité électrique des eaux phréatiques varie de 10 à 39,7 dS.m⁻¹.

L'étude des corrélations montre que la faible profondeur de la nappe phréatique ainsi que des croûtes gypseuses et calcaires diminuent la profondeur d'enracinement. Les racines fuient la zone de saturation en eau et la résistance mécanique des croûtes pour se développer dans le sens latéral. La salinité des eaux phréatiques présente moins d'effet sur l'enracinement du palmier dattier comparée au niveau de la nappe phréatique.

Introduction

Excess water in soils is a global environment problem and contribute to the degradation of 595 millions km² of soil, corresponding to approximately 5% of non-productive grounds. Soil clogging is caused by bad water irrigation management, nature of soil and, water table rise (Robert & Cheverry 1996).

Rise of subsoil water, produced by bad drainage, causes edaphic degradation of agricultural ecosystems and shortening of crop root depths (Hatton & Nulsen 1999). Lowering water table depths trigger harmful consequences in the sub-Saharan (Bertrand *et al.* 1993) and Saharan environment (Durand 1958).

The phreatic groundwater table is close to the soil surface in some Algerian south-east areas, like Oued Righ and Ouargla; it varies from 0 to 1.2 m depth (Dubost *et al.* 1983; Dubost 1991; Saker 2000; Hamdi Aïssa 2001).

Problem of groundwater rise in the Ouargla basin developed over the last few years as a result of the anarchic multiplication of drillings, bad drainage of agricultural water and bad management of worn water. According to Côte (1998), after the XXth century drillings made it possible to double the planted surfaces; but waste waters contributed to the groundwater rise, in parts of the basin. The

drainage remains partly ineffective caused by absence of discharge system.

Surface ground water, in hyper-arid climate supports capillary increase of soluble salts and accumulation of gypsum in the water table (Durand 1958; Halitim 1988). This situation causes harmful root asphyxiation and limits crop rooting at the Saharan oasis level (Dutil 1971; Bahri 1987). This malfunction of the date palm crop heritage leads to drop in date yields quality.

Deglet Nour dates, produced on South-East Algerian palm (*Phoenix dactylifera* L.) plantations, are very sensitive to the bayoud disease but until now, they have been leaved unscathed. That seems to be related to different parameters such as salinity (Amir *et al.* 1996). However, particular nature of salted soils of these palm plantations also seems to contribute to resistance (Laville & Lossois 1963; Kada *et al.* 1972).

Date palm grows badly in compact soils and areas of bad drainage (Monciero 1961) which presents harmful consequences on soil structure, ventilation, biological activity, assimilation of some mineral nutrients and consequently date palm growth (Djerbi 1994).

According to Dutil (1971), rooting of the date palm in soils of Ouargla is subjected to a stressful environment caused by soil salinity, bad groundwater drainage and gypseous or calcareous encrusting. High root activity of date palm favours concentration of soil solution and precipitation of less soluble salts.

In the Maghreb, studies on tree rooting are rare, especially for the date palm (*Phoenix dactylifera* L.). Most of studies are American and were carried out using pot cultures or on soil profiles next to date palms; search were related to root systems and impact of moisture on rooting (Went and Darley 1953), water table (Simmons 1926; Weeks 1957; Furr 1975; Dubost 1991) or irrigation and soil (Armstrong & Furr 1959).

In this context, our study investigated the impact of hydro-edaphic environment in the Ouargla basin on root system of the Deglet Nour date palm. Deglet Nour is a very widespread cultivar in this area and it is of important economic interest for Algeria.

Materials and methods

Choice of the study area

The Ouargla commune which is located at the center of the Ouargla basin was chosen because this site takes into account importance of its date palm crop heritage (DPAT 2001) and, abandonment and deterioration of several of its palm plantations caused by the effects of groundwater rise on growth of the date palm.

Date palm areas are chosen from five areas which all are agrarian ecosystems: namely Bamendil, Mekhadma, Ksar, Said Otba and Beni Thour. Our investigation dealt with 167 palm plantations between 15 and 45 years old (Figure 1). The whole of these areas forms 97% of the total surface, occupied by date palm crops in Ouargla district (DSAO 2001).

Hydro-edaphic study

Our methodological approach consisted of measuring the parameters of the degradation: groundwater levels and salinity, crusts levels, irrigation water and soils salinity.

Study was carried out during winter period (2002) when groundwater level reaches its maximum. We measured water table depth (W.t.d.) compared to soil surface using an electric probe, and we collected water to measure electric conductivity of water table ($E.C_{w.t.}$) at 25 °C with a conductivimeter. Groundwaters were classified in 4 water table groups, ranging between 0-40 cm, 40-80 cm, 80-120 cm and higher than 120 cm of depth.

The gypseous crusts depths (G.c.d.) were determined by a gradual survey. Nature of the crusts is given following maps and soils toposequences of the Ouargla basin (Hamdi Aïssa 2001), and confirmed by fast tests at the laboratory. First, the test of effervescence with HCl enabled us to determine presence of limestone, and secondly, the test of precipitation of sulphates by $BaCl_2$ enabled us to determine presence of gypsum (Aubert 1978). We also measured the electric conductivity of irrigation water ($E.C_{i.w.}$), and soils salinity at 0-40 cm depth level. The samplings of soil were carried out with an auger and the measurement of electric conductivity of soil-water extract 1:5 ($E.C_{e1:5}$), at 25 °C.

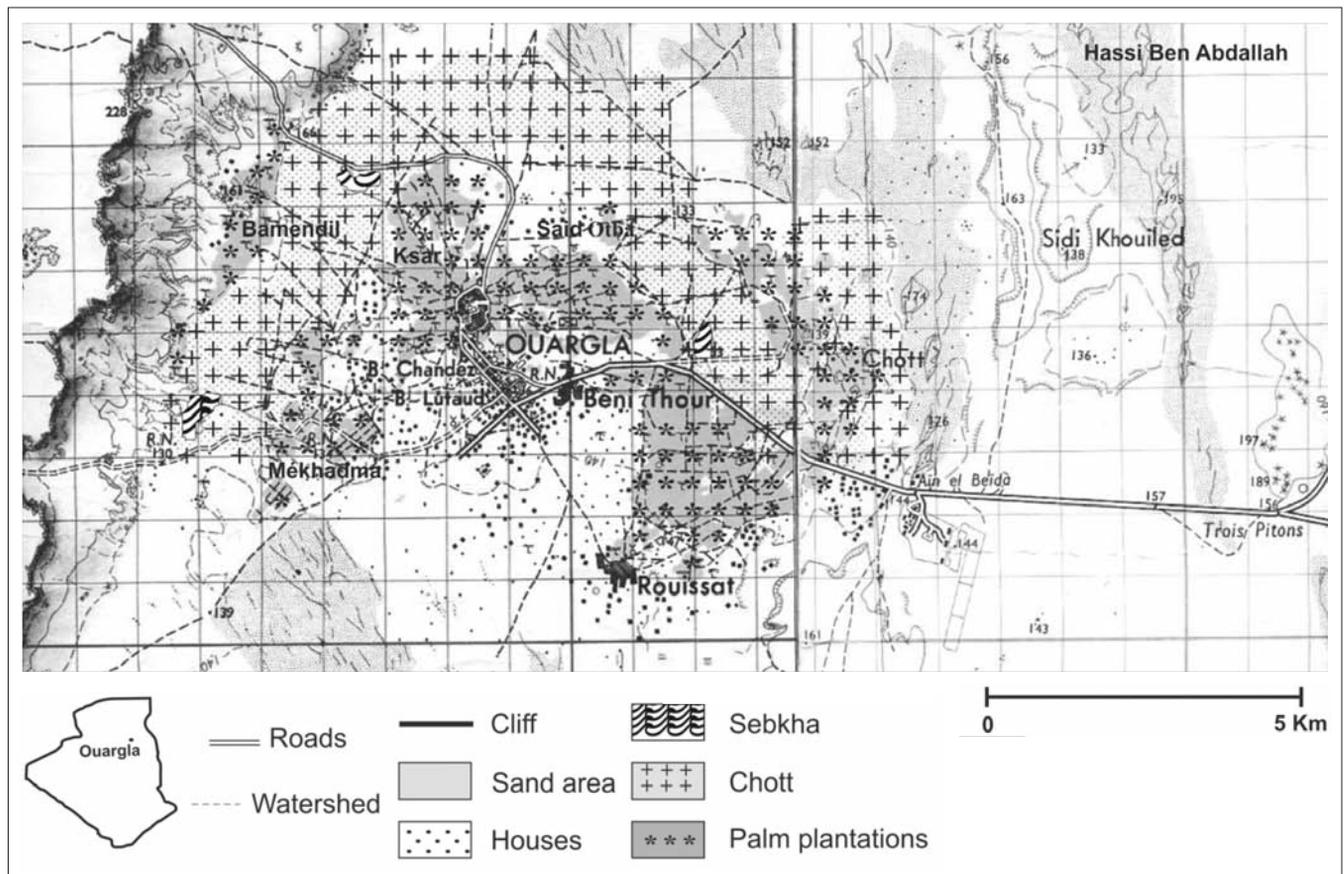


Figure 1 – The date palm areas in the Ouargla basin.

Date palms rooting study

In absence of a mechanical probe for sampling and a study of tree root depth (R.d.) like that of field cultures (Hansson 1987), we used a method of measurement based on a progressive survey of Deglet Noor date palm rooting since 85% of the root are distributed in the zone of 2 m deep and 2 m on both lateral sides (Munier 1973; Zaid 2002). We used a manual drill of 150 cm depth and a scale.

This method consisted in measuring rooting up to 120 cm of depth, at 80 cm far from the trunk, with a gradual survey up to 150 cm of depth to confirm an absence of roots beyond 120 cm. For each farm, we carried out three random measurements of rooting on adult date palms in full production to calculate average maximum depth of rooting. Root depths were classified in four groups; 0-40 cm, 40-80 cm, 80-120 cm and higher than 120 cm of depth.

Statistical analysis

Groups of depth range for roots and water tables were chosen for practical reasons. Several grouping of observations for the 167 farms were formed according the tested hypotheses. The hypotheses were that low water table or crusts depth alone or in combination

limit root growth. Means and standard deviations for subgroups of palm areas are shown in Table 1. Preliminary results of regression analyse obtained for the whole group or by group of palm areas which gave a higher number of outliers and lower determination coefficients are not shown. Means, standard deviations, regression analyse and determination coefficient (R^2) were performed with Excel 2004 software.

Results

The synthetic results (Table 1) showed that the hydro-edaphic environment in the Ouargla basin was degraded. The groundwater levels had serious effects on rooting of date palms and physico-chemical soils degradation by waterlogging, gypseous crusts formation and soils' salinization.

Hydro-edaphic study

In this study, 53.9% of the palm plantations showed a shallow water table, lowers than 1.2 m of depth, varying from 29 to 119.4 cm (Figure 2). According to the USSL classification (1954), modified by Durand (1958), salinity degree of groundwater varied between

Table 1 – Synthetic results showing means with standard deviations in the date palm areas of Ouargla Basin.

Area types	Date palm areas	farms numbers	W.t.d. (cm)	E.C. _{w.t.} (dS.m ⁻¹)	E.C. _{e1:5} (dS.m ⁻¹)	E.C. _{i.w.} (dS.m ⁻¹)	G.c.d. (cm)	R.d. (cm)
Deep water tables with gypseous crusts	Bamendil	3	> 120	-	4.0 ± 0.7	2.20 ± 0.06	65 ± 27	65 ± 26
	Beni Thour	1	> 120	-	5.8 ± 0	4 ± 0	73 ± 0	72 ± 0
	Ksar	1	> 120	-	4.7 ± 0	4 ± 0	111 ± 0	114 ± 0
	Total	5	> 120	-	4.5 ± 0.9	2.8 ± 0.9	76 ± 28	76 ± 28
Deep water tables without gypseous crusts	Bamendil	15	> 120	-	2 ± 1	2.2 ± 0.1	-	> 120
	Beni Thour	3	> 120	-	3 ± 1	3.63 ± 0.08	-	> 120
	Ksar	8	> 120	-	2.8 ± 0.6	2.0 ± 0.2	-	> 120
	Mekhadma	18	> 120	-	3.1 ± 0.6	2.6 ± 0.6	-	> 120
	Said Otba	28	> 120	-	2.4 ± 0.7	4 ± 1	-	> 120
	Total	72	> 120	-	2.6 ± 0.8	3 ± 1	-	> 120
Shallow water tables with gypseous crusts	Bamendil	11	65 ± 27	15 ± 4	4.87 ± 1.83	2.4 ± 0.7	69 ± 17	70 ± 28
	Beni Thour	1	97 ± 0	18 ± 0	2.92 ± 0	2.3 ± 0	80 ± 0	101 ± 0
	Ksar	3	83 ± 25	23 ± 9	5.11 ± 0.8	4 ± 1	81 ± 31	86 ± 23
	Mekhadma	3	61 ± 48	16 ± 4	5.58 ± 2.3	2.7 ± 0.8	62 ± 47	63 ± 45
	Total	18	69 ± 30	17 ± 5	5 ± 2	2.7 ± 0.9	70 ± 24	73 ± 30
Shallow water tables without gypseous crusts	Bamendil	15	66 ± 36	18 ± 6	6 ± 2	3 ± 1	-	67 ± 31
	Beni Thour	11	68 ± 33	21 ± 8	6 ± 1	3 ± 1	-	79 ± 34
	Ksar	13	61 ± 29	21 ± 7	6 ± 1	3 ± 1	-	68 ± 27
	Mekhadma	27	65 ± 30	23 ± 8	6 ± 2	3 ± 1	-	78 ± 32
	Said Otba	6	77 ± 27	21 ± 7	5.7 ± 0.9	3.3 ± 0.7	-	87 ± 29
	Total	72	66 ± 31	21 ± 7	6 ± 1	3 ± 1	-	74 ± 31

excessively salted to very excessively salted. Electric conductivity of water varied from 10 to 39.7 dS.m⁻¹. Among all studied waters, 37.8% were excessively salted, higher than 20 dS.m⁻¹. Compared to literature (USSL 1954; Durand 1958), groundwater of Mekhadma was the less charged with salts. However, conductivity measurements showed that groundwater of Said Otba and Ksar were the less salted.

The chemical facies of water tables and soil solutions in the Ouargla basin varied between sulphated calcic, sulphated magnesian-sodic and chlorinated sodic (Hamdi Aïssa 2001).

The gypseous crusts depths varied from 33.3 to 117 cm. They were gypseous in Bamendil and Mékhadma, and gypseous calcareous in Ksar and Beni Thour.

The soils salinity increased with the level of groundwaters, it lied between 1.1 and 5.8 dS.m⁻¹ for the soils of deep water table, higher than 1.2 m of depth, and between 2.1 to 9.8 dS.m⁻¹ for the soils of shallow water table.

The gypseous crusts create in the soils of deep water table an obstacle for the infiltration of salted irrigation water, which increases the capillary rise of water and thus the salts accumulation on the soils surface. However, the average salinity in the soils of shallow water table showed that the salinity of soils without crust is higher than that of the soils with crusts. The absence of crust decreased the effect of saline irrigation water and increased significantly the salts accumulation in the soils surface with the capillary rise of saline water tables. The decrease of water tables depth contributed significantly to increase soil's salinity.

Date palms rooting study

56.9% of the palm plantations exhibited a rooting depth between 27 and 119 cm (Figure 3). The shallow water table and the crust formed hydrous and mechanic shallow obstacles for date palms rooting. The study of date palm areas revealed that 43.1% of the palm plantations presented shallow water table obstacles, 10.8% shallow water tables and crusts, 3% shallow crusts and 43.1% were without shallow obstacle. According to remote sensing and field work by Hamdi Aïssa (2001), the Ouargla basin is made (upstream to downstream) by a sequence of five soil landscapes: gypseous calcareous on the plateau; alluvio-olian and regosolic on the slope; gypseous,

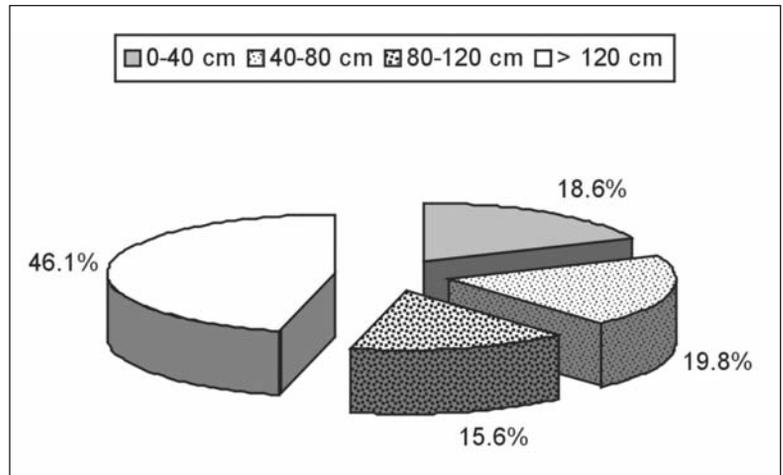


Figure 2 – Water table depths in the Ouargla date palm plantations.

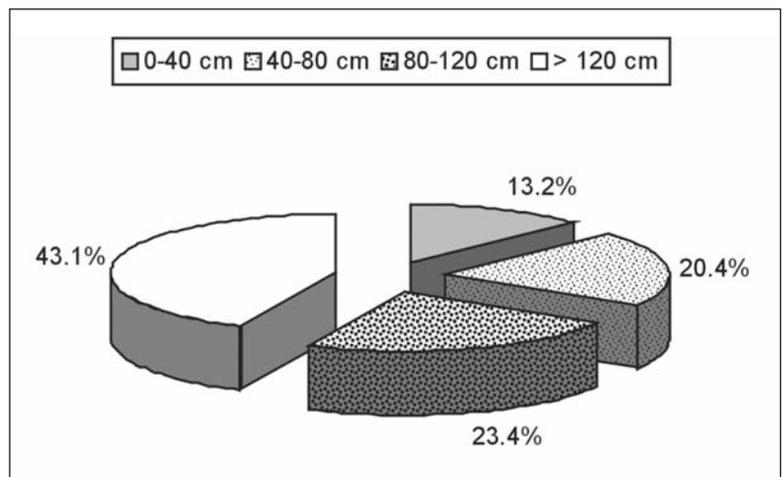


Figure 3 – Depth of Deglet Noor date palm rooting in the date crop areas of Ouargla.

with two subsystems (with a gypseous crust of surface and gypseous-salted) on the chott; and salted in the sebkha. The gypseous horizons constitute the major characteristic of these soil landscapes.

Impact of crusts in areas of deep water tables

The results showed that 3% of the palm plantations, with a rooting depth above 120 cm were undergoing an obstacle of gypseous crust at Bamendil and gypseous calcareous crust, at Ksar and Beni Thour. This latter constituted a physical obstacle for the rooting of the date palm. There were positive correlations (Figure 4), highly significant between root depth of the date palm (R.d.) and gypseous crusts depth (G.c.d.). We obtained the following relation with $R^2 = 0.9961$: $R.d. = 1.0099 G.c.d. - 0.2685$.

Impact of shallow crusts-water tables

The present study showed that 10.8% of the palm plantations, with a rooting above 120 cm depth, undergo two types of obstacles, namely the groundwater and the gypseous crust in Bamendil, Mekhadma and, gypseous calcareous crust in Ksar and Beni Thour, above

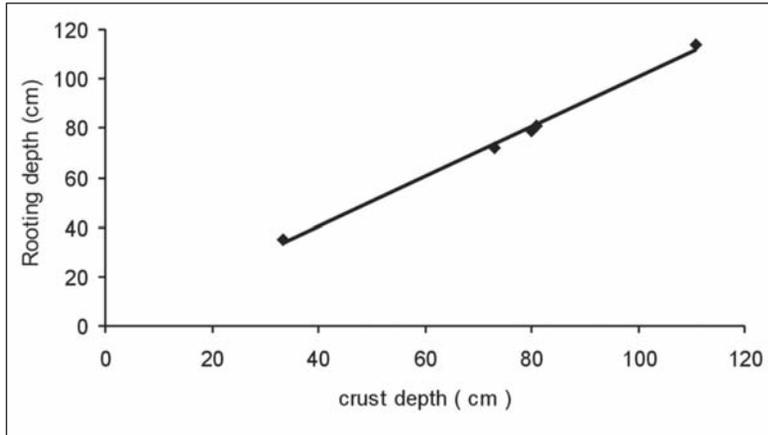


Figure 4 – Relationship between date palm rooting and gypseous crusts in areas of deep water tables.

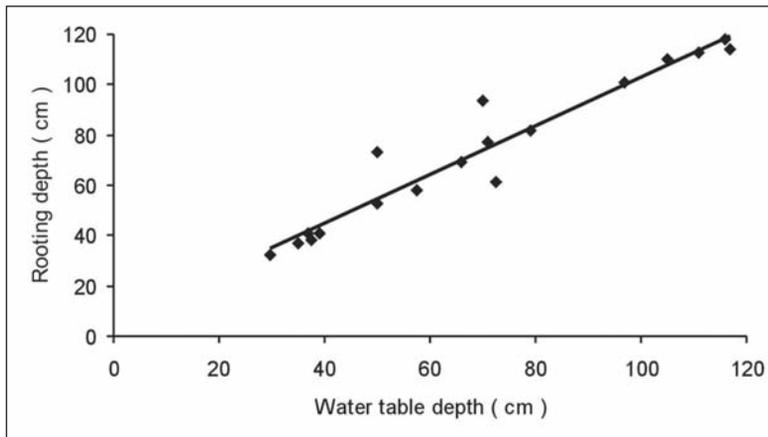


Figure 5 – Relationship between date palm rooting and shallow water table in areas with crusts.

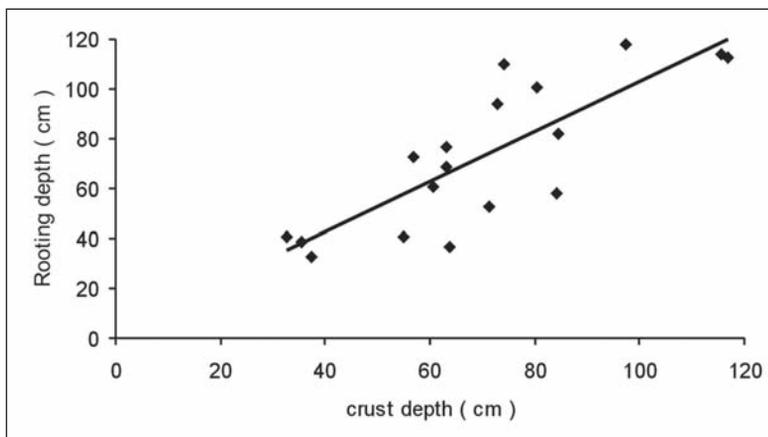


Figure 6 – Relationship between date palm rooting and gypseous crusts in areas of shallow water tables.

120 cm depth. The crust and water table constituted a physical and water obstacle for rooting of the date palm. There were significant positive correlations (Figures 5 and 6) between root depth of the date palm (R.d.) and, depths of the water table (W.t.d.) and the gypseous crust (G.c.d.). We obtained the following relations:

1. $R.d. = 0.9636 W.t.d. + 6.5374; R^2 = 0.9283.$
2. $R.d. = 1.0057 G.c.d. + 2.2422; R^2 = 0.6658.$

Therefore, we hypothesized that the shallow groundwater and the gypseous calcareous crusts in the Ouargla basin constituted physical and chemical obstacles, which limit the date palm root development in soil depths.

Impact of shallow water tables in areas without crusts

Our results showed that 43.1 % of the palm plantations, with a rooting above 120 cm depth, were undergoing a water obstacle of groundwater in the studied areas. There were positive correlations (Figure 7), highly significant between root depth of the date palm (R.d.) and water table depth (W.t.d.). We obtained the following relation, with $R^2 = 0.6509$, $R.d. = 0.8069 W.t.d. + 21,275$. The most significant regressions were observed in Bamendil, Mekhadma and in Beni Thour, with respectively the following relationships:

1. $R.d. = 0.9243 W.t.d. + 4.4106; R^2 = 0.9609,$
2. $R.d. = 0.9013 W.t.d. + 8.4535; R^2 = 0.9492,$
3. $R.d. = 0.9725 W.t.d. + 12.193; R^2 = 0.855.$

However, in Ksar and Said Otba, R^2 was very weak. These areas are the oldest of the Ouargla basin. Rooting of the date palms there seemed to precede the groundwater rise. The study showed that the groundwater level limited the rooting by asphyxiation and salinization of date palm areas.

Discussion

The salinity and hydromorphy of groundwater at Ouargla constituted a physical and chemical obstacle for rooting and growth of Deglet Noor date palms. However, according to previous works, strong salinity causes the reduction of *Fusarium* population density (Amir *et al.* 1989), and salts induce a soil resistance to vascular fusariosis (Amir & Riba 1990). The laboratory tests showed that 1% and 2% salt contents in the soil ($E.C_{e1.5}$ of 3.5 and 7 $dS.m^{-1}$) strongly affects the pathogenic

density which are respectively 0.5 and 0% of its initial level at the end of the experiment (Amir *et al.* 1996). Rooting of the date palms in the Ouargla basin is subjected to a salinity of phreatic origin, above 1.5 to 6 times the threshold of disappearance of the pathogen, which confers to this area a resistance to the bayoud disease.

The plant root system cannot easily penetrate the hardened massive calcareous horizon. Moreover, water is mainly confined in the zone above the massive horizon, so that the geometrical model of root growth changes. Roots, seeking water, tend to grow laterally, favouring the development of the horizontal secondary roots (Esteban & Klappa 1983; Alonso-Zarza *et al.* 1989).

Practically, in oasis, these gypseous formations of water table constitute a very important limiting factor, in particular for the shrubby cultures (date palms and fruit trees). Sometimes, they brutally block root depth increase which come to be crushed on a true sandy bank (Durand 1959; Pouget 1968). Gypseous calcareous crusts are compact and not very porous. Because of mechanical resistance posed by the crusts, roots of the palm tree have difficulty penetrating soil. Root depth decreases in soil and rooting takes a lateral orientation. The groundwater rise exasperates the problem, because the root zone is impoverished in oxygen, which produces asphyxiation and root rot. According to Calot *et al.* (1982), root development of plants is not only related to soil porosity, but also to moisture and soil resistance to penetration.

Our study showed that date palm tolerated high moisture because, according to Went & Darley (1953), date palm does not have the capacity to form a fine root mass. In spite of its tolerance to moisture, description of roots of the palm trees in Arizona showed that root depth in contact with the groundwater does not exceed 2.2 m, and horizontal lengthening increases to 8.3 m. Vertical development of the roots is slowed down by the level of the water table (Simmons 1926). Bad drainage of salted water from the water table increases the concentration of salts in soil solution; soil becomes toxic and incompatible with normal date palm vegetation (Monciero 1954). Salinity of groundwater in the root zone exceeds the standard limit of the salinity threshold, estimated at $3 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ by Ayers and Westcot (1976). Contact of the roots with very salted groundwater, causes fall of the outputs, then

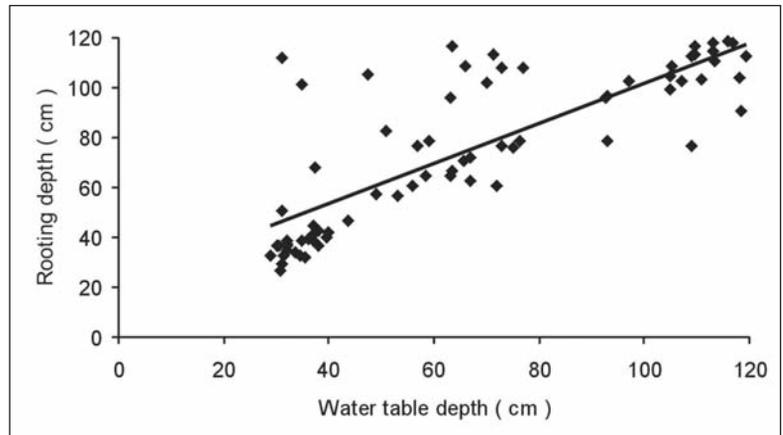


Figure 7 – Relationship between date palm rooting and shallow water table in areas without crusts.

drainage becomes paramount under these conditions (Weeks 1957; Furr 1975). To counter all these difficulties, it is necessary to maintain the water level at approximately 1.3 m in sandy soils, possibly up to 1.5 m in silty soils (Dubost 1991).

Conclusion

In light of the results obtained from different soil classes, we can conclude that the shallow groundwater in the Ouargla basin constituted the main obstacle to the root development of Deglet Noor date palms in soil depth. Roots avoided both water saturated zone and mechanical resistance in crusts, causing them developing in a horizontal direction. Salinity of the groundwaters proved to be less important to rooting of the date palm compared to level of the groundwater. Long term, clogging of the soils by water can cause hypoxia problems, root rot, salinization, dropping crop yields, and, deterioration and degradation of palm plantations in certain extreme situations. Lastly, to avoid all these problems for date palm crops, it is necessary to maintain the level of the water table below root zone of date palms by using a good drainage network in the Ouargla basin.

Taking into account the prevailing situation, it is advised that groundwater salinity levels be reduced by implementing suitable hydro-agricultural improvements. However, it is necessary for groundwater salinity to remain above the threshold which allows the date palm to resist the bayoud disease. In crust zones, it is recommended to break soil before plantation of young date palms using subsoi-

ling operations. Employment of all these precautions would make it possible to ensure good growth and a sanitary state for the Deglet Noor date palms.

Références

- Alonso-Zarza A. M., Silva P. G., Goy J. L. & Zazo C., 1989. Fan-surface dynamics and biogenic calcrete development: Interactions during ultimate phases of fan evolution in the semiarid SE Spain Murcia. *Geomorphology*, 24: 147-167.
- Amir H. & Riba O., 1990. Influence de la salinité des sols de palmeraies sur les *Fusarium*. II. Action des sels de sebkha sur l'évolution dans le sol de 2 souches de *F. oxysporum* pathogènes. *Ecol. Biol. Sol.* 27: 147-158.
- Amir H., Amir A. & Riba A., 1996. Rôle de la microflore dans la résistance à la fusariose vasculaire induit par la salinité dans un sol de palmeraie. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 28, 1: 113-122.
- Amir H., Riba O., Amir A. & Bounaga N., 1989. Influence de la salinité des sols de palmeraies sur les *Fusarium*. I. Relation entre la densité des populations de *Fusarium* et la conductivité des sols. *Ecol. Biol. Sol.* 26: 391-406.
- Armstrong W. W. & Furr J. R., 1959. Root distribution of "Khadrawy" date palms in relation to frequency of irrigation. *Ann. Rep. Date Growers' Inst.* 36: 13-15.
- Aubert G., 1978. *Méthodes d'analyse des sols*. Marseille, CRDP, 189 p.
- Ayers R.S. & Westcot D.W., 1976. La qualité de l'eau en agriculture. *Bull. FAO Irrig. Drain.* 29, Rome, 97 p.
- Bahri, A., 1987. Utilisation des eaux et des sols salins en Tunisie. Résultats et perspectives de recherche. *Ifa.* 96: 17-35.
- Bertrand R., Keita B. & N'Diaye M.K., 1993. La dégradation des sols des périmètres irrigués des grandes vallées sub-sahariennes (cas de l'office du Niger au Mali). *Cahiers d'agriculture.* 2: 318-329.
- Callot G., Chamayou H., Maertens C. & Salsac L., 1982. *Les interactions sol-racine: incidence sur la nutrition minérale*. Paris, INRA, 325 p.
- Côte M., 1998. Des oasis malades de trop d'eau ? *Sécheresse.* 9: 123-130.
- Djerbi M., 1994. Précis de phéniculture. *FAO*, Rome. 192 p.
- DPAT, 2001. *Annuaire statistique 2000 de la wilaya de Ouargla*. Direction de planification et d'aménagement du territoire, Ouargla. 106 p.
- DSAO, 2001. *Enquête sur les potentialités hydro-agricoles de la commune de Ouargla*. Subdivision de Ouargla, Direction des services agricoles, Ouargla. 6 p.
- Dubost D., 1991. *Écologie, aménagement et développement agricole des oasis algériennes*. Thèse doct., Université François-Rabelais, Tours. 544 p.
- Dubost D., Haddad D., Kafi A. & Maane H., 1983. Rapport préliminaire sur les essais d'irrigation localisée du palmier dattier à la station expérimentale de Sidi Mahdi (Touggourt). *Bull. Agr. Saha.* 5: 26-60.
- Durand J.H., 1958. *Les sols irrigables. Étude pédologique*. Alger, Imbert, 190 p.
- Durand J.H., 1959. *Les sols rouges et les croûtes en Algérie*. Dir. hydraul. équip. rural, Alger, 188 p.
- Dutil P., 1971. *Contribution à l'étude des sols et paléosols du Sahara*. Thèse doc., Fac. sci., Univ. Strasbourg, 346 p.
- Esteban M. & Klappa C.F., 1983. Subaerial exposure environments. In: Scholle, P.A., Bebout, D.G., Moore, C.H. (eds), Carbonate Depositional Environments. *Amer. Assoc. Petrol Geol. Memoir* 33: 1-96.
- Furr J. R., 1975. Water and salinity problems of Abadan Island date gardens. *Ann. Rep. Date Growers' Inst.* 52: 14-17.
- Halitim, A., 1988. *Sols des régions arides d'Algérie*. Alger, OPU, 384 p.
- Hamdi Aïssa B., 2001. *Le fonctionnement actuel et passé de sols du nord Sahara (Cuvette de Ouargla). Approches micromorphologique, géochimique, minéralogique et organisation spatiale*. Thèse doc. Paris, INA, 307 p.
- Hansson A.-C., 1987. Roots of arable crops: production, growth dynamics and nitrogen content. Swedish Univ. Agri. Sci., *Dep. éco. env. res.*, Report 28. 28 p.
- Hatton T.J. & Nulsen R.A., 1999. Towards achieving functional ecosystem mimicry with respect to water cycling in southern Australian agriculture. *Agrofor. Syst.* 45: 203-214.
- Kada, A., Abassi B., Benhamida A., Brochard P. et Dubost D., 1972. The Bayoud, a Fusarium disease of date palms. In *Proceedings of the First International Seminar and Workshop on Bayoud*, p. 28-59, Algiers, October, 1972.
- Laville E. & Lossois P., 1963. Méthode de Van der Plank et mode de propagation du bayoud. *Fruits.* 18: 249-253.
- Monciero A., 1954. Notes sur le palmier dattier. *Ann. Insti. Agric. Alger.* 8: 3-48.
- Monciero A., 1961. Le palmier dattier en Algérie et au Sahara. *C. R. Journées du Dattier, Aurès*: 11-24.
- Munier, P., 1973. *Le palmier-dattier. Techniques agricoles et productions tropicales*. Paris, Maisonneuve et Larose, 217 p.
- Pouget M., 1968. Contribution à l'étude des croûtes et encroûtements gypseux de nappe dans le sud Tunisien. *Cah. ORSTOM, sér. Pédol.* vol. VI. 3: 309-365.
- Robert M. et Cheverry C., 1996. Les ressources mondiales en eau et en sols: une limitation pour l'avenir. *Cahiers d'agriculture.* 5: 243-248.
- Saker M.L., 2000. *Les contraintes du patrimoine phoenicicole de la région de l'Oued Righ et leurs conséquences sur la dégradation des palmeraies. Problèmes posés et perspectives de développement*. Thèse de doc., Strasbourg, Université Louis-Pasteur, 335 p.
- Simmons L. T., 1926. Rooting habits of date palm. *Ann. Rep. Date Growers' Inst.* 3: 1-3.
- USSL, 1954. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. U. S. Salinity Laboratory, USDA, Handbook, n° 60, Washington, 160 p.
- Weeks L. O., 1957. Agricultural drainage in Coachella Valley. *Ann. Rep. Date Growers' Inst.* 34: 1-14.
- Went F. W. & Darley E., 1953. Root hair development on date palms. *Ann. Rep. Date Growers' Inst.* 30: 3-5.
- Zaid A. & Arias-Jimenez E.J., 2002. Date palm cultivation. In: *FAO Plant Production and Protection Paper (FAO)*, n° 156 (Rev. 1), Rome, 110 p.

Modélisation de la croissance en hauteur dominante et fertilité des peuplements de pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en Tunisie

Dominant height growth modelling and fertility of Aleppo pine (Pinus halepensis Mill.) stands in Tunisia

T. SGHAIER et S. GARCHI

Institut national de recherches en génie rural, eaux et forêts,
BP n° 10, 2080 Ariana-Tunisia
E-mail : sghaier.tahar@iresa.agrinet.tn

Résumé

Pour caractériser la croissance en hauteur dominante du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en Tunisie, différents modèles issus des équations différentielles de Sloboda et McDill-Amateis, ainsi que de la forme intégrale de Chapman-Richards, Lundqvist-Korf et Logistique, ont été ajustés et comparés. Les données utilisées pour la modélisation sont issues de 348 analyses de tiges d'arbres abattus, soient 1 274 couples hauteur-âge mesurés sur des placettes temporaires distribuées sur toute l'aire de répartition de l'espèce dans le pays. Des analyses qualitatives basées sur le réalisme biologique des modèles, aussi bien que des analyses numériques et graphiques basées sur la précision des modèles ont été employées pour comparer les différents modèles testés. L'équation polymorphique en différences algébriques dérivée de la forme intégrale de la fonction de Lundqvist-Korf a donné le meilleur compromis entre les aspects biologique et statistique, fournissant les courbes de croissance les plus adéquates. Cette équation invariable quant à l'âge de base a permis de répartir la pinède tunisienne en 4 classes de qualité. La première classe de qualité est caractérisée par des hauteurs dominantes à l'âge de 50 ans de 12 m et plus. La deuxième classe possède des hauteurs dominantes au même âge comprises entre 9 et 12 m. La troisième classe englobe les peuplements dont les hauteurs dominantes à l'âge de référence varient entre 6 et 9 m, et finalement la quatrième et dernière classe de qualité dont les hauteurs dominantes ne dépassent pas les 6 m. Environ la moitié des peuplements échantillonnés appartient à la troisième classe.

Mots clés : modélisation, pin d'Alep, équations en différence, croissance, fertilité des sites.

Abstract

The Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) is a rustic species, very present in Mediterranean regions (Pardé J. 1957; Quezel P. 1986; Mezali M. 2003). Representing more than 56% of the total forest area (Sghaier 2005), this species is of a great economical, ecological and social values in Tunisia. The development of management models for various area of this species is currently one of the first priorities of the forest administration in the country. It is within this framework that an integrated study on Aleppo pine was undertaken in Tunisia by installing 348 temporary plots with a circular of 400 m² each. These plots were set in such a way to cover the whole distribution area of the species in the country, from the arid to sub-humid bioclimates.

To choose a model which describes the dominant height growth according to the age and to identify the sites quality relating to this species, varied mathematical models with common asymptote, based on the difference equations method (Table 1), were adjusted and compared. The difference equations method supposes that the observations on a given plot should belong to the same site index curve. The dominant height H_2 measured at the age t_2 is expressed as a function of t_2 , the height H_1 , measured at the age t_1 , and t_1 . The expression is obtained by the substitution of one parameter in the growth model height-age (Elfving and Kiviste 1997). The data, which were used for the different adjustments, come from the stem analyses.

To estimate the parameters of the various tested models, we performed a non-linear regression using the NLIN procedure of SAS software. A

Keywords: modelling, Aleppo pine, difference equations, growth, sites quality.

certain number of criteria were used to compare these models (Table 2). These criteria are based on the value and the distribution of the residues and the relation between the observed and estimated values. After analysis, it appeared that the polymorphic difference equation derived from the Lundqvist-Korf function resulted in the best compromise between biological and statistical aspects, producing the most adequate site index curves. This equation is as follows:

$$H_2 = 39,018 \times \left(\frac{H_1}{39,018} \right)^{\left(\frac{t_1}{t_2} \right)^{0,351}}$$

where H_1 is the height (m) at age t_1 (years), H_2 is the height (m) at age t_2 (years).

Thanks to this model, the various Aleppo pine stands in Tunisia were divided into 4 classes of quality or productivity. These classes are characterized by average dominant heights obtained at 50 years age of 13,5 m; 10,5 m; 7,5 m and 4,5 m, respectively for the first, second, third and fourth class of quality.

Introduction

Le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) est une essence rustique, très présente dans la plupart des variantes bioclimatiques méditerranéennes (Pardé J. 1957 ; Quezel P. 1986 ; Mezali M. 2003). Occupant plus de 56 % de la superficie forestière totale (Sghaier 2005), le pin d'Alep est une espèce à grande valeur économique, écologique et sociale en Tunisie. Ainsi, la mise au point de modèles d'aménagement et de gestion des différents peuplements de cette espèce est actuellement l'une des premières priorités de l'administration forestière du pays. C'est dans le cadre d'un projet de développement forestier, mené en Tunisie de 1997 jusqu'à 1999, qu'une étude intégrée sur le pin d'Alep a été entreprise par l'installation d'un réseau de 348 placettes temporaires d'échantillonnage, de forme circulaire et d'une superficie de 4 ares. Ces placettes sont distribuées de manière à couvrir toute l'aire de répartition du pin d'Alep dans le pays, qui s'étend depuis le bioclimat méditerranéen aride supérieur jusqu'au sub-humide (Hamrouni 1978).

La fixation du potentiel de production de cette essence par niveaux constitue le point de passage obligé de la construction de tables de productions adaptées à la sylviculture moyenne observée et, ultérieurement, à divers

types de traitements qui pourraient être préconisés (Thibault *et al.* 1995). De ce fait, la construction des courbes de fertilité, l'un des besoins majeurs de la planification des aménagements forestiers, est une étape nécessaire pour la classification des peuplements forestiers selon la qualité du site et la prédiction de leur évolution (Palahi *et al.* 2004). De nombreuses études ont montré l'intérêt de l'utilisation de la hauteur dominante (hauteur moyenne des 100 plus gros arbres par hectare) pour l'appréciation de la productivité et la caractérisation des classes de croissance des peuplements forestiers (Boisseau 1996 ; Thibault *et al.* 1995, 2002 ; Duplat 1986). Il a été établi que ce dernier paramètre est peu influencé par les traitements sylvicoles appliqués et possède une excellente relation avec la production totale en volume (Decourt 1973 ; Bartet et Bolliet 1976). La relation hauteur-âge est largement utilisée dans la construction des tables de production (Duplat 1986 ; Alder 1980). Elle s'exprime souvent sous forme d'un faisceau de courbes de croissance en hauteur dominante propre à une espèce poussant dans une région donnée et définit la hauteur atteinte par un peuplement à un âge de référence, désignée par : indice de fertilité ou indice de site (Bentouati *et al.* 2005). Toutefois, l'approche généralement adoptée, qui consiste à déterminer ces niveaux de production par voie dendrométrique indirecte, impliquant l'étude de l'évolution de la hauteur dominante en fonction de l'âge, se heurte parfois à des problèmes de disponibilité et de représentativité des données collectées. En effet, suite à un manque de placettes échantillonnées dans des peuplements âgés et de bonne fertilité, ou encore à une exploitation précoce de ces derniers, aucun modèle de croissance n'a pu s'ajuster d'une façon satisfaisante directement sur les données collectées (Sghaier *et al.* 2001).

Pour contourner cet inconvénient, nous proposons dans cette étude qui vise à développer des courbes de croissance pour le pin d'Alep en Tunisie, d'établir indirectement une relation entre la hauteur dominante et l'âge en passant par celle établie entre les mêmes variables mesurées sur l'arbre de circonférence moyenne. En effet, l'analyse de tiges réalisée sur l'arbre de circonférence moyenne par placette après son abattage permet de calculer son volume et de retracer l'historique de sa croissance en diamètre et en hauteur. Contrairement à l'arbre dominant où on dispose, dans notre cas, d'un seul couple de don-

nées âge-hauteur par placette, l'arbre de circonférence moyenne abattu et analysé fournit une série de couples de données âge-hauteur pour la même placette. Ainsi, le fait d'utiliser des données issues d'analyse de tiges pour ajuster un modèle qui décrit l'évolution de la hauteur en fonction de l'âge permet, d'une part, d'avoir un modèle ajusté à partir d'un nombre de données beaucoup plus important, donc beaucoup plus précis et, d'autre part, d'utiliser une méthode de construction de courbes peu sensible au manque d'arbres âgés, en l'occurrence la méthode d'équations en différence.

À partir des mesures d'analyse de tiges effectuée sur l'arbre de circonférence moyenne par placette, plusieurs modèles de croissance décrivant l'évolution de la hauteur en fonction de l'âge ont été ajustés en adoptant la méthode d'équations en différence ou *the difference equation method* (Elfving et Kiviste 1997 ; Álvarez González *et al.* 2005 ; Bailey et Clutter 1974 ; Borders *et al.* 1984 ; Cao 1993 ; Parresol et Vissage 1998 ; Palahi *et al.* 2004). Après sélection du meilleur modèle qui décrit l'évolution de la hauteur de l'arbre de circonférence moyenne en fonction de l'âge, l'indice de site pour la hauteur dominante est estimé, d'une part, indirectement à l'aide de la relation établie entre la hauteur dominante et la hauteur de l'arbre de circonférence moyenne par placette et, d'autre part, directement à l'aide du modèle de croissance retenu pour la croissance en hauteur de l'arbre de circonférence moyenne. Les deux approches d'estimations sont par la suite comparées en vue d'établir un modèle qui décrit l'évolution de la hauteur dominante en fonction de l'âge et d'identifier les différentes classes de fertilité pour le pin d'Alep en Tunisie.

Matériel et méthodes

Présentation des données

Les données utilisées pour cette étude ont été collectées en 1997 et 1998 à partir de 348 placettes temporaires d'échantillonnage, de forme circulaire et d'une superficie de quatre ares (rayon \approx 11,28 m). Ces placettes sont réparties de façon à couvrir tous les types de peuplements et toute la diversité des milieux biogéographiques dans lesquels le pin d'Alep existe soit à l'état naturel, soit sous forme de plantations (Garchi *et al.* 2001). Chaque pla-

cette a fait l'objet d'une étude dendrométrique détaillée et une caractérisation stationnelle complète. Pour déterminer la hauteur dominante, la hauteur totale des quatre plus grosses tiges par placette a été mesurée. L'arbre de circonférence moyenne de chaque placette est abattu à 0,30 m du sol et sa hauteur totale est mesurée. Chaque arbre abattu est ensuite débité en billons d'un mètre de long en commençant par la base jusqu'à la découpe marchande de 22 cm de circonférence et le nombre de cernes est compté sur les rondelles prélevées à l'extrémité supérieure de chaque découpe. L'âge actuel d'un arbre est estimé en ajoutant au nombre de cernes comptés à 0,30 m du sol, trois années. Ce chiffre correspond en moyenne au nombre d'années nécessaires à un arbre pour atteindre une hauteur de 0,30 m. L'âge à un niveau donné de l'arbre correspond à la différence entre l'âge actuel et le nombre de cernes dénombrés à ce niveau (Duplat 1986 ; Legoff 1982).

Équations de croissance étudiées

Les fonctions de croissance décrivent des variations dans la taille globale d'un organisme ou d'une population avec l'âge ; elles peuvent également décrire les changements d'une variable particulière d'un arbre ou d'un peuplement avec l'âge, dans ce cas la hauteur dominante (Diegues-Aranda *et al.* 2005). Il y a plusieurs fonctions de croissance qui peuvent être utilisées en foresterie, telles que les 74 documentées par Kiviste *et al.* (2002).

Les plus importantes caractéristiques souhaitables pour des équations de croissance sont : (1) comportement logique (la taille devrait être nulle à l'âge zéro et égale à l'indice de site à l'âge de référence), (2) base théorique solide, (3) polymorphisme, (4) asymptote horizontale fonction de l'indice de site (augmentation avec l'augmentation de l'indice de site), (5) courbes de forme sigmoïde avec un point d'inflexion, et (6) âge de base invariable (Bailey et Clutter 1974 ; Elfving et Kiviste 1997).

Selon Clutter *et al.* (1983), la plupart des méthodes de construction de courbes croissance peuvent être groupées en trois techniques de développement : (1) la méthode des courbes guides (*the guide curve method*), (2) la méthode d'estimation de paramètres (*the parameter prediction method*), et (3) la méthode d'équations en différence (*the difference equation method*). Bien que les trois

méthodes ne soient pas mutuellement exclusives, celle d'équations en différence semble être la forme préférée pour le développement des courbes d'indice de site (Álvarez González *et al.* 2005 ; Bailey et Clutter 1974 ; Borders *et al.* 1984 ; Cao 1993 ; Parresol et Visage 1998).

La méthode de courbes guides suppose la proportionnalité entre les courbes de différents indices de site. Une courbe moyenne est adaptée, et un ensemble de courbes anamorphiques d'indice de site peut alors être généré. L'inconvénient de cette méthode est que la corrélation entre l'indice de site et l'âge de peuplement peut gêner l'analyse statistique (Lappi et Malinen 1994), et que cette corrélation est très courante quand les données sont issues d'analyse de tiges (Johansson 1999).

La méthode d'estimation de paramètres consiste à établir un modèle de croissance arbre par arbre ou placette par placette et d'établir une relation entre les paramètres du modèle et l'indice de site (Newnham 1988 ; Payandh et Wang 1994). Les données rela-

tives aux séries hauteur/âge sont généralement obtenues à partir d'analyse de tiges ou à partir des mesures répétées dans des placettes permanentes.

La méthode d'équations en différence est basée sur le fait que les observations de la même placette ou de l'arbre dominant devraient appartenir à la même courbe d'indice de site. La hauteur H_2 mesurée à l'âge t_2 est exprimée en fonction de l'âge t_2 , de la hauteur H_1 mesurée à l'âge t_1 , et de l'âge t_1 . L'expression est obtenue par la substitution d'un paramètre dans le modèle de croissance hauteur-âge (Elfving et Kiviste 1997). La substitution du paramètre asymptotique produit des courbes anamorphiques, tandis que la substitution de n'importe quel autre paramètre produit des courbes polymorphiques avec une asymptote commune (Palahi *et al.* 2004).

Les avantages de la méthode d'équations en différence par comparaison à la méthode d'estimation des paramètres sont (Beaumont *et al.* 1999 ; Calama *et al.* 2003 ; Clutter *et al.* 1983) : (1) une période courte d'observations

Tableau 1 – Équations étudiées.
Table 1 – Candidate equations.

Désignation	fonction	PS	Équation en différence	No.
Lunqdvist-Korf	$H = M \times e^{-\frac{k}{t^d}}$	k	$H_2 = M \times \left(\frac{H_1}{M}\right)^{\left(\frac{t_1}{t_2}\right)^d}$	M1
		d	$H_2 = M \times e^{\frac{-k}{t_2^z}}$ avec $z = \ln[-k / \ln(H_1 / M)] / \ln(t_1)$	M2
Chapman-Richards	$H = M \times (1 - e^{-kt})^{\frac{1}{1-d}}$	k	$H_2 = M \times \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{H_1}{M}\right)^{1-d} \right]^{\frac{t_2}{t_1}} \right\}^{\frac{1}{1-d}}$	M3
		d	$H_2 = M \times \frac{1 - \frac{\ln(1 - e^{-kt_2})}{\ln(1 - e^{-kt_1})}}{\frac{\ln(1 - e^{-kt_2})}{\ln(1 - e^{-kt_1})}} \times H_1$	M4
Logistic	$H = \frac{M}{1 + k \times e^{-dt}}$	k	$H_2 = \frac{M}{1 + \left(\frac{M}{H_1} - 1\right) \times e^{d(t_1 - t_2)}}$	M5
McDill-Amateis	$\frac{\partial H}{\partial t} = \left(1 - \frac{H}{M}\right) \times d \times \frac{H}{t}$		$H_2 = \frac{M}{1 - \left(1 - \frac{M}{H_1}\right) \times \left(\frac{t_1}{t_2}\right)^d}$	M6
Sloboda	$\frac{\partial H}{\partial t} = \log\left(\frac{M}{H}\right) \times k \times \left(\frac{H}{t^d}\right)$		$H_2 = M \times \left(\frac{H_1}{M}\right)^{e^{\left(\frac{k}{(d-1) \times t_2^{(d-1)}} - \frac{k}{(d-1) \times t_1^{(d-1)}}\right)}}$	M7

PS : paramètre de substitution.

de placettes temporaires, ou des données d'analyse de tiges d'arbres dont l'âge total est au-dessous de l'âge de référence peuvent être utilisées, (2) les courbes passent par l'indice de site à l'âge de référence, et (3) les équations peuvent être invariables à l'âge de base, ainsi la hauteur à n'importe quel âge peut être estimée à partir de la hauteur mesurée à n'importe quel autre âge. La méthode d'équations en différence a été largement utilisée pour développer des courbes d'indice de site (Álvarez González *et al.* 2005 ; Dieguez-Aranda *et al.* 2005 ; Palahi *et al.* 2004 ; Cieszewski *et al.* 2000 ; Borders *et al.* 1984 ; Bailey et Clutter 1974) et elle sera employée dans cette étude.

Au total sept modèles, avec asymptote commune, basés sur l'utilisation de la méthode d'équations en différence, ont été retenus pour établir la relation entre la croissance en hauteur et l'âge (tableau 1). Les deux premiers modèles M1 et M2 sont formulés sur la base de l'équation exponentielle proposée par Lundqvist-Korf (Carvalho *et al.* 1994 ; Tomé 1988), les modèles M3 et M4 sont formulés à partir de l'équation exponentielle proposée par Chapman-Richards (Pienaar et Turnbull

1973), le modèle M5 est formulé à partir de la fonction logistique (Slougher 2000) et finalement les modèles M6 et M7 qui sont formulés à partir des équations différentielles proposées par McDill-Amateis (McDill et Amateis 1992) et par Sloboda (1971). Pour les sept équations en différence, H_1 et H_2 représentent la hauteur dominante (m) aux âges t_1 et t_2 (ans), le paramètre M représente l'asymptote horizontale de la hauteur dominante (m) et les deux paramètres k et d représentent respectivement le taux de croissance et la forme de la courbe.

Critères de comparaison des modèles testés

L'estimation des paramètres des différents modèles testés est réalisée à l'aide de la régression non linéaire (NLIN) du logiciel SAS (SAS 2000). Un certain nombre de critères est utilisé pour comparer ces modèles (tableau 2). Ces critères sont basés sur la valeur et la distribution des résidus et la relation entre les valeurs observées et celles estimées.

Tableau 2 – Critères d'évaluation des modèles testés.
Table 2 – Models evaluation Criteria.

Critères de performance	Symbole	Formule	Idéale
Moyenne de Résidus	MR	$\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)$	0
Moyenne des Résidus Absolues	MRA	$\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i - \hat{y}_i $	0
Carré Moyen des Résidus	CMR	$\frac{1}{n-p} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2$	0
Rapport de Variances	RV	$\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$	1
Coefficient de détermination (efficacité du Modèle)	R^2/Mef	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$	1
Régression linéaire	α, β et R_{aj}^2	$y_i = \alpha + \beta y_i + \varepsilon_i$	$\alpha = 0, \beta = 1$ and $R_{aj}^2 = 1$

y_i : j^{ème} valeur observée,
 \hat{y}_i : j^{ème} valeur estimée,

p : nombre de paramètres dans le modèle,
 n : nombre d'observations.

Résultats

Description des données collectées et relation hauteur dominante-hauteur moyenne

Le tableau 3 donne les statistiques descriptives relatives aux hauteurs des arbres dominants, ceux de circonférence moyenne et des mesures d'analyse de tiges effectuée sur l'arbre de circonférence moyenne. La figure 1 présente pour les 348 placettes échantillonnées la projection, en fonction de l'âge, des hauteurs de l'arbre dominant (a) et celles de l'arbre de circonférence moyenne (b) issues d'analyse de tiges. Il ressort de la figure 1 (a) que le nuage de points ne représente pas un vrai faisceau qui permettra d'établir une courbe de croissance qui exprime la hauteur dominante en fonction de l'âge. Différentes courbes de croissance ont été ajustées sur ces données et aucune n'a donné satisfaction (Sghaier *et al.* 2001). C'est pour cette raison qu'un modèle de croissance en hauteur a été ajusté sur les mesures d'analyse de tiges des arbres de circonférence moyenne (figure 1 b), puis en fonction de la relation entre la hauteur dominante et la hauteur de l'arbre de circonférence moyenne, le même modèle a été adapté à la hauteur dominante.

La figure 2 présente la relation entre la hauteur de l'arbre dominant et celle de l'arbre de circonférence moyenne pour l'ensemble des placettes échantillonnées. On constate d'après cette figure que la relation entre les deux variables est linéaire.

L'équation relative à cette relation est la suivante :

$$H_d = 1,196 + 0,968 \times H_g \text{ avec } R^2 = 0,783 \text{ et } ETR = 1,108 \quad (1)$$

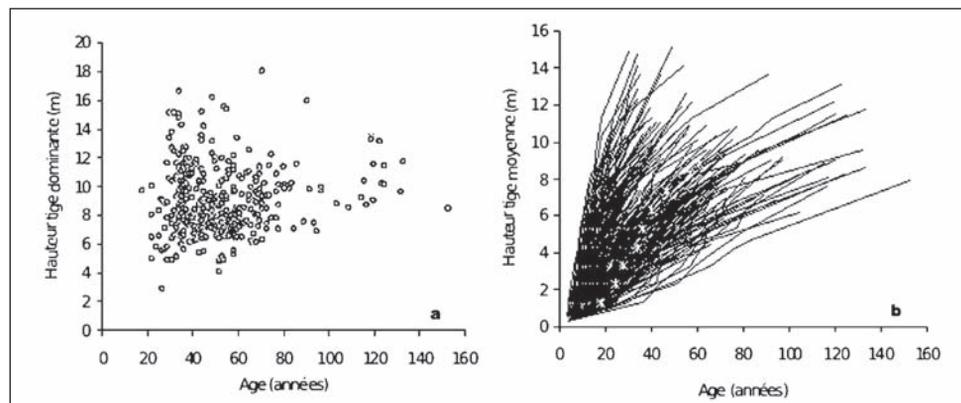
où :

H_d : hauteur de l'arbre dominant,

H_g : hauteur de l'arbre de circonférence moyenne.

Figure 1 – Projection en fonction de l'âge, des hauteurs de l'arbre dominant (a) et celles de l'arbre de circonférence moyenne (b) issues de l'analyse de tiges.

Figure 1 – Height projection according to the age of the dominant trees (a) and those of average circumference (b) resulting from the stem analysis.



Équations étudiées et ajustement des modèles

Le tableau 4 présente les valeurs estimées accompagnées des valeurs approximatives de l'erreur standard (entre parenthèses) des paramètres des différents modèles ajustés sur les données issues d'analyse de tiges des arbres de circonférence moyenne par placette. Le tableau 5 présente la valeur des différents critères de comparaison utilisés pour comparer les modèles testés.

D'après les valeurs estimées de l'asymptote horizontale (paramètre M) du tableau 4, les modèles M2, M3, M5 et M6 qui présentent des valeurs faibles de ce paramètre sont à éliminer. En effet, pour calculer par exemple l'indice de site pour des arbres ayant une hauteur actuelle (H_t) qui dépasse la valeur de cette asymptote, les modèles M2 et M3 donnent des formes indéterminées (opération impossible), tandis que les modèles M5 et M6 donnent des valeurs aberrantes qui dépassent la hauteur actuelle pour des arbres ayant un âge supérieur à l'âge de référence.

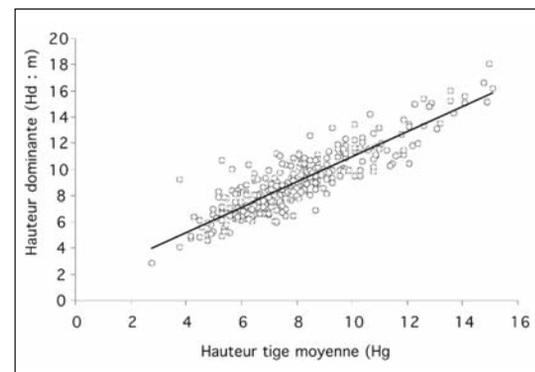


Figure 2 – Relation entre hauteur dominante et hauteur de l'arbre de circonférence moyenne.

Figure 2 – Relation between height of dominant tree and height of average circumference tree.

En se basant sur les valeurs des critères de comparaison des différents modèles (tableau 5), nous constatons que les trois autres modèles M1 (Lunqdvist-Korf avec paramètre de substitution k), M4 (Chapman-Richards avec paramètre de substitution d) et M7 (Sloboda) présentent des valeurs comparables avec une légère supériorité des modèles M1 et M7 et ceci pour la plupart des critères de comparaison retenus.

Les modèles les plus intéressants sont donc M1 (Lunqdvist-Korf avec paramètre de substitution k), M4 (Chapman-Richards avec paramètre de substitution d) et M7 (Sloboda).

Comparaison des modèles : réalisme biologique et apparence graphique des modèles

En fixant l'âge de référence à 50 ans qui correspond à peu près à l'âge moyen des peuplements du pin d'Alep étudiés (tableau 1), l'indice de site ou l'indice de fertilité a été calculé pour chaque placette. Il s'agit d'estimer la valeur de H_2 en fixant t_2 à 50 et H_1 et t_1 à la hauteur dominante et l'âge actuels de chaque placette. Le tableau 6 présente les statistiques descriptives de l'indice de fertilité ou l'indice de site I_0 estimé par les modèles M1, M4 et M7 pour l'arbre de circonférence moyenne.

Nous constatons d'après le tableau 6 que les trois modèles retenus donnent en moyenne les mêmes résultats quant à l'estimation de l'indice de fertilité ou la hauteur de l'arbre de circonférence moyenne atteinte à l'âge de référence. En ce qui concerne les valeurs extrêmes, le modèle M4 (Chapman-Richards) donne des valeurs minimales sensiblement plus faibles que celles données par les deux autres modèles.

D'autre part, pour identifier les différents niveaux de production estimés par chacun des trois modèles retenus, nous avons fixé arbitrairement autour de la valeur moyenne de l'indice de site I_0 (tableau 6) 4 classes de fertilité avec un intervalle de 3 m. Les limites de ces classes qui sont identiques pour les trois modèles sont 5, 8 et 11 m. La figure 4 (a, b et c) présente la projection des données observées avec les 4 courbes de fertilité relatives aux 4 niveaux de productivité identifiés qui passent par les points centraux des classes : 3,5 ; 6,5 ; 9,5 et 12,5 m. Ces points correspondent à la valeur moyenne de l'indice de

Tableau 3 – Statistiques descriptives de la hauteur des arbres dominants, ceux de circonférence moyenne et des mesures d'analyse de tiges.

Table 3 – Descriptive statistics for height of the dominant trees, those of average circumference and stem analysis measurements.

Variable	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart-type
Âge (ans)	53,23	18	153	21,719
H_g (m)	7,99	2,80	15,1	2,171
H_d (m)	8,94	2,87	18,0	2,376
Nombre de coupes (sections)	7,40	4	13	2,108

H_g : Hauteur arbre de circonférence moyenne (m)
 H_d : Hauteur dominante (m)

Tableau 4 – Valeur des paramètres des modèles avec la valeur approximative de l'erreur standard (entre parenthèses) pour la croissance en hauteur de l'arbre moyen (H_g).

Table 4 – Models parameters value for the height growth of average tree (H_g) with approximate standard error.

Désignation	Modèle	M	k	d
Lunqdvist-Korf	M1	39,018 (3,886)	-	0,351 (0,019)
	M2	20,765 (0,956)	6,687 (0,177)	-
Chapman-Richards	M3	13,888 (0,321)	-	-0,078 (0,026)
	M4	28,691 (2,463)	$3,5 \cdot 10^{-3}$ ($5,41 \times 10^{-4}$)	-
Logistic	M5	11,948 (0,223)	-	0,042 ($1,26 \times 10^{-3}$)
McDill-Amateis	M6	17,951 (0,657)	-	1,041 (0,024)
Sloboda	M7	28,263 (2,278)	0,239 ($1,81 \times 10^{-2}$)	0,824 ($2,58 \times 10^{-2}$)

Tableau 5 – Résultats des critères de comparaison.

Table 5 – Comparison criterions results.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7
Valeur des résidus et efficacité du modèle							
MR	0,311	0,365	0,336	0,360	0,474	0,328	0,310
MRA	0,515	0,570	0,533	0,541	0,681	0,524	0,511
CMR	0,416	0,514	0,434	0,423	0,664	0,423	0,401
RV	1,007	0,997	1,059	1,059	1,068	1,034	1,019
R^2/Mef	0,990	0,984	0,987	0,987	0,980	0,987	0,988
Régression linéaire : $y_i = \alpha + \beta \hat{y}_i + \varepsilon_i$							
R^2_{aj}	0,950	0,940	0,952	0,955	0,934	0,951	0,952
α	0,451	0,505	0,587	0,601	0,776	0,526	0,472
β	0,971	0,971	0,948	0,950	0,936	0,959	0,967

site (hauteur atteinte à l'âge de 50 ans) de chaque classe de fertilité.

Étant donné que les trois modèles choisis sont très semblables, une analyse plus détaillée de l'aspect des courbes de fertilité a été réalisée.

Tableau 6 – Statistiques descriptives de l'indice de site I_0 estimé à l'aide des trois modèles M1, M4 et M7 pour l'arbre de circonférence moyenne (âge de référence = 50 ans).

Table 6 – Descriptive statistics for the site index I_0 estimated by the three models M1, M4 and M7 for the average circumference tree (index age = 50 years).

Modèle	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart-type
M1	8,06	3,61	17,45	2,589
M4	7,92	1,97	17,06	2,698
M7	7,99	2,85	17,02	2,619

Valeurs des asymptotes horizontales

Si la taille des arbres du pin d'Alep dépasse rarement 20 m selon Chakroun (1986), certains spécimens peuvent atteindre 26 m selon le Centre forestier de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (CF-RPACA). Parmi les trois modèles choisis et qui possèdent comme asymptote horizontale 39,018 m ; 28,691 m et 28,263 m respectivement pour M1, M4 et M7, les deux derniers semblent avoir une hauteur finale plus réaliste. Toutefois, même l'asymptote estimée par le modèle M1 qui est d'environ 39 m ne semble pas poser de problème, car il est probable que la mort normale de l'arbre survienne longtemps avant d'atteindre cette hauteur. En effet, puisque la longévité moyenne du pin d'Alep est estimée à 150 ans

(Chakroun 1986), la hauteur moyenne estimée pour l'arbre de circonférence moyenne à cet âge est de 13,35 m ; 15,28 m et 13,90 m respectivement pour M1, M4 et M7 (tableau 7). On constate donc, que malgré l'asymptote la plus élevée, le modèle M1 offre l'estimation la plus faible de la hauteur quand l'âge tend vers l'infini (figure 4 d). D'autre part, en utilisant ce dernier modèle pour l'établissement des courbes d'indices de sites à partir des arbres dominants, la moyenne des hauteurs dominantes pour la classe la plus fertile a été estimée à 18,96 m à l'âge de 150 ans (figure 6).

Précision et applicabilité des modèles dans des conditions extrêmes (qualité de site extrême, jeune âge et âge avancé)

En regardant les résultats de simulation obtenus à partir des courbes moyennes des trois modèles retenus (tableau 7), on constate que le modèle M4 (Chapman-Richards) donne des valeurs moyennes sensiblement plus élevées au jeune âge et qui semblent être peu probables pour des peuplements moyens. De même, ce modèle projette aux âges adultes des hauteurs moyennes qui dépassent celles estimées par les modèles M1 et M7 de 0,6 à 0,9 m à 100 ans et d'environ 1,4 à 2 m à 150 ans. La représentation graphique des résidus (figure 3) montre que les résidus issus du modèle 4 pour les arbres dont l'âge dépasse 100 ans sont tous de signe négatif, et de ce fait ne peuvent pas être considérés comme aléatoirement distribués autour de l'axe horizontal d'ordonnées 0. On constate donc que ce dernier modèle donne de moins bons résultats par comparaison aux deux autres modèles M1 et M7.

Les deux modèles M1 et M7 offrent des résultats très rapprochés de point de vue précision (tableau 5) et prédiction (tableaux 6 et 7) avec des valeurs légèrement supérieures qui ne dépassent pas 0,50 m pour M7 à des âges qui dépassent les 100 ans. En ce qui concerne la distribution des résidus (figure 3), les résidus issus de ces deux modèles sont uniformément

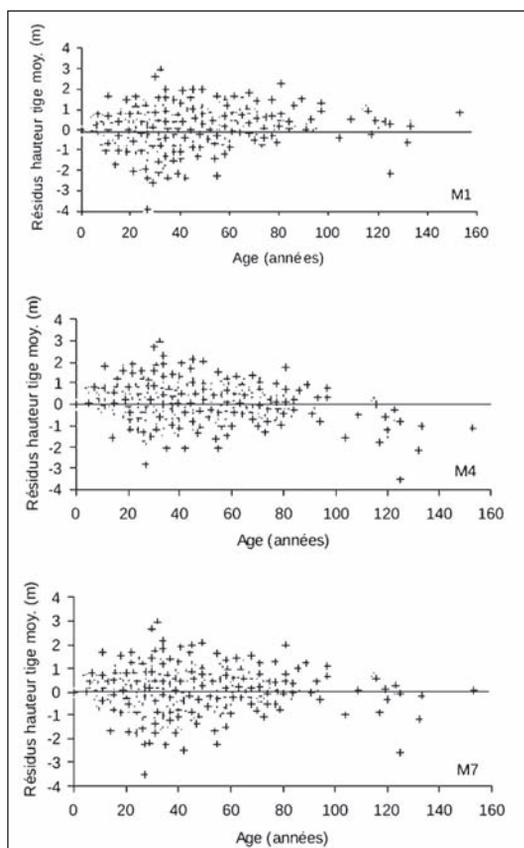


Figure 3 – Distribution des résidus de la croissance en hauteur ($H_i - \hat{H}_i$) de l'arbre de circonférence moyenne obtenus par M1, M4 et M7.

Figure 3 – Residues distribution of height growth ($H_i - \hat{H}_i$) of average circumference tree obtained by M1, M4 and M7.

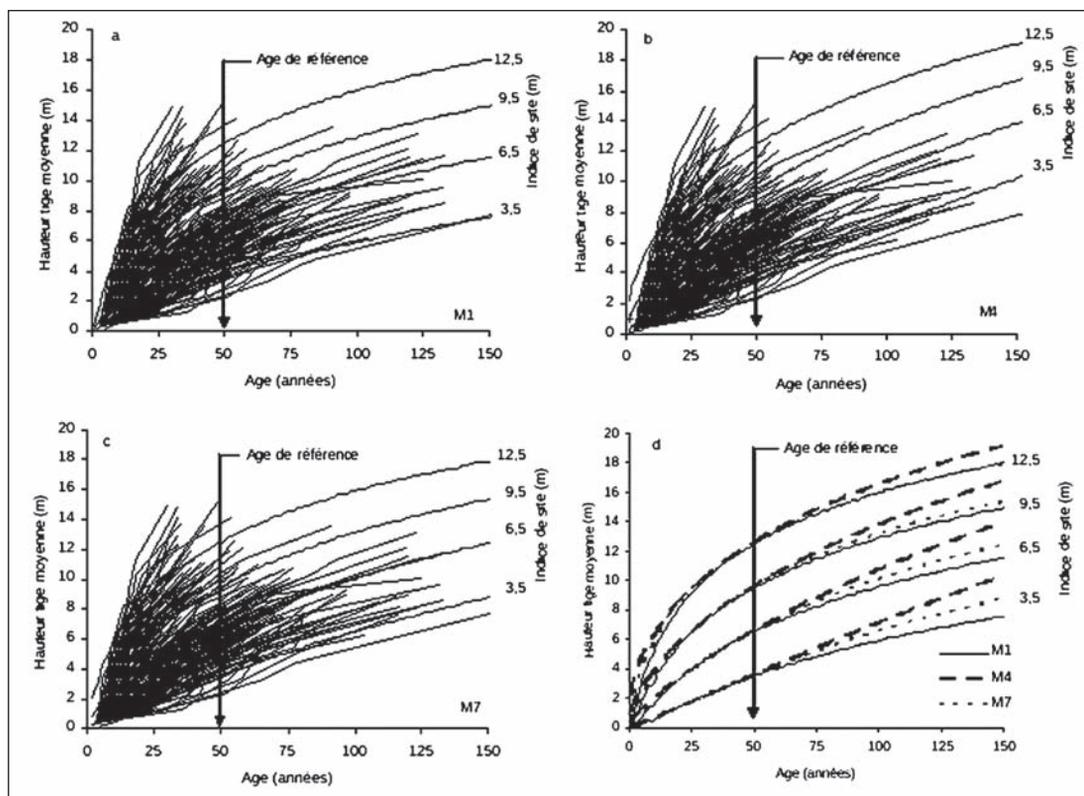


Figure 4 – Modèles de croissance en hauteur de l’arbre de circonférence moyenne : courbes de croissance par niveau de production produites par les modèles M1 (a), M4 (b) et M7 (c) pour des hauteurs de 3,5 ; 6,5 ; 9,5 et 12,5 m à 50 ans d’âge superposées avec la trajectoire des données observées avec le temps et comparaison des trois modèles (d).

Figure 4 – Height growth models for the average circumference tree : Growth curves by level of production produced by the models M1 (a), M4 (b) and M7 (c) for heights of 3,5 ; 6,5 ; 9,5 and 12,5 m at 50 years of age, superimposed with the trajectory of observed data and comparison of the three models (d).

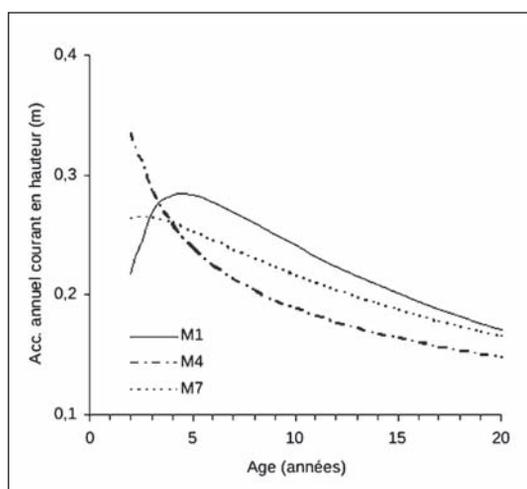


Figure 5 – Accroissement annuel courant en hauteur (m) de l’arbre de circonférence moyenne estimé par les modèles M1, M4 et M7.

Figure 5 – Running annual increase in height (m) for the average circumference tree estimated by the models M1, M4 and M7.

Tableau 7 – Évolution simulée de la hauteur de l’arbre de circonférence moyenne en fonction de l’âge (âge de référence : 50 ans).

Table 7 – Simulated evolution of the height of the average circumference tree according to the age (index age = 50 years).

Âge (ans)	M1 (Lunqdqvist-Korf) (m)	M4 (Chapman-Richards) (m)	M7 (Sloboda) (m)
1	0,08	0,54	0,22
5	1,13	1,65	1,26
10	2,43	2,68	2,41
20	4,43	4,31	4,27
30	5,91	5,66	5,74
40	7,09	6,85	6,96
50	8,06	7,92	7,99
60	8,89	8,90	8,89
70	9,61	9,80	9,68
80	10,24	10,64	10,39
90	10,81	11,42	11,03
100	11,33	12,16	11,61
110	11,80	12,86	12,14
120	12,23	13,51	12,63
130	12,63	14,13	13,09
140	13,00	14,72	13,51
150	13,35	15,28	13,90

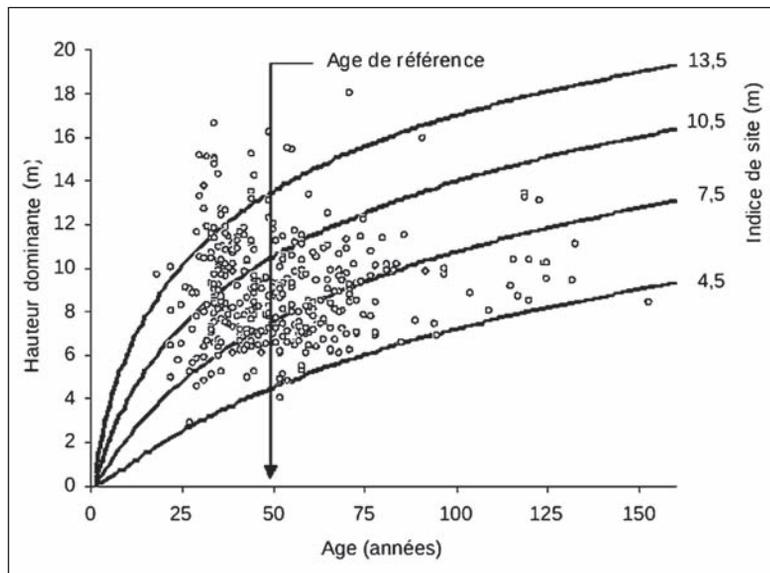


Figure 6 – Projection des données observées et courbes de fertilité pour l'arbre de hauteur dominante.

Figure 6 – Projection of observed data and curves of fertility for the dominant tree.

distribués autour de l'axe horizontal correspondant à la valeur nulle des résidus, avec une légère supériorité du modèle M1. Toutefois, la projection des courbes d'indice de site relatives aux quatre niveaux de productivité établies (figure 4) montre que celles issues du modèle M7 dépassent légèrement le faisceau des courbes de croissance observées au jeune âge des arbres de pin d'Alep. Ce dépassement est visible surtout avec la courbe relative à la première classe de fertilité (figure 4 c et d). Au contraire, celles obtenues à partir du modèle M1 sont bien superposées avec le faisceau de courbes issues des analyses de tiges (figure 4 a).

Développement des courbes au jeune âge

Selon Gadow *et al.* (2001), la croissance maximale en hauteur des arbres est atteinte à différents âges selon la fertilité de la station. Elle atteint d'abord son optimum dans les meilleurs sites, puis elle décline plus rapidement (Assmann 1970). Sur la base d'expériences et d'observations sur le terrain, Piqué (2003) suppose que le maximum de croissance de pin pignon (*Pinus pinea*), espèce très voisine, est probablement atteint à des âges plus jeunes, autour de 4-6 ans. En regardant les résultats obtenus (figure 5), on constate que la courbe qui décrit l'évolution de l'accroissement courant annuel est décroissante pour le modèle M4. Elle présente un maximum entre 2 et 4 ans pour M7 et entre 4 et 6

ans pour M1. En admettant que le comportement des deux espèces du point de vue vitesse de croissance et son étalement sur toute la période de la vie des arbres est similaire, et en se basant sur les résultats obtenus par les trois modèles retenus, il est évident que le modèle M1 (Lundqvist-Korf avec k comme paramètre de substitution) s'adapte mieux à la réalité que les deux autres modèles M4 (Chapman-Richards) et M7 (Sloboda).

Courbes d'indices de site pour l'arbre moyen

Après l'analyse des précisions et du réalisme biologique des trois modèles retenus, il est apparu que le modèle M1, dérivé de l'équation exponentielle proposée par Lundqvist-Korf avec k comme paramètre de substitution est celui qui explique le mieux la réalité de la croissance en hauteur du pin d'Alep en Tunisie. L'équation relative à ce modèle ajusté sur les données issues d'analyse de tiges de l'arbre de circonférence moyenne est la suivante :

$$H_2 = 39,018 \times \left(\frac{H_1}{39,018} \right)^{\left(\frac{t_1}{t_2} \right)^{0,351}} \quad (2)$$

où H_1 est la hauteur (m) à l'âge t_1 (années), H_2 est la hauteur (m) à l'âge t_2 (années).

Pour déterminer l'indice de site I_0 (hauteur atteinte à un âge de référence) de chaque placette, on fixe l'âge de référence (t_{ref}) et on utilise l'équation suivante :

$$I_0 = H_{ref} = 39,018 \times \left(\frac{H_d}{39,018} \right)^{\left(\frac{t_1}{t_{ref}} \right)^{0,351}} \quad (3)$$

où t_1 est l'âge actuel et t_{ref} est l'âge de référence.

Modèle de croissance en hauteur dominante pour le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en Tunisie et identification des classes de fertilité

Pour estimer l'indice de site pour la hauteur dominante, nous avons utilisé et comparé les deux approches suivantes :

1) *Méthode indirecte* : pour estimer l'indice de site I_0 ou la hauteur atteinte à l'âge de référence (fixé à 50 ans) pour l'arbre dominant,

nous avons utilisé la relation déjà établie entre la hauteur dominante H_d et la hauteur de l'arbre de circonférence moyenne H_g qui a servi pour l'analyse de tiges (équation 1). Il s'agit de prédire, pour chaque placette, l'indice de site de l'arbre dominant en fonction de celui calculé pour l'arbre moyen à l'aide du modèle de croissance retenu (équations 2 et 3), en utilisant l'équation suivante qui découle de l'équation 1 :

$$I_{0_Hd(i)} = 1,196 + 0,968 \times I_{0_Hg(i)} \quad (4)$$

avec :

$I_{0_Hd(i)}$: Indice de site calculé pour l'arbre de hauteur dominante de la placette i .

$I_{0_Hg(i)}$: Indice de site calculé pour l'arbre de circonférence moyenne de la placette i .

2) *Méthode directe* : cette méthode consiste à utiliser directement le modèle de croissance ajusté à partir de données d'analyse de tiges de l'arbre moyen (équations 2 et 3) pour calculer l'indice de site pour l'arbre de hauteur dominante de chaque placette.

Le tableau 8 présente, d'une part, les résultats obtenus par ces deux méthodes et, d'autre part, la moyenne des différences entre les deux estimations calculées pour chaque placette et le test de signification de cette moyenne des différences dans le cas d'échantillons associés par paires ou *Paired-Comparisons T Test* (Dagnelie 1998).

Le tableau 8 montre que les deux approches de prédiction de l'indice de site à partir de l'arbre de hauteur dominante donnent statistiquement le même résultat. Étant donné que l'asymptote horizontale du modèle de croissance retenu de l'équation 2 ($M = 39,018$) semble être une hauteur qui ne sera jamais atteinte par l'arbre dominant du pin d'Alep dans les meilleures stations en Tunisie, ce dernier modèle peut donc être utilisé directement sans danger pour déterminer la qualité du site à partir de l'âge et la hauteur de l'arbre dominant observé au niveau de chaque placette.

Les valeurs estimées de l'indice de site I_0 à l'aide de l'équation 3 pour les 348 placettes analysées ont varié entre 3,90 m et 18,50 m pour l'arbre de hauteur dominante. La valeur moyenne étant de 9,01 m avec un écart-type de 2,825 m. Nous avons fixé arbitrairement autour de cette valeur moyenne 4 classes de fertilité avec un intervalle de 3 m. Les limites de ces classes sont 6, 9 et 12 m. Le tableau 9 présente la distribution des différentes placettes mesurées dans les différentes classes de fertilité et la figure 6 illustre la projection des données observées avec les 4 courbes de fertilité relatives aux 4 niveaux de productivité identifiés qui passent par les points centraux des classes, à savoir : 4,5 ; 7,5 ; 10,5 et 13,5 m et qui correspondent à l'indice de site de chaque classe ou la hauteur dominante atteinte à 50 ans d'âge.

Tableau 8 – Caractéristiques de l'indice de site I_0 relatif à la hauteur dominante, calculé par les deux approches de prédiction, moyenne des différences des deux estimations et test de signification.

Table 8 – Characteristics of the site index I_0 relating to the dominant height, calculated by the two approaches of prediction, average of the differences of the two estimates and test of significance.

	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart-type
Méthode directe : $I_{0_Directe}$	9,006	3,895	18,497	2,825
Méthode indirecte : $I_{0_Indirecte}$	8,997	4,688	18,088	2,506
Diff : $I_{0_Indirecte} - I_{0_Directe}$	- 0,009	- 4,210	2,617	1,105
Paired-Comparisons T Test ($H_0 : Diff = 0$) $T_{obs} = 0,15$ ($P = 0,884$)				

Tableau 9 – Répartition des placettes mesurées par classe de fertilité et statistiques descriptives relatives à l'indice de site I_0 (m) déterminé sur l'arbre de hauteur dominante.

Table 9 – Measured plots distribution by class of fertility and descriptive statistics relating to the site index I_0 (m) for dominant height tree.

Classes de fertilité	Limites des classes	Centre des classes	Effectif	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart-type
1	$I_0 \geq 12$ m	13,5	52	14,04	12,02	18,50	1,724
2	$9 \leq I_0 < 12$	10,5	96	10,31	9,04	11,97	0,909
3	$6 \leq I_0 < 9$	7,5	159	7,56	6,08	8,99	0,857
4	$I_0 < 6$	4,5	41	5,19	3,90	5,98	0,516
Total	-	-	348	9,01	3,90	18,50	2,825

Discussion

Dans cette étude, un modèle de croissance qui décrit l'évolution de la hauteur dominante en fonction de l'âge pour le pin d'Alep en Tunisie a été développé à partir des données d'analyse de tiges réalisée sur l'arbre de circonférence moyenne par placette. Le recours à l'arbre de circonférence moyenne au lieu de l'arbre dominant pour l'ajustement de ce modèle nous a été dicté par :

- un manque d'arbres dont l'âge dépasse les 100 ans dans l'échantillonnage et la sensibilité des méthodes classiques d'ajustement des courbes de croissance au paramètre âge ;
- la disponibilité d'une masse importante de données relatives à l'historique de la croissance en hauteur (âge, hauteur) issues d'analyse de tiges réalisée sur l'arbre de circonférence moyenne ;
- les techniques d'ajustement des courbes de croissance selon la méthode d'équations en différence qui présentent plusieurs avantages par rapport aux autres techniques d'ajustement, dont le plus important est l'invariabilité à l'âge de base, ne peuvent se faire que sur des données issues de placettes permanentes ou sur celles issues d'analyse de tiges ;
- la forte corrélation observée entre la hauteur dominante et la hauteur de l'arbre de circonférence moyenne.

La procédure de sélection des modèles étudiés a montré que la forme en différence dérivée de l'équation exponentielle proposée par Lundqvist-Korf avec k comme paramètre de substitution offre le meilleur compromis entre les aspects biologique et statistique, produisant ainsi les meilleures courbes de prédiction d'indices de site (figure 4 a). Le modèle a la propriété d'être continu et réciproque. Cette équation dynamique peut calculer des prévisions directement de n'importe quelle paire âge-hauteur dominante. Elle est mathématiquement saine, et calcule toujours des prévisions logiques et compatibles avec la réalité. Les prévisions sont invariables quant aux changements de l'âge de base.

Pour passer du modèle qui décrit la croissance en hauteur de l'arbre de circonférence moyenne au modèle décrivant celle de l'arbre dominant, nous avons comparé deux approches d'estimation de l'indice de site à partir des données collectées sur l'arbre dominant par placette. La première approche est basée sur l'estimation de l'indice de site à par-

tir des données de l'arbre dominant de chaque placette en utilisant directement le modèle de croissance retenu pour l'arbre de circonférence moyenne. La seconde approche consiste à estimer le même indice de site pour l'arbre dominant de chaque placette en passant par celle estimée pour l'arbre de circonférence moyenne de la même placette en utilisant la relation établie entre la hauteur dominante et celle de l'arbre de circonférence moyenne (équation 4). Après vérification par un test statistique approprié de la nullité de la moyenne des différences de ces deux estimations calculées au niveau de chaque placette, il s'est avéré que le même modèle de croissance en hauteur élaboré pour l'arbre de circonférence moyenne peut être retenu pour décrire la croissance en hauteur de l'arbre dominant.

Grâce à ce modèle de croissance en hauteur élaboré, les différents peuplements du pin d'Alep en Tunisie ont été répartis en 4 classes de fertilité ou de productivité selon les valeurs de l'indice de site calculé à partir des données de l'arbre dominant. Ces classes sont caractérisées par des hauteurs dominantes moyennes atteintes à l'âge de 50 ans de 13,5 m ; 10,5 m ; 7,5 m et 4,5 m, respectivement pour la première, deuxième, troisième et quatrième classe de fertilité. En se basant sur la répartition des placettes échantillonnées par classe de fertilité et en admettant que l'échantillonnage pratiqué pour la collecte des données a touché d'une façon représentative tous les peuplements du pin d'Alep en Tunisie, on constate que 15 % de la pinède tunisienne appartient à la première classe de fertilité, 28 % appartient à la deuxième classe de fertilité, 45 % appartient à la troisième classe de fertilité et finalement 12 % appartient à la quatrième et dernière classe de fertilité.

Pour comparer la croissance en hauteur de la pinède tunisienne par rapport à celles des autres pays de la rive sud de la Méditerranée, nous avons considéré essentiellement deux études réalisées, la première dans les massifs de Ouled Yagoub et des Bni-Oudjana en Algérie (Bentouati 2006) et la seconde dans la forêt de Tamga au Maroc (Bakhiyi *et al.* 2000).

Par comparaison aux courbes de croissance en hauteur dominante obtenues en Algérie (figure 7), celles de la Tunisie présentent une croissance beaucoup plus importante au jeune âge. Cette croissance qui semble s'estomper et ralentir rapidement à partir de l'âge de 70 ans et tendre vers les 20 m pour la meilleure classe de fertilité à la fin de la vie des pe-

peuplements pour la pinède tunisienne, continue au contraire à augmenter pour les massifs de Ouled Yagoub et des Bni-Oudjana en Algérie pour tendre vers des hauteurs qui dépassent les 26 m à l'âge de 150 ans. Cette différence de comportement de la croissance en hauteur du pin d'Alep dans les deux pays est due probablement à l'utilisation de deux modèles différents et de deux techniques d'ajustement différentes pour décrire la croissance de cette espèce dans les deux pays. D'autre part, on constate qu'à l'âge de référence fixé à 70 ans en Algérie, l'écart observé entre les deux hauteurs dominantes est de l'ordre de 4 m en faveur du pin d'Alep en Algérie. Il est à signaler que la majeure partie de la pinède étudiée en Algérie présente une orientation nord et nord-ouest et se situe dans l'étage bioclimatique subhumide à hiver froid (Bentouati 2006), ce qui explique probablement cet écart de fertilité par rapport à la pinède tunisienne qui s'étend depuis le bioclimat aride supérieur jusqu'à l'humide.

Les courbes de croissance en hauteur dominante des peuplements du pin d'Alep de la forêt de Tamga dans le Haut Atlas marocain

présentent au contraire la même allure que celles obtenues en Tunisie (figure 8). Quoique la croissance au Maroc soit légèrement plus accentuée au jeune âge que celle en Tunisie, les hauteurs dominantes finales dans les deux pays tendent vers la même valeur à un âge avancé. À l'âge de référence fixé à 60 ans au Maroc, l'écart entre les hauteurs dominantes est de l'ordre de 1,6 m en faveur de la pinède marocaine. Cet écart peut être expliqué par le fait que la forêt de Tamga est considérée comme l'une des plus belles des forêts de pin d'Alep au Maroc. En effet, d'après la figure 8, les trois classes de fertilités identifiées au Maroc correspondent aux deux premières et meilleures classes de fertilité en Tunisie.

Par comparaison aux études réalisées dans la rive nord de la Méditerranée, les courbes de croissance obtenues en Tunisie ressemblent plus à celles développées par Montero (2001) en Espagne qui sont caractérisées également par une croissance plus intense au jeune âge. Celles obtenues en France (Brochiero *et al.* 1999 ; Rathgeber *et al.* 2004) sont en discordance avec nos courbes et présentent une similitude avec celles obtenues en Algérie.

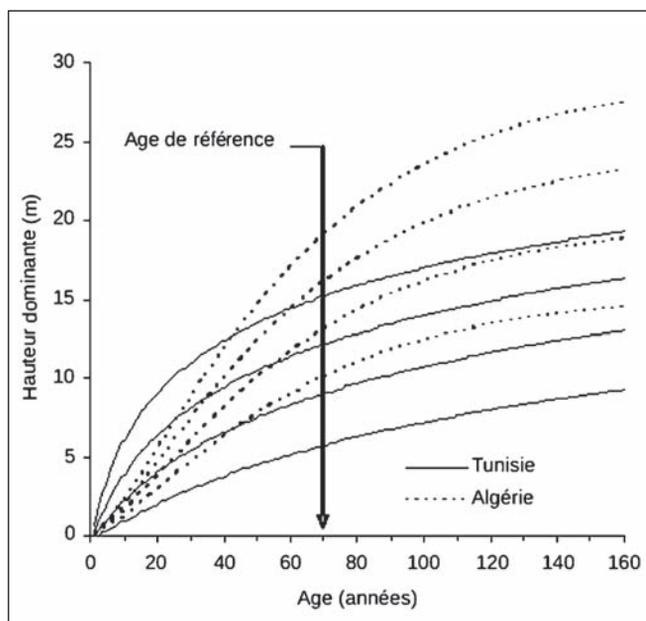


Figure 7 – Allure des courbes de croissance en hauteur dominante du pin d'Alep en Tunisie et en Algérie (âge de référence = 70 ans).

Figure 7 – Dominant height growth curves for Aleppo pine in Tunisia and Algeria (reference age = 70 years).

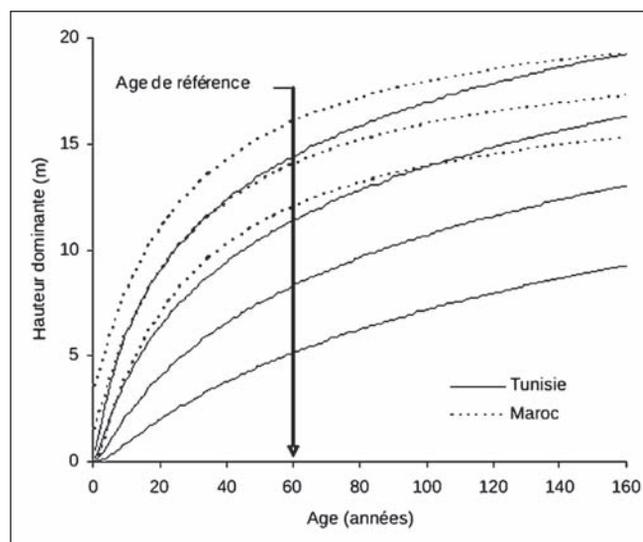


Figure 8 – Allure des courbes de croissance en hauteur dominante du pin d'Alep en Tunisie et au Maroc (âge de référence = 60 ans).

Figure 8 – Dominant height growth curves for Aleppo pine in Tunisia and Morocco (reference age = 60 years).

Références

- Alder D., 1980. *Estimation des volumes et accroissement des peuplements forestiers*. FAO, Rome. Vol. 22/2. 226 p.
- Álvarez González J.G., Ruíz González A.D., Rodríguez Soalleiro R. et Barrio Anta M., 2005. Ecoregional site index models for *Pinus pinaster* in Galicia (northwestern Spain). *Ann. For. Sci.* 62: 115-127.
- Assmann E., 1970. *The principles of Forest Yield Study*. Oxford, Pergamon Press, 506 p.
- Bailey R.L. et Clutter J.L., 1974. Base-age polymorphic site curves. *For. Sci.* 20: 155-159.
- Beaumont J.F., Ung C.H. et Bernier-Cardou M., 1999. Relating site index to ecological factors in Black spruce stands : test of hypotheses. *For. Sci.* 45: 484-491.
- Bentouati A., 2006. *Croissance, productivité et aménagement des forêts de pin d'Alep (Pinus halepensis Mill.) dans le massif de Ouled-Yakoub (Khenchela-Aures)*. Thèse de doctorat. Université El Hadj Lakhadar-Batna, Faculté des sciences, Département d'agronomie. 108 p.
- Bentouati A., Oudjehih B. et Alatou D., 2005. Croissance en hauteur dominante et classes de fertilité du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans le massif de Ouled-Yakoub et des Beni-Oudjana (Khenchela-Aures). *Sciences & Technologie C.* 23: 57-62.
- Bartel J.H. et Bolliet R., 1976. *Méthode utilisée pour la construction de tables de production à sylviculture variable*. Section Technique, Doc. 76/9, 87 p.
- Boisseau B., 1996. Écologie du pin pignon et du pin brutia : détermination d'un indice de fertilité en fonction du milieu. *Rev. For. FR.* XL VIII 4 : 321-335.
- Borders B.E., Bailey R.L. et Ware K.D., 1984. Slash pine site index from a polymorphic model by joining (splning) non-polynomial segments with an algebraic difference method. *For. Sci.* 30: 411-423.
- Brochiero F., Chandio O., Ripert C. et Vennetier M., 1999. Autoécologie et croissance du pin d'Alep en Provence calcaire. *Forêt méditerranéenne*. XX, 2 : 83-94.
- Calama R., Canadas N. et Montero G., 2003. Inter-regional variability in site index models for even-aged stands of stone pine (*Pinus pinea* L.) in Spain. *Ann. For. Sci.* 60: 259-269.
- Cao Q.V., 1993. Estimating coefficients of base-age invariant site index equation. *Can. J. For. Res.* 23: 2343-2347.
- Carvalho A., Falcão A., Carvalho J.L. et Coucelo F., 1994. TWIGGY um modelo de produção para a Portucel. Twin globules growth yied. In: Páscoa, F. (Ed.), *Proceedings of the III Congresso Florestal Nacional. Os recursos no desenvolvimento rural* : 222-230.
- CF-RPACA. Les essences de la forêt méditerranéenne. Centre forestier de la région Provence-Alpes Côte d'Azur (www.centre-forestier.org/interne/lexique/page7.html)
- Chakroun M.L., 1986. *Le pin d'Alep en Tunisie*. CIHEAM – Options Méditerranéennes. 1 : 25-27.
- Cleszewski C.J. et Bailey R.L., 2000. Generalized algebraic difference approach: theory based derivation of dynamic site equations with polymorphism and variable asymptotes. *For. Sci.* 46: 116-126.
- Clutter J.L., Fortson J.C., Piennar J.C., Brister L.V. et Bailey R.L., 1983. *Timber management: A quantitative approach*. John Wiley & Sons, New York.
- Dagnelie P., 1998. *Statistique théorique et appliquée*. Tome 2 : *Inférence statistique à une et à deux dimensions*. Bruxelles, De Boeck, 660 p.
- Decourt N., 1973. Production primaire, production utile : méthode d'évaluation, indice de productivité. *Ann. Sci. Forest.* 30 (3) : 219-238.
- Diéguez-Aranda U., Álvarez Gonzalez J.G., Barrio Anta M. et Rojo Alboreca A., 2005. Site quality equations for *Pinus sylvestris* L. plantations in Galicia (northwestern Spain). *Ann. For. Sci.* 62: 143-152.
- Duplat P., 1986. *Modèle de croissance en hauteur dominante pour le hêtre (Fagus sylvatica L.), le sapin pectiné (Abies alba Miller), le pin sylvestre (Pinus sylvestris L.) dans le massif de l'Aigoual*. ONF, Section Technique, Doc. 86/1, 34 p.
- Elfving G. et Kiviste A.K., 1997. Construction of site index equations for *Pinus sylvestris* L. using permanent plot data in Sweden. *For. Ecol. Manage.* 98: 125-134.
- Gadow K., Real P. and Álvarez Gonzalez J.G., 2001. *Forest growth modelling and forest development*. IUFRO World Series. Vol. 12. 242 p.
- Garchi S., Ammari Y., Sghaier T. et Khaldi A., 2001. Étude du comportement du pin d'Alep en Tunisie. *Annales de l'INRGRF*, n° spécial, 147-162.
- Hamrouni A., 1978. *Étude phyto-écologique et problèmes d'utilisation et d'aménagement des forêts de pin d'Alep de la région de Kasserine (Tunisie centrale)*. Thèse docteur ingénieur. Université Aix-Marseille III, 106 p.
- Johansson T., 1999. Site index curves for common alder and grey alder growing on different types of forest soil in Sweden. *Scan. J. For. Res.* 14: 441-453.
- Kiviste A.K., Álvarez González J.G., Rojo A., Ruiz A.D., 2002. Funciones de crecimiento de aplicación en el ámbito forestal, Monografía INIA: Forestal n° 4, Ministerio de Ciencia y Tecnología, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Madrid.
- Lappi J. et Malinen J., 1994. Random parameter height/age models when stand parameters and stand age are correlated. *For. Sci.* 40: 715-731.
- Legoff N., 1982. Productivité du frêne en région Nord-Picardie : courbes de croissance. *Ann. Sci. Forest.* 26 (4) : 445-473.
- McDill M.E. et Amateis R.L., 1992. Measuring forest site quality using the parameters of a dimensionally compatible height growth function. *For. Sci.* 38: 409-429.
- Mezali M., 2003. *Rapport sur le secteur forestier en Algérie*. 3^e session du forum des Nations unies sur les forêts, 9 p.
- Montero G., Canellas I., et Ruis-Peinado R., 2001. Growth and yield models for *Pinus halepensis* Mill., *Invest. Agr. Sist. Recur. For.* Vol. 10 (1): 179-201.
- Newnham R.M., 1988. A modification of the Ek-Payandeh nonlinear regression for site index curves. *Can. J. For. Res.* 18: 115-120.
- Palahi M., Tomé M., Pukkala T., Trasobares A. et Montero G., 2004. Site index model for *Pinus sylvestris* in north-east Spain. *For. Ecol. Manage.* 187: 35-47
- Pardé J., 1957. La production des forêts de pin d'Alep en France. *Ann. ENEF, Stat. Rech. Exp.* 15(21) : 367-414.
- Parresol B.R. et Vissage J.S., 1998. White pine site index for the southern forest survey. *USDA For. Serv. Res. Pap.* SRS-10.

- Payandeh B. et Wang Y., 1994. A site index model remodified. *Can. J. For. Res.* 24: 197-198.
- Pienaar L.V. et Turnbull K.J., 1973. The Chapman-Richards generalization of Von Bertalanffy's growth model for basal area growth and yield in even-aged stands. *For. Sci.* 19: 2-22.
- Piqué M., 2003. *Site index and yield models for Pinus pinea /L. in north-east Spain: silvicultural guidelines for timber and fruit production*. Doctoral Thesis. Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària. UdL. Lleida. 242 p.
- Quezel P., 1976. Les forêts du pourtour méditerranéen. In: *Forêts et maquis méditerranéens : écologie, conservation et aménagement*. Unesco, Paris. Note technique MAB. 2 : 9-33.
- Quezel P., 1986. *Les pins du groupe « Halepensis » : écologie, végétation, écophysiologie*. *Options méditerranéennes*, Série Étude SIHEAM. 86/1 : 11-24.
- Rathgeber C., Blanc L., Ripert C., Vennetier M., 2004. Modélisation de la croissance en hauteur du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en région méditerranéenne française. *Ecologia Mediterranea* 30 (2) : 73-86.
- Sanchez-Gonzalez M., Tomé M. et Montero G., 2005. Modelling height and diameter growth of dominant cork oak trees in Spain. *Ann. For. Sci.* 62: 633-643.
- SAS, 2000. SAS/STAT. SAS Institute, Inc., version 8. Cary, NC.
- Slougher, 2000. Difference equations to differential equations. Publication électronique, <http://math.furman.edu/~dcs/book/>
- Sghaier T., 2005. *Contrôle de l'hétérogénéité spatiale dans des essais comparatifs de provenances de pin d'Alep (Pinus halepensis Mill.) installés dans les arboreta de Tunisie*. Thèse de doctorat. Institut national agronomique de Tunisie. 126 p.
- Sghaier T., Ammari Y., Garchi S. et Khaldi A., 2001. Croissance en hauteur dominante et classes de fertilité du pin d'Alep. *Annales de l'INRGRF*, n° spécial. 45-53.
- Sloboda B., 1971. Zur Darstellung von Wachstumprozessen mit Hilfe von Differentialgleichungen erster Ordnung. Mitteilungen der Badenwürttembergischen Forstlichen Versuchs und Forschung-sanstalt.
- Thibault A., Rondeux J. et Claessens H., 2005. Indices et courbes de fertilité pour les peuplements de douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) en Belgique. *Les cahiers forestiers de Gembloux*. 16 : 11 p.
- Tomé M., 1988. *Modelação do crescimento da árvore individual em povoamentos de eucalyptus Labill. (1ª rotação)*. Regiao Centro de Portugal. Ph.D. Dissertation. Technical University of Lisbon.

Breeding site selection according to suitability for amphibian larval growth under various ecological conditions in the semi-arid zone of northern Israel

Tali GOLDBERG¹, Eviatar NEVO¹ and Gad DEGANI²

1. Institute of Evolution, Faculty of Sciences and Science Education, University of Haifa, Haifa 31905, Israel

2. Scientific Director, MIGAL – Galilee Technology Center, Head of Master Studies Dept. of Biotechnology, Faculty of Science and Technology, Academic Tel-Hai College, Location: South Industry Zone, P.O. Box 831, Kiryat Shimona 11016, Israel, Fax: +972-4-6944980, Tel: +972-4-695351, E-mail: gad@migal.co.il

Abstract

A series of field monitoring was conducted over four years on aquatic habitats to test the hypothesis that breeding habitat selection by six different amphibian species, belonging to the Anuran and Urodela orders, was according to the ecological parameters of the water body, and not necessarily according to the type of breeding site. Ecological and biological conditions of 14 different breeding sites inhabited by amphibian larvae in northern Israel, including winter ponds, pits, springs and streams, were investigated in a region where all six species exist. The larval growth period was discovered to vary in different habitats. Most breeding sites studied had *Salamandra infraimmaculata* larvae, although at different periods of the year. The larvae of *Hyla savignyi*, *Bufo viridis*, *Rana bedriagae*, *Pelobates syriacus* and *Triturus vittatus* inhabited mostly the winter ponds and pits. In most cases, the *S. infraimmaculata* and *T. vittatus* larvae were not observed during the same time period at the same breeding sites. In other winter ponds, *H. savignyi*, *P. syriacus* and *T. vittatus* were seen at the same time during the spring, and along with *R. bedriagae* in the summer. Among the various water quality parameters evaluated at the breeding site, namely, temperature, pH, soluble oxygen, electrical conductivity, ammonium (NH₄) and invertebrate biomass, the most influential one was the temperature. *S. infraimmaculata* and *B. viridis* were detected in ponds with temperatures ranging about 1.5–24 °C, whereas all other larvae were observed at temperatures above this range, up to 34 °C. Based on the results of the investigation, the major factors affecting the habitat selected for breeding are the ecological conditions that allow for survival, growth and metamorphosis completion of the amphibian larvae.

Keywords: aquatic habitats, Anuran, Urodela, ecological parameters.

Introduction

Demographic trends in amphibian populations may be caused by natural fluctuations (Pechmann *et al.* 1991), although many studies imply that the decline in amphibian populations around the world is due to anthropogenic factors (Marco 2002a; Marco 2002b; Semlitsch 2003). Important aspects affecting amphibian populations are overexploitation, habitat loss, disease and climatic change (Stuart *et al.* 2004). It has also been suggested that amphibian population declines are the result of complex interactions among these threatening stressors, which act synergistically (Blaustein & Kiesecker 2002; Blaustein & Johnson 2003; Gardner 2001). The aquatic phase of the amphibian population is a critical period in the life history of many amphibian species. Amphibians breed in different habitats, including temporary ponds, semi-permanent ponds and in aquatic habitats where water is available all year round, *i.e.*, springs and streams (Degani & Kaplan 1999). Many factors have an effect on the aquatic phase of amphibians, and only some of them have been examined (Degani 1982; Degani 1986; Degani & Kaplan 1999; Degani *et al.* 2007; Laurila 1998).

The six amphibian species existing in northern Israel are the striped newt, *Triturus vittatus vittatus*; the fire salamander, *Salamandra infraimmaculata* (Amphibia,

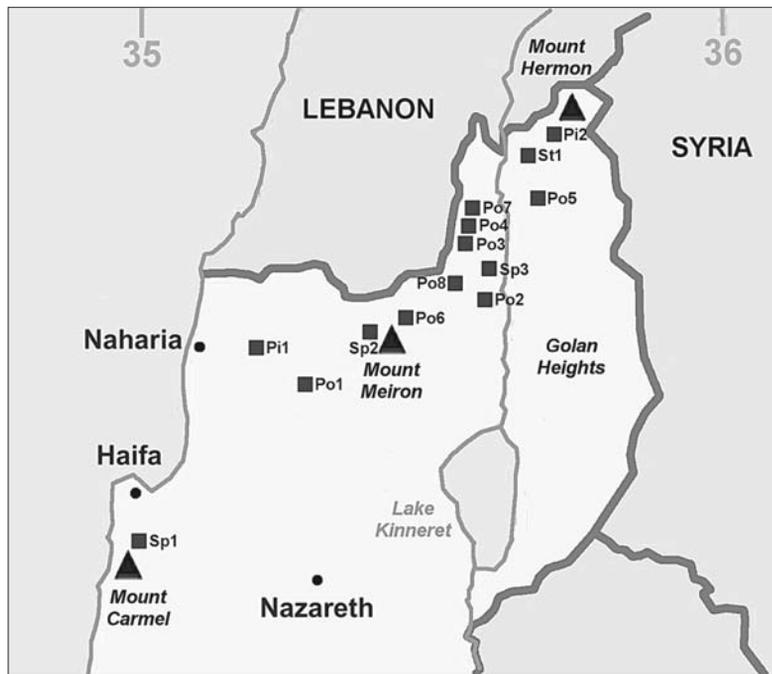


Figure 1 – Map of various breeding sites in Israel colonized by amphibian larvae and examined in this study. Sites - Ponds: Po1 = Manof, Po2 = Kash, Po3 = Dovev, Po4 = Matityahu, Po5 = Lehavot, Po6 = Sasa, Po7 = Fara and Po8 = Raihaniya. Springs: Sp1 = Balad, Sp2 = Humema and Sp3 = Navoraya. Pits: Pi1 = Maalot and Pi2 = Nimrod. Stream: St1 = Tel-Dan.

Urodela, Salamandridae); and four Anuran species, including the tree frog, *Hyla savignyi*; the green toad, *Bufo viridis*; the water frog, *Rana bedriagae*; and the spadefoot, *Pelobates syriacus* (Degani 1982; Degani 1986). Israel offers mainly xeric habitats, unusual for amphibians, and constitutes the southeastern range of distribution of these species (Degani & Mendelssohn 1983). Hence, amphibian larvae occupy a very narrow and specific ecological niche in the region and are under severe pressure from predators and other biotic and abiotic factors (Degani 1986; Degani 1996; Degani & Mendelssohn 1983). Amphibian larvae have been sited and studied in a variety of ephemeral pools, ponds and streams of hilly woodlands in northern Israel, as well as on the coastal plain, during winter, spring and summer. The biotic and abiotic factors of these water bodies appear to be the limiting factors regarding the distribution of the larvae.

Habitats chosen by animals often reflect the balance between conflicting demands, *e.g.*, various ecological conditions. Environmental stressors, such as temperature, water quality and chemical conditions can also affect habitat selection by many organisms, including amphibians, a group very sensitive to environmental conditions (Bancroft *et al.* 2008).

Generally, the selection of the habitat is assumed to have fitness consequences, since selecting optimal habitats will increase the fitness of organisms (Jaenike & Holt 1991). Environmental parameters influence habitat use and selection by animal species (Huk & Kuhne 1999). In the case of amphibians, which have a complex life cycle, habitat selection is critical to survival. The early life-history stages of many amphibian species occur in aquatic habitats of varying temporal stability. Larvae situated in ephemeral ponds must develop quickly and undergo metamorphosis before the pond dries up or freezes (Blaustein & Johnson 2003).

Little is known about the ecological conditions suitable for larval growth and the natural selection of aquatic habitats by the six amphibian species located in northern Israel, which have selected different water bodies for breeding (Degani & Kaplan 1999). The northern Israeli landscape is characterised by varying altitudes, Mediterranean forest cover and exposed areas. The influence of landscape characteristics (primarily the forest cover and wetland hydroperiod) on amphibian distribution has been described and shown to have an effect on the larval amphibian assemblage (Herrmann *et al.* 2005; Mazerolle *et al.* 2005). For the last 50 years, the Upper Galilee area has been, and still is, under intensive cultivation and urban use, and it has been proposed that amphibian breeding sites may possibly be affected by intensive agriculture and hydroperiods (Beja & Alcazar 2003).

The aim of the present study was to examine the ecological and biological conditions and variables of different breeding sites located at various altitudes in northern Israel, where amphibian larvae grow and reach metamorphosis. Such a study may increase the understanding of the breeding site selection by species of which the breeding period is critical for survival.

Materials and Methods

Sites studied and larvae collected

The fourteen breeding sites of amphibian populations in northern Israel, namely winter pools, pits, springs and streams, were examined over four consecutive years (2005-2008), and their locations and descriptions are pre-

Table 1 – Amphibian larvae breeding sites in this study. Springs = Sp, Streams = St, Pits = Pi, Ponds = Po.

Label	Name	Type	Latitude	Longitude	Height (m.a.s.l)
Sp1	Balad	spring	157022	236119	446
Sp2	Humema	spring	187299	276819	900
Sp3	Navoraya	spring	197970	267307	663
St1	Tel-Dan	stream	211100	294800	190
Pi1	Maalot	pit	176000	267450	596
Pi2	Nimrod	pit	216900	295300	760
Po1	Manof	pond	172086	250470	340
Po2	Kash	pond	196203	270560	809
Po3	Dovev	pond	189158	272812	765
Po4	Matityahu	pond	192873	274808	665
Po5	Lehavot	pond	210150	284300	70
Po6	Sasa	pond	186972	270855	810
Po7	Fara	pond	193406	274579	676
Po8	Raihaniya	pond	195791	272861	665

sented in figure 1 and table 1, respectively. Larvae were collected and their species identified.

Biotic and abiotic parameters of the water

Once every two weeks, three water samples were collected from every water body with a net (pore size was 450 μm) from a depth of approximately 10-30 cm. The water volume that passed through the net was calculated according to the net's dimensions and the area of the water through which the net was dragged. Zooplankton were counted and identified using a binocular microscope, and their numbers assessed from the average of three samples.

The biomass of invertebrate species in various aquatic habitats was determined. Following the identification of the species, a number of individuals of each species were preserved in ethanol. By means of an ocular with a graduated scale, the lengths and widths of every taxonomical representative were measured (in scale units which were converted to millimeters). The computation of the biomass (Gophen 1976) was carried out by calculating the volume (according to the equation for a spherical volume), assuming that the density of the organism was close to that of water. The equation for the biomass is:

$$\frac{4}{3}\pi\left(\frac{\text{length}(\mu\text{m})}{2}\right)\left(\frac{\text{width}(\mu\text{m})}{2}\right)^2 = x(\mu\text{m})^3, \mu\text{g}_{\text{ww}}\frac{x}{10^6} = X, \text{ww} = \text{water weight.}$$

Water parameters were measured at a depth of 10 cm every two weeks during the period in which the pools were filling up. Temperature and dissolved oxygen data were obtained by a hand-held oxygen meter (WTW, Oxi330 set, Germany) *in situ*, and one liter of water was sampled for the laboratory tests of water quality, including pH, ammonium concentration, electrical conductivity (EC) and chlorophyll a concentration. Water parameters were analyzed by one-way analysis of variance (ANOVA), with the level of significance between groups set at $p < 0.05$ (ANOVA).

Niche width

The niche breadth for each amphibian larvae species was characterized according to five important environmental water variables (which dramatically differed among the breeding sites and during the year) – temperature, conductivity, ammonium, relative oxygen content (O_2) and pH. These determined the dimensions for a principle component analysis.

Results

The larvae of amphibians are found in different aquatic habitats at different times of the year following the breeding periods ($F = 2.53$; $df = 5,77$; $p = 0.035 < 0.05$, ANOVA) (Table 2). The *S. infraimmaculata* larvae were observed in most types of breeding sites (Figures 1 and 2). The larvae were found in streams, springs and pits from October to August (Figure 2) and in ponds from November to April (Figure 3). Although *H. savignyi* was found mainly in winter ponds, it was also spotted in some springs. *R. bedriagae* was sited in winter ponds and springs, and the other larvae, *B. viridis*, *P. syriacus* and *T. vittatus* were found in winter ponds (Figures 2 and 3).

The existence and interactions among amphibian larvae at the breeding sites are listed in

table 2, and the periods during which larvae are found in the various bodies of water are shown in figures 2 and 3. Only salamander larvae populated the pits, and they were also found in many streams and springs, e.g., Tel Dan (St1) and Humema (Sp2). However, there were springs, e.g., Navoraya (Sp3) and Balad (Sp1) (Figure 2), which contained not only salamander larvae, but other amphibian species, as well. At such breeding sites (Sp1, Sp3), the water temperatures were higher than those of most streams and springs, inhabited only by salamander larvae (Figure 2). Significant differences were observed when comparing temperatures of breeding sites where water was available most of the year, if not all year round (Figure 2) ($F = 5.81$; $df = 5,42$; $p = 0.003 < 0.05$, ANOVA). In rain ponds, all six species of amphibian larvae were found in

Table 2 – Amphibian larvae distribution at various breeding sites.

<i>Triturus vittatus vittatus</i>	<i>Salamandra infraimmaculata</i>	<i>Pelobates syriacus</i>	<i>Rana bedriagae</i>	<i>Hyla savignyi</i>	<i>Bufo viridis</i>	
	+			+		Balad Spring (Sp1)
	+					Humema Spring (Sp2)
	+		+	+		Navoraya Spring (Sp3)
	+					Tel Dan Stream (St1)
	+					Maalot Pit (Pi1)
	+					Nimrod Pit (Pi2)
	+				+	Manof Pond (Po1)
+		+		+	+	Kash Pond (Po2)
+	+		+	+	+	Dovev Pond (Po3)
+		+		+	+	Matityahu Pond (Po4)
+			+	+		Lehavot Pond (Po5)
+	+	+		+	+	Sasa Pond (Po6)
+	+	+	+	+	+	Fara Pond (Po7)
+		+		+	+	Raihaniya Pond (Po8)

Table 3 – Biomass at the aquatic site.

Site	Taxa (no.)	Average Biomass (microgram/L)
Balad Spring (Sp1)	9	2.8E + 02
Humema Spring (Sp2)	0	0
Navoraya Spring (Sp3)	11	2.6E + 04
Tel Dan Stream (St1)	8	8.5E + 03
Maalot Pit (Pi1)	2	7.5E + 01
Nimrod Pit (Pi2)	13	9.9E + 03
Manof Pond (Po1)	7	1.4E + 04
Kash Pond (Po2)	6	1.2E + 05
Dovev Pond (Po3)	8	3.3E + 03
Matityahu Pond (Po4)	10	5.9E + 04
Lehavot Pond (Po5)	6	2.3E + 04
Sasa Pond (Po6)	7	1.7E + 05
Fara Pond (Po7)	8	9.6E + 05
Raihaniya Pond (Po8)	7	3.2E + 05

Table 4 – Larvae sampling below and above 20 °C.

Species	Samples at < 20 °C (%)	Samples at > 20 °C (%)	Samples (no.)
<i>Salamandra infraimmaculata</i>	98.7	1.3	371
<i>Triturus vittatus vittatus</i>	67.4	32.6	43
<i>Hyla savignyi</i>	63.8	36.2	80
<i>Bufo viridis</i>	65.0	35.0	40
<i>Rana bedriagae</i>	53.7	46.3	41
<i>Pelobates syriacus</i>	55.6	44.4	27

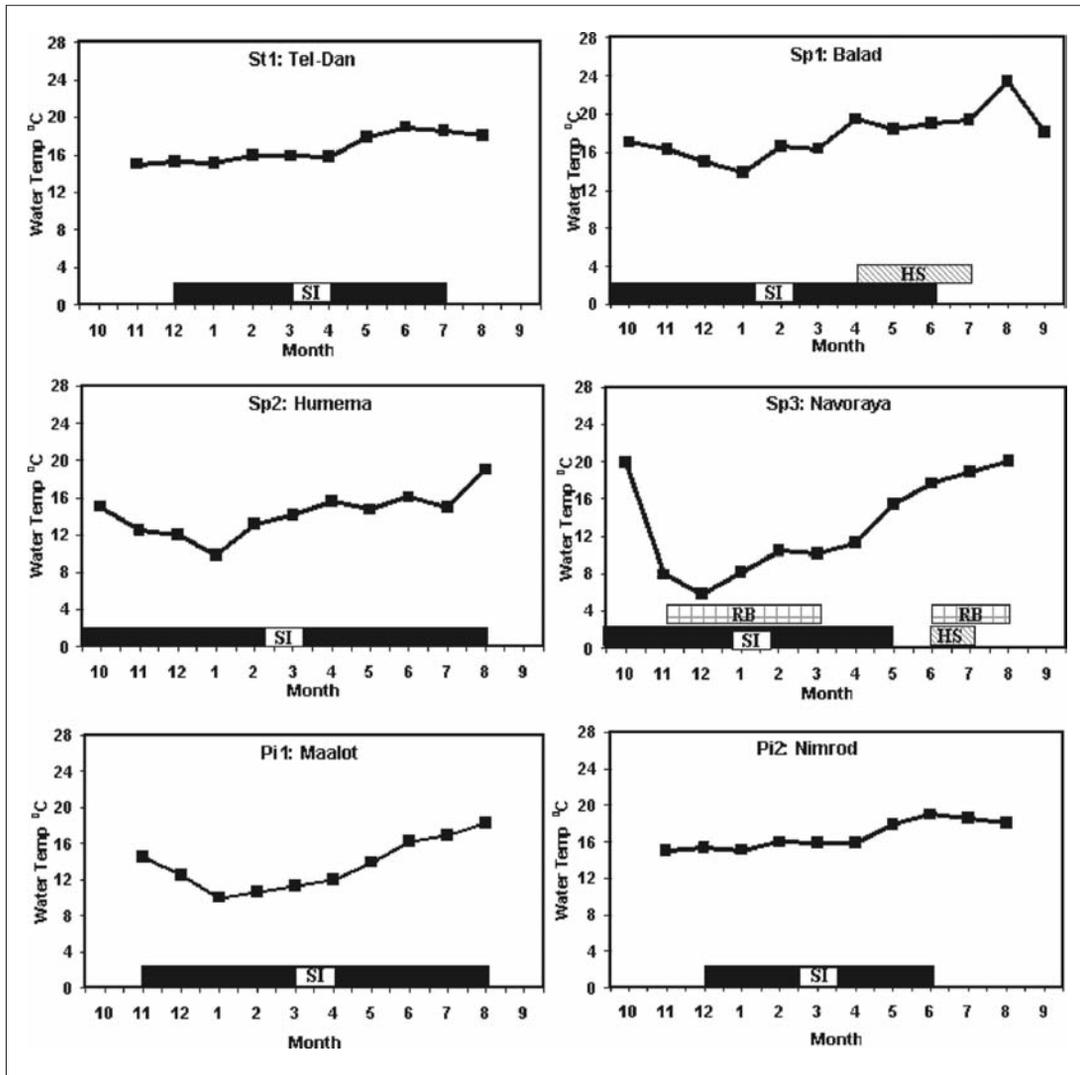


Figure 2 – The periods during which amphibian larvae are found in the stream (St), springs (Sp) and pits (Pi) where the water temperatures are relatively constant and the water is available almost year round (SI = *Salamandra infraimmaculata*, HS = *Hyla savignyi*, RB = *Rana bedriagae*).

various community structures (according to larval species), and there were no significant differences regarding the larval communities of the various ponds from year to year (Figure 3) ($F = 0.056$; $df = 3,32$; $p = 0.98 > 0.05$, ANOVA).

In permanent water bodies, where the water temperatures are below 20 °C, the dominant larvae were *S. infraimmaculata*. Above this temperature, all amphibian larvae were found (Table 4). In unpredictable habitats, where water is available for only a few months, not only *S. infraimmaculata* larvae, but also *B. viridis* larvae were discovered at temperatures below 20 °C. All other larvae, except for the above two species, grew above this temperature (Figures 2 and 3). The highest temperature at which amphibian larvae (*R. bedriagae*) were observed was 34 °C (Figure 4).

R. bedriagae and *P. syriacus* are species that complete metamorphosis late in the season, during the summer. The biomasses of invertebrates at various breeding sites are presented in Table 3. A relatively low biomass of invertebrates was found in the stream and springs as compared to that found in the winter ponds.

When comparing the ranges of the abiotic parameters of aquatic habitats for the species, *T. vittatus*, *H. savignyi*, *P. syriacus* and *B. viridis*, no significant differences were found (ANOVA $p > 0.05$, Figure 4, I-VI). However, the ranges of water temperature, soluble oxygen electrical conductivity and ammonium concentration in aquatic habitats of *S. infraimmaculata* and *R. bedriagae* were significantly higher than those of the other species studied (ANOVA $p < 0.05$, Figure 4, I-IV).

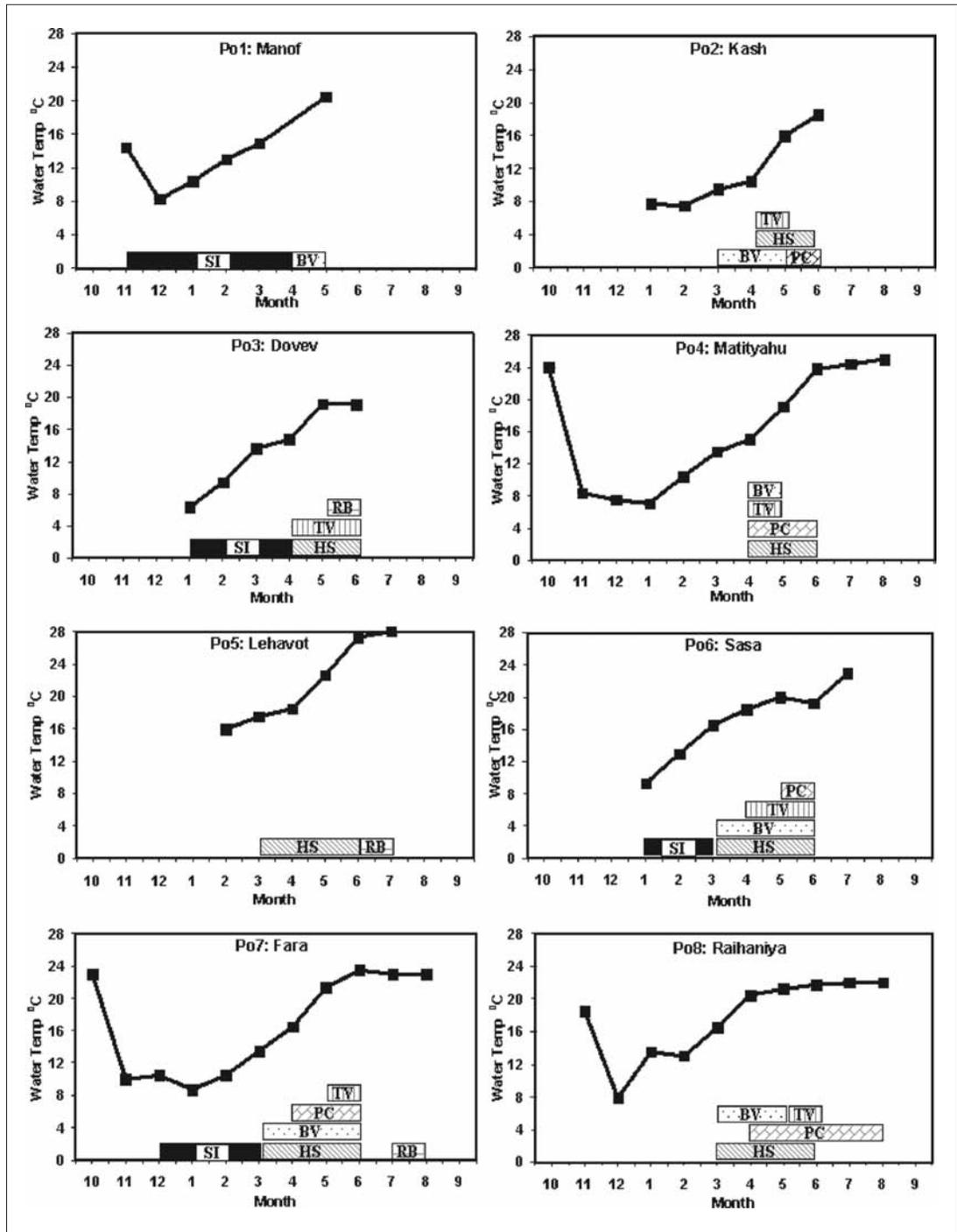


Figure 3 – The periods during which amphibian larvae are found in various ponds (Po) where water is available for only a few months throughout the year, as well as the water temperatures of the ponds. (SI = *Salamandra infraimmaculata*, TV = *Triturus vittatus vittatus*, HS = *Hyla savignyi*, BV = *Bufo viridis*, PS = *Pelobates syriacus* and RB = *Rana bedriagae*).

Discussion

Our data suggest that the distribution of amphibian species among the breeding sites is related to biotic and abiotic factors of the aquatic and terrestrial habitat, but not to the type of water body, e.g. larvae of salamandra were observed in all types of water bodies,

according to temperature, and newts were found only in ponds in which the temperature was higher than the aquatic habitats of salamanders, as has been described previously (Degani 1982; Degani 1986; Degani & Kaplan 1999). In aquatic habitats in which salamandra and newt larvae were both present (Table 2), salamandra larvae populated the

pool in the cold winter months, whereas the newt larvae appeared in the spring, with the warming up of the water. Occasionally, there were short overlapping periods in which larvae of both species were observed. The life cycle, including the maturation stage of amphibian species in Israel, varies among breeding sites and is affected by the water parameters of the sites, as well as by the climate and altitude (Degani 1996; Degani & Mendelsohn 1983; Pearlson & Degani 2008).

We found that among the various biotic and abiotic parameters, temperature was a major factor. Freidenburg and Skelly (2008) reported data supporting their hypothesis that wood frog (*Rana sylvatica*) populations undergo localized selection leading to counter gradient patterns of thermal preference behaviour. A large number of environmental variables were examined in the present study to characterise the water quality at the breeding sites, due to the difficulty in foreseeing factors that may influence the selection of a certain water body as a breeding habitat. The range in water quality of sites occupied by larvae of various amphibians was very narrow.

The importance of the temperature, as compared to other parameters of habitats and breeding sites selected by amphibians, is supported by other studies (Bancroft *et al.* 2008; Ficetola & De Bernardi 2005). Egea-Serrano *et al.* (2006; 2006) showed that reproduction of *Alytes dickhilleni* is associated with the variable topography of the macrohabitat and the water body typology. This finding is in agreement with the results of previous research on amphibian larvae in northern Israel (Degani & Kaplan 1999), as well as in studies in other parts of the world (Warkentin 1992). Here, we focused on the different breeding sites of amphibians in one area of northern Israel in which all six of Israel's amphibian species are found, although they breed in different types of aquatic habitats. Some species, *e.g.*, *S. infraimmaculata* larvae, were found in all types of water bodies, with the water temperature (below 20 °C) being the most important determining factor. However, the *B. viridis* larvae, which grew in a temperature range similar to that of *S. infraimmaculata* larvae, existed mainly in winter ponds. This information might demonstrate that not only the water composition, but also other parameters, *e.g.* prey computation, affect the presence of the larvae in the breeding sites.

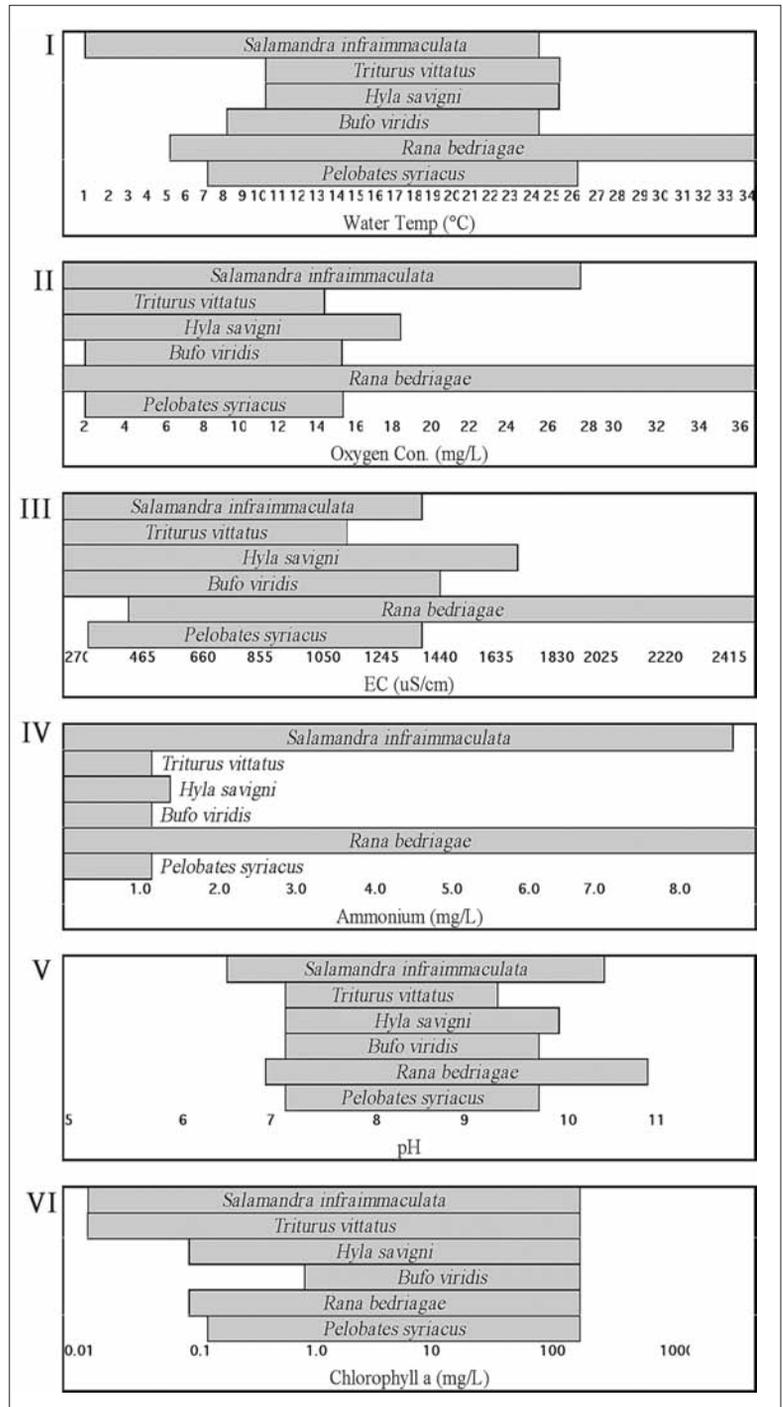


Figure 4 – The abiotic parameters of the water at various breeding sites where larvae grow and complete metamorphosis.

Nevertheless, a more detailed study is necessary for better understanding. The *H. savigni*, *B. viridis*, *T. vittatus* and *P. syriacus* were found in winter ponds at higher temperatures, during the spring and at the beginning of summer. Only *R. bedriagae* larvae were witnessed during the summer time in the aquatic habitat. All of these findings are supported by previous studies, which examined the biotic and abiotic parameters in one winter pond (Degani 1982; Degani 1986). The

T. vittatus larvae are carnivores (Kutrup *et al.* 2005) and prey on the same foodstuff as do *S. infraimmaculata* larvae (Degani & Mendelssohn 1978; Degani & Mendelssohn 1982). However, the *T. vittatus* larvae are observed during different time periods and in water of a different temperature, as was found in the present, and in previous investigations (Degani 1982; Degani 1986). *R. bedriagae*, *H. savignyi* and *B. viridis* larvae are herbivores that consume mainly algae of various kinds (Seale & Beckvar 1980). Since they are not present at the same time in the breeding sites, the interaction among them is very low. *B. viridis* larvae are found in the winter and at the beginning of spring; *H. savignyi* larvae are observed in the spring and *R. bedriagae* during the summer. On the other hand, *P. syriacus* grow and go through metamorphosis at the same time as the three species, *H. savignyi*, *B. viridis* and *T. vittatus* larvae. Degani (1986) has proposed that *P. syriacus* exists in a microhabitat differing from that of the other species.

In the present investigation, some species, *e.g.*, *S. infraimmaculata*, were found in breeding sites possessing different water conditions. Such a difference among various larvae is documented for other species. Ambystomids are known as opportunistic breeders and exploit a number of different permanent and temporary aquatic habitats, which include disturbed and human-affected areas (Braun 2006; Pilliod & Fronzuto 2005), which help explain their presence in the artificial watering tanks on the National Bison Range. Egea-Serrano *et al.* (2006; 2006) reported that *S. infraimmaculata* has a macrohabitat scale that includes aquatic habitats located in mountainous topography and at altitudes higher than 1250 m.a.s.l. In this study, the breeding sites of *S. infraimmaculata* were located 150-1000 m.a.s.l, according to ecological conditions and not altitudes. Still, some findings are not fully understood and need further studying. For example, it is not clear whether the adult amphibians living in northern Israel select the breeding sites and breed only where

suitable for larval growth and metamorphosis completion, or breed randomly where water is available.

The invertebrate biomass results in the present study are in agreement with those of previous studies (Degani 1986; Degani & Mendelssohn 1978; Degani & Mendelssohn 1982), *i.e.*, fewer invertebrates are present in the more permanent water bodies (streams and springs), as compared to in the winter ponds. These results explain the large larval community in the winter ponds, especially during the spring and at the beginning of summer.

With regard to habitat types, these different water bodies have different environmental conditions and exhibit habitat niche widths that vary in size (Figure 5). This implies that the ability of larvae to cope with these different habitats may reflect local adaptation of the larvae to these water parameters. The variations in temperature, oxygen and conductivity seem to be very important. However, other investigators of amphibians have chosen to study other parameters (Holenweg-Peter *et al.* 2002; Pagano *et al.* 2001; Pagano *et al.* 2008; Voituron *et al.* 2005). In the present study, the range of environmental parameters and the interactions between these parameters and various species belonging to six different genera, as shown in figure 5, demonstrate that *R. bedriagae* has a wider niche size than all other larvae. This is due to the long period (from summer to winter) that the larvae are present in the water and the relatively small niches occupied by *T. vittatus*, *P. syriacus* and *B. viridis*. The time during which *B. viridis* was observed in the pond was relatively short (Degani 1982; Degani 1986), while the distribution of this species in Israel is very high (Degani & Kaplan 1999).

To summarise this investigation, the major factors affecting habitat selection for breeding are the ecological conditions suitable for survival, growth and completion of metamorphosis of the various amphibian larvae. Furthermore, the major factor affecting habitat selection and larval growth is the temperature.

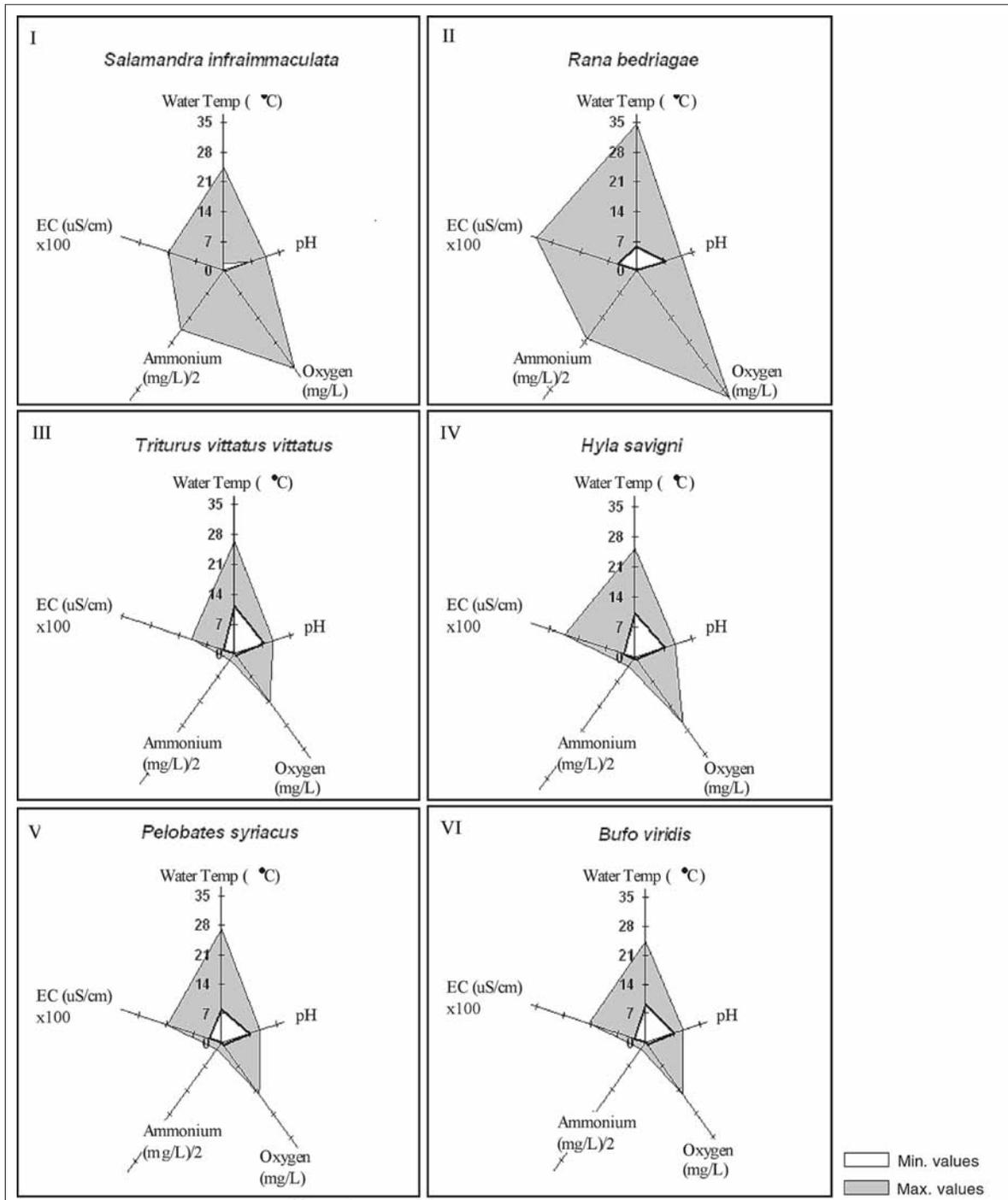


Figure 5 – Presentation of ecological niches of larvae from six amphibian species in northern Israel with regard to five ecological characteristics – oxygen (mg/L), ammonium ([mg/L]/2), temperature °C, conductivity ([uS/cm] x100) and pH. The figure is based on coordinates of sites with respect to the five ecological variables.

References

- Bancroft B.A., Baker N.J., Searle C.L., Garcia T.S. & Blaustein A.R., 2008. Larval amphibians seek warm temperatures and do not avoid harmful UVB radiation. *Behav. Ecol.* 19: 879-886.
- Beja P. & Alcazar R., 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biol. Conserv.* 114: 317-326.
- Blaustein A. & Kiesecker J., 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecol. Lett.* 5: 597-608.
- Blaustein A.R. & Johnson P.T.J., 2003. The complexity of deformed amphibians. *Front. Ecol. Environ.* 1: 87-94.
- Braun A.M., 2006. Artificial and natural pond use by amphibian larvae on the National Bison Range, Montana, USA, UNDERC-West. p. 1-27.
- Degani G., 1982. Amphibian tadpole interaction in winter pond. *Hydrobiologia.* 96: 3-7.

- Degani G., 1986. Growth and behavior of six species of amphibian larvae in winter pond in Israel. *Hydrobiologia*. 140: 5-10.
- Degani G., 1996. *The salamander at the southern limit of its distribution*. Laser Pages Publishing, Israel. 154 p.
- Degani G. & Kaplan D., 1999. Distribution of amphibian larvae in Israeli habitats with changeable water availability. *Hydrobiologia*. 405: 49-56.
- Degani G. & Mendelssohn H., 1978. The food of Salamandra salamandra (L.) tadpoles in Israel in different habitats. *Isr. J. Ecol.*: C19-C45.
- Degani G. & Mendelssohn H., 1982. Seasonal activity of Salamandra salamandra (L.) (Amphibia, Urodela) in headwaters of the Jordan River. *Isr. J. Zool.* 31: 77-85.
- Degani G. & Mendelssohn H., 1983. The habitats, distribution and life history of Triturus vittatus vittatus (Jenyns) in the Mount Meron Area (Upper Galilee, Israel). *Br. J. Herpetol.* 6: 317-319.
- Degani G., Sela E., Henkin Z., Korem S., Goldberg T. & Warburg M.R., 2007. Movement to rock pool hole breeding sites of Salamandra infraimmaculata during colonization of new breeding places in xeric habitats. *Salamandra*. 43: 7-12.
- Egea-Serrano A., Oliva-Paterna F.J., Tejado M. & Torralva M., 2006. Breeding habitat selection of Salamandra salamandra (Linnaeus, 1758) in the most arid zone of its European distribution range: application to conservation management. *Hydrobiologia*. 560: 363-371.
- Egea-Serrano A., Oliva-Paterna F.J., Tejado M. & Torralva M., 2006. Breeding habitat selection of an endangered species in an arid zone: the case of Alytes dickhilleni Arntzen & Garcia-Paris, 1995. *Acta Herpetol. J.* 1: 81-94.
- Ficetola G.F. & De Bernardi F., 2005. Interspecific Social Interactions and Breeding Success of the Frog Rana latastei: A Field Study. *Ethology*. 111: 764-774.
- Freidenburg L.K. & Skelly D.K., 2008. Microgeographical variation in thermal preference by an amphibian. *Ecol. Lett.* 7: 369-373.
- Gardner T., 2001. Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Anim. Biodiv. Conserv.* 24: 25-44.
- Gophen M. 1976. *The ecological conditions that influence the reproduction and development of Mesocyclops leuckarti (Claus) and its role in the food chain in Lake Kinneret*. Hebrew University of Jerusalem. 187 p.
- Herrmann H., Babbitt K., Baber M. & Congalton R., 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biol. Conserv.* 123: 139-149.
- Holenweg-Peter A.K., Reyer H.U. & Abt-Tietje G., 2002. Species and sex ratio differences in mixed populations of hybridogenetic water frogs: the influence of pond features. *Ecoscience*. 9: 1-11.
- Huk T. & Kuhne B., 1999. Substrate selection by Carabus clatratus (Coleoptera, Carabidae) and its consequences for offspring development. *Oecologia*. 121: 348-354.
- Jaenike J. & Holt R.D., 1991. Genetic variation for habitat preference: evidence and explanations. *Am. Nat.* 137: S67-S90.
- Kutrup B., Akir E. & Yilmaz N., 2005. Food of the banded newt, Triturus vittatus ophryticus (Berthold, 1846), at different sites in Trabzon. *Turk. J. Zool.* 29: 83-89.
- Laurila A., 1998. Breeding habitat selection and larval performance of two anurans in freshwater rockpools. *Ecography*. 21: 484-494.
- Marco A., 2002a. Contaminación global por nitrógeno y declive de anfibios. *Revista Espanola de Herpetologia*. 16: 5-17.
- Marco A., 2002b. Radiación ultravioleta y declive de anfibios: *Quercus*. 192: 30-37.
- Mazerolle M.J., Desrochers A. & Rochefort L., 2005. Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability. *Ecol. Appl.* 15: 824-834.
- Pagano A., Joly P., Ple'net S., Lehman A. & Grolet O., 2001. Breeding habitat partitioning in the Rana esculenta complex: the intermediate niche hypothesis supported. *Ecoscience*. 8: 294-300.
- Pagano A., Lesbarreres D., O'Hara R., Crivelli A., Veith M., Lode T. & Schmeller D.S., 2008. Geographical and ecological distributions of frog hemiclones suggest occurrence of both General-Purpose Genotype and Frozen Niche Variation clones. *J. Zool. Syst. Evol. Res.* 46: 162-168.
- Pearlson O. & Degani G., 2008. The life history of Triturus v. vittatus (Urodela) in various habitats. *Asiatic Herpetol. Res.* 11: 91-95.
- Pechmann J.H.K., Scott D.E., Semlitsch R.D., Caldwell J.P., Vitt L.J. & Gibbons J.W., 1991. Declining amphibian populations – the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*. 253: 892-895.
- Pilliod D.S. & Fronzuto J.A., 2005. Ambystoma macrodactylum Long-toed Salamander: Breeding. In: Lannoo M., (ed.) *Amphibian Declines: The Conservation Status of United States Species*: 618-619.
- Seale D.B. & Beckvar N., 1980. The comparative ability of anuran larvae (genera: Hyla, Bufo, and Rana) to ingest suspended blue green algae. *Copeia*. 495-503.
- Semlitsch R.D., 2003. Introduction: general threats to amphibians. In: Semlitsch R.D., (ed.) *Amphibian Conservation*. Smithsonian Washington: 1-7.
- Stuart S.N., Chanson J.S., Cox N.A., Young B.E., Rodrigues A.S.L. & Fischman D.L., 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. 306: 1783-1786.
- Voituron Y., Barré H., Joly P. & Eugène M., 2005. Freezing tolerance of the European water frogs: The good, the bad, and the ugly. *Am. J. Physiol. Regul. Integr. Comp. Physiol.* 288: R1563-R1570.
- Warkentin K., 1992. Microhabitat use and feeding rate variation in green frog tadpoles (Rana clamitans). *Copeia*. 3: 731-740.

La régression des steppes méditerranéennes : le cas d'un faciès à *Lygeum spartum* L. d'Oranie (Algérie)

The regression of the Mediterranean steppes: The case of Lygeum spartum L. facies in Oran region (Algeria)

Noury BENABADJI, Rédda ABOURA et Fatima Zohra BENCHOUK

BP119, Département de Biologie et Environnement,
Faculté des Sciences,
Université Abou Bekr Belkaid-Tlemcen, 13000 Algérie

Adresse pour la correspondance :
M. ABOURA Rédda, aredda78@yahoo.fr

Résumé

Les steppes à sparte occupent de vastes portions du territoire dans l'ouest algérien même si leur régression est évidente depuis le début du siècle dernier.

Ces milieux semblent avoir subi des changements particulièrement rapides et intenses. Outre l'influence de la précarité climatique, on souligne l'effet fortement amplifié de la pression humaine dans le processus de dégradation du tapis végétal.

Sur le plan bioclimatique, la région de Hassi Mellah (ouest algérien) appartient au climat méditerranéen continental dans un bioclimat aride à hiver froid. La période de sécheresse peut atteindre neuf mois.

Les sols présentent une texture fine riche en sables, très pauvres en matière organique, la salinité est élevée, le pH est alcalin.

Les auteurs à partir d'une étude diachronique comparative des relevés phytosociologiques tentent une approche de la caractérisation floristique d'un écosystème steppique à *Lygeum spartum* L.

La comparaison des tableaux floristiques des deux périodes (1991 et 2005) nous ont permis de remarquer que le nombre d'espèces inventoriées et le taux de recouvrement moyen de la végétation ont diminué. La fréquence de *Noaea mucronata* espèce épineuse et de *Atractylis seratuloides* espèce toxique a augmenté alors que celle de *Lygeum spartum* et de *Artemisia herba-alba* a régressé. Par ailleurs nous relevons l'apparition de *Peganum harmala* et la disparition de *Stipa tenacissima*.

Mots clés : *Lygeum spartum* L., steppe, bioclimat, anthropisation, étude diachronique, surpâturage, dégradation écosystémique.

La pression pastorale et les conditions climatiques sévères expliquent cette dynamique régressive des peuplements steppiques à *Lygeum spartum*.

Cette étude révèle le rôle primordial de l'action anthropique sur la dégradation des terres de parcours dans cette steppe de l'Algérie occidentale. Sa régénération semble être empêchée par le broutage et le piétinement des semis. Certaines pratiques culturales, telles l'utilisation de tracteurs à charrues polydisques émiettent et pulvérisent les sols à texture sableuse d'une part et la destruction totale de la végétation d'autre part.

Abstract

The steppes with sparte occupy large portions of the west Algerian lands even if their decrease is obvious since the beginning of the last century.

This places seem to have suffered from the Quick and intense changes. As well as the influence unstable climatic, we have the much amplified effect of the human pressure in the process of the vegetal rug decrease.

In the bioclimatic field, the region of Hassi-Mellah belongs to the Mediterranean and continental climate in arid bioclimate characterized by a cold winter. The dryness period reaches 9 months.

The soil of this facies of *Lygeum spartum* represents a texture full with sand, poor in organic matter, the salinity is raised, the Ph is basic.

Keywords: *Lygeum spartum* L., steppe, bioclimate, anthropisation, diachronic study, overgrazing, ecosystemic degradation.

*Through a comparative diachronic study of the phytosociological statements, the authors attempt a floristic characterization approach of a steppic ecosystem of *Lygeum spartum* L.*

*The comparison of the two periods the floristic tables (1991 and 2005) enabled us to notice that the number of inventoried species, the rate of average covering of the vegetation fell. The frequency of *Noaea mucronata* thorny species and toxic *Atractylis serratuloides* species increased whereas that of *Lygeum spartum* and *Artemisia herba-alba* regressed. In addition we raise the appearance of *Peganum harmala* and disappearance of *Stipa tenacissima*.*

*The pastoral pressure and the severe climatic conditions explain this regressive dynamic of *Lygeum spartum* steppic population.*

The study reveals the vital role of anthropic action on the damage of the route found in the steppe of western Algeria. Its regeneration seem to be prevented by graze and the seeds. Some practices of farming, as the use of the tractor with plough of several discs its crumbles and sprays the sandy soil on the one hand and the other hand, the complete vegetal destruction.

Abridged version

The steppic ecosystems, in Algeria, live under a double threat, In one hand, a livestock load in a constant growth, and in the other hand, the random and mechanized exploitation that leads to the damage of fragile ground.

The climatic changes, an inappropriate use of the ground, the bad agricultural practices, the density of the growing population, the economic pressure and land regime modification that contribute to the damage spread natural resources.

The region of Hassi-Mellah belongs to the Mediterranean climate, the thermal amplitude (M-m = 37 °C) the place in a continental climate in the sense of Debrach (1953). The pluviothermic climate grams of Emberger replaces the bioclimatic air of Hassi Mellah steppe of *Lygeum spartum* in an arid bioclimate characterized by a cold winter. The dryness period, according to the ombrothermic diagrams of Bagnouls and Gaussen reaches 9 months, on the other hand, it is less intense on the mounts of Mekaidou and Sidi Djilali.

The steppe of *Lygeum spartum* in some places between Magoura and El Aricha occupy wide expenses.

The regeneration of steppic population seen to be prevented by graze and the seeds. Some practices of farming as the use of the tractor with plough of several discs its crumbles. The cereal farming spreads over the high steppic plains between El Aricha, El Aouedj and Hassi Mellah as well as on the foot mountain in the south Djebel Mekaidou.

In the dry environment and the present-day exploitation conditions by men, this results everywhere by a continuous and regressive steppic ecosystem evolution, leading, most of the time, to a standardization of the vegetation.

Through a diachronic comparative study of the phytosociological statements, the authors attempt a floristic characterization approach of a steppic ecosystem of *Lygeum spartum*.

The comparison of the floristic tables of the two periods (1991 and 2005) show:

- a quantitative decrease of listed species (69 to 27);
- a rate decrease of medium recovery in % of the vegetation, it decreases from 20 to 5%;
- decrease of *Lygeum spartum* and *Artemisia herba-alba* species frequency, and the disappearance of *Stipa tenacissima*;
- concerning the biological kinds, the percentage of therophytes go from 68.11% in 1991 to 59.26% in 2005 that is to say a relatively weak decrease of 9.85%. An increase of chamaephytes percentage from 2.57%;
- concerning the biogeographical kind, Mediterranean element still the most dominant with 37.68% in 1991 and 37.04% in 2005. The species of Ibéro-mauritaniens origin decrease (from 15,95% en 1991 to 3,70% in 2005). The north African endemic elements are no more represented on the floristic inventory of 2005.

From the phytogeographical point of view, the analysis points out to a definite reduction of the vegetation cover and to the notable presence of saharo arabics.

This facies of *Lygeum spartum* presents actually an impoverish floristic procession which is subjected to a strong anthropic pressure, and it is regressing.

This northbound rise of xeric species is due to the denudation of the ground surface.

The recommendations for this area that has objective to start a dynamics in this area are on priority protecting and valorising the local potentialities in this steppic ecosystem with *Lygeum spartum*.

Introduction

Selon plusieurs auteurs à travers le monde : Tolba *et al.* (1992), Quézel et Barbéro (1993), Vitousek *et al.* (1997), Benmohammadi *et al.* (2000), Pontanier et Floret (2002), Benbrahim *et al.* (2004), Robin *et al.* (2008), Wiese *et al.* (2008), les effets conjugués de la pression anthropique croissante sur les ressources naturelles et les conditions climatiques sévères engendrent des dysfonctionnements de l'écosystème terrestre ; selon ces mêmes auteurs, ces effets sont amplifiés par les modes et les systèmes inappropriés d'exploitation des ressources naturelles disponibles. Parmi ces ressources naturelles, les formations végétales steppiques qui n'ont pas échappé à la pression de l'homme. Les travaux antérieurs dont ceux de Hirche (1987) et Melzi (1995) ont mis l'accent sur ce phénomène.

Les perturbations d'origine anthropique sont pour une large part responsables de l'état actuel des structures de végétation au Maghreb (Quézel et Barbéro 1990).

L'accroissement des processus anthropiques représente également à l'heure actuelle un facteur majeur de dégradation du sol et de la végétation en région méditerranéenne (Quézel et Barbéro 1993) et dans d'autres régions du monde (Western 2001 ; Oztas *et al.* 2003).

L'Afrique compte environ 16,5 millions de km² déjà désertifiés ou menacés par la désertification, et 49 % de la dégradation totale est due au surpâturage (M'Bodou 1996). Les terres arides et les déserts recouvrent 66 % de la superficie globale de l'Afrique (Clarke 1999). D'autre part, la régression de la steppe nord-africaine a été constaté pour toute son aire (Le Houérou 1975 ; Aidoud et Touffet 1996 ; Laounia *et al.* 2001).

Dans le sud-ouest marocain, le surpâturage et les mouvements de transhumance ont causé la perte de nombreuses espèces de légumineuses fourragères et poacées (Boujghagh et Chajia 2001).

Les terres de parcours en Tunisie aride peuvent être considérées comme surpâturées, en effet la pression animale et humaine croissante exercée depuis plusieurs décennies sur la végétation naturelle s'est soldée par une dégradation de la végétation où un certain nombre d'espèces se sont raréfiées (poacées perennes), de même que l'aridité édaphique du milieu a été accentuée (Le Houérou 1969 ; Chaib *et al.* 1994).

Nombreux sont ceux qui se sont intéressés à la végétation steppique de la région méditerranéenne et l'influence anthropozoïque dans l'ouest algérien, on cite à titre d'exemple : Aidoud (1983), Djebaili (1984), Benabadji (1991), Bouazza (1995), Milton (1994), Bouazza et Benabadji (1998), Quézel (2000), Aboura *et al.* (2006).

L'étude de la succession conduit souvent à réunir de nombreuses observations décrivant la disparition, le remplacement d'espèces ou de communautés végétales. La dynamique végétale a préoccupé un certain nombre de chercheurs permis lesquels : Ben Dali (1987), Barbéro *et al.* (1990), Chaib *et al.* (1994), Melzi (1995), Olivier *et al.* (1995), Gauquelin *et al.* (1996), Aidoud-Lounis (1997), Gauquelin *et al.* (1998), Kadi Hanifi (1998), Bouazza *et al.* (2004).

Les transformations se produisent à grande vitesse aujourd'hui. Sur la rive nord, selon Barbéro (1990), les études diachroniques comparatives effectuées dans un contexte nord-méditerranéen correspondant à des chênaies vertes dans les placettes à des pas de temps de 10-20 et 25 ans dans les zones perturbées démontrent une accélération des processus d'organisation architecturale et une augmentation continue de la richesse floristique traduisant bien la capacité des stations à supporter plus d'espèces et une production végétale amplifiée. Inversement sur la rive sud, Bouazza *et al.* (2004) dans leurs travaux dans le bassin versant d'El-Aouedj (sud-ouest de l'Oranie) ont montré que les formations végétales steppiques entrent actuellement dans une phase de dégradation qui prend une allure fort inquiétante. Les nappes à *Stipa tenacissima* ont été les plus affectées par ces changements, elles occupaient 6,61 % du territoire en 1973, pour diminuer à 2,24 % en 1990 ; en 2003, elles ont totalement disparues de la zone. La régression sans doute la plus forte est celle enregistrée dans le sud oranais, où en moins de 10 ans la quasi-totalité des nappes à alfa de plaines a disparu (Aidoud *et al.* 2006).

Au cours des quatre dernières décennies ces milieux steppiques semblent avoir subi des changements particulièrement rapides et intenses, mais cette période a été marquée par des sécheresses récurrentes plus ou moins graves selon les régions. Les changements profonds des politiques de gestion adoptées ainsi que des usages et pratiques d'élevage ont certainement modifié les niveaux des impacts

anthropozoïques sur la végétation et les milieux (Benmohammadi *et al.* 2000 ; Fikri Benbrahim *et al.* 2004 ; Aidoud *et al.* 2006). L'évolution diachronique traduit mieux la réponse environnementale aux changements climatiques et aux pressions anthropiques (Khaldoun 2000 ; Bourbouze 2006 ; Had-douche *et al.* 2007).

À l'ouest du bassin versant d'El-Aouedj, entre Magoura et El-Aricha, les steppes à *Lygeum spartum* par endroits occupent de vastes étendues.

S'appuyant sur une comparaison diachronique, ce travail se propose de décrire, d'une part, la composition floristique, les caractérisations morphologiques, biologiques et biogéographiques des deux périodes (1991 et 2005) d'un type de peuplement steppique relativement répandu dans les hautes plaines algériennes et discuter les causes probables des changements intervenus d'autre part.

Bien que limitée à cette région (Hassi Mellah), cette analyse pourrait ainsi mettre en évidence la dynamique de cette végétation influencée par les actions anthropiques (défrichement, labours, surpâturage).

Sites et méthodes

1. Situation géographique (figure 1)

Notre station d'étude fait partie des hautes plaines steppiques de la Wilaya de Tlemcen (ouest algérien), il s'agit de Hassi Mellah. Située sur l'axe Sidi Djilali – El-Aricha à une latitude de 34°23'Nord, et 1°18'Ouest, elle s'élève à une altitude de 1 100 m. Présentant des dépôts fins issus d'oueds intermittents légèrement encaissés ; la région se trouve sur un terrain presque plat (pente de 1 à 2 %), dominée dans les décennies passées par l'espèce *Lygeum spartum*.

2. Sols

Le substrat est gypseux, l'origine des encroûtements gypseux dans la zone steppique est lagunaire, sous forme d'apport par l'eau de ruissellement ou par le vent, apport par les eaux de nappes et redistribution au niveau du profil (Aubert 1976). Ces steppes présentent en général des sols à texture fine riches en sables (46 % de sables, 45 % de limons), très pauvres en éléments nutritifs, particulière-

ment en matière organique (1,2 %) (Bouazza 1995). On remarque entre autres que la salinité de ces sols est élevée (conductivité électrique > 1,20 mS/cm), le pH est alcalin (7,80).

3. Bioclimatologie

En prenant en considération les données climatiques (1970-2000) de la station d'El-Aricha qui est la moins éloignée de notre région d'étude (à 25 km), les précipitations dans cette région sont faibles (207 mm/an) et réparties d'une manière irrégulière au cours de l'année : ainsi 98 % des précipitations sont concentrées sur les périodes automnales, hivernales et printanières, alors que l'été ne reçoit que 2 % des précipitations. Benabadjji et Bouazza (2007) signalent aussi que la variabilité pluviométrique interannuelle est importante et signifie des précipitations très concentrées pendant la saison pluvieuse et un été chaud et sec, dont la durée s'allonge, en particulier sur les piémonts d'El-Aricha (Mékaidou), de Sidi Djilali et sur les hautes plaines steppiques (sud-ouest algérien).

Le m (moyenne des minima du mois le plus froid) est de - 1 °C (janvier) et M (moyenne des maxima du mois le plus chaud) est de 36 °C (août). Selon la classification de Debrach (1953), le climat de la région est de type continental (M-m = 37 °C). La comparaison des diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gausson (1953) établis pour chacune des périodes de référence 1913-1938 d'après Seltzer (1946) et 1970-2000 montrent que la surface comprise entre les deux courbes est toujours plus importante sur la période récente, la sécheresse a doublé, elle est passé de 5 à 10 mois (Benabadjji et Bouazza 2000). Emberger (1955) a défini le quotient pluviométrique (Q2), celui-ci est spécifique du climat méditerranéen. La valeur de ce quotient pluviométrique (Q2) de la période 1970-2000 est de 20,56, ce qui montre l'appartenance de notre zone d'étude à l'étage aride inférieur à hiver froid.

4. Méthodologie

La méthode de Dutoit (1996) ci-dessous est une méthode d'étude diachronique directe.

Il s'agit de l'étude d'un site que nous avons délimité de surface de 3 km² localisé à Hassi Mellah et à un état initial à un temps appelé « To ». Sur ce même site on étudie les modifications de la composition floristique qui ont

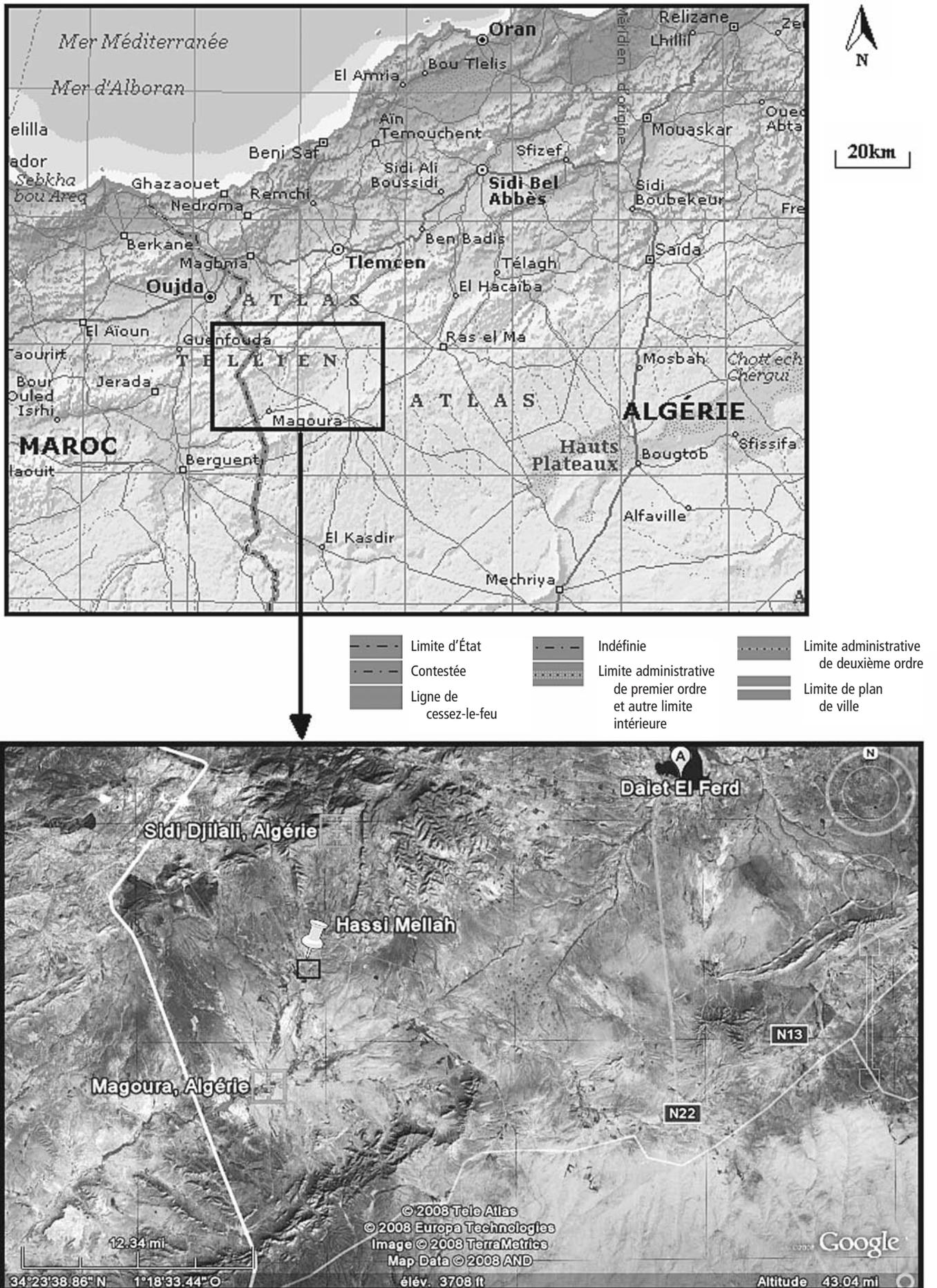


Figure 1 – Situation géographique de la région d'étude.

pu survenir. Pour cela une liste des espèces est établie à partir des relevés floristiques au nombre de 50 au niveau du site au temps To et To + n réalisés selon la méthode phytosociologique (Braun-Blanquet 1951) et de Guinochet (1973). Ces relevés floristiques ont été effectués d'avril à juin (période printanière de végétation optimale). La surface du relevé doit être au moins égale à l'aire minimale, contenant la quasi-totalité des espèces présentes (Guinochet 1973). Les surfaces de l'aire minimale ont été réalisées en fonction du taux de recouvrement moyen occupé par la végétation (64 m² en 1991 et 128 m² en 2005). Le choix des relevés repose sur un échantillonnage qui tient compte de la structure de la végétation où le critère d'homogénéité floristico-écologique a été privilégié. Les taxons inventoriés ont été déterminés par les flores de Quézel et Santa (1962-1963), de Maire (1952-1987), d'Ozenda (1977) et celle de Bonnier et Douin (1911-1935).

Le dénombrement des espèces pour chaque type biologique ou phytogéographique est effectué sur la totalité des espèces inventoriées. Les types biologiques ont été attribués à partir des travaux de Raunkiaer (1905).

L'évaluation des dynamiques végétales prend en considération la scène la plus ancienne comme étant le point de départ de l'observation.

Résultats

État de la végétation en 1991

La première constatation importante a trait au nombre d'espèces végétales inventoriées (69) pour la station de Hassi Mellah (Benchouk 1991), (tableau 1). Ceci témoigne de la richesse floristique relativement modeste de ce secteur.

Concernant les espèces annuelles compagnes au *Lygeum spartum* (station Hassi Mellah), certaines peuvent être indifférentes par rapport au substrat, nous pouvons citer suivant le degré de fréquence :

Erucaria uncata (29), *Hedynois cretica* (26), *Schismus barbatus* (25), *Scorzonera laciniata* (25), *Salsola vermiculata* (23), *Ceratocephalus falcatus* (23), *Alyssum parviflorum* (23), *Malva aegyptiaca* (23), *Scorzonera undulata*

(21) *Micropus bombycinus* (20), *Brachypodium distachyum* (19), *Filago spathulata* (18), *Noaea mucronata* (18), *Koelpinia linearis* (18).

Sur les 50 relevés effectués, on a remarqué dans la plupart des cas la présence surtout de poacées (*Schismus barbatus*, *Brachypodium distachyum*, *Poa bulbosa*, *Stipa tenacissima*, *Echinaria capitata*, etc.), d'astéracées (*Scorzonera laciniata*, *Micropus bombycinus*, *Evax argentea*, *Artemisia herba-alba*, etc.) et de brassicacées (*Erucaria uncata*, *Matthiola longipetala*, *Alyssum parviflorum*, *Diploaxis harra*, etc.) indicatrices des terrains gypseux (tableaux 1 et 6).

Pour les types biologiques, les thérophytes dominant avec 68,11 %, suivies par les chaméphytes et les hémicryptophytes avec respectivement 15,95 % et 11,59 % (tableau 3).

Morphologiquement, les herbacées annuelles sont les mieux représentées avec 68,11 % (tableau 4).

Enfin, pour les types biogéographiques, les espèces d'origine méditerranéenne dominant avec un pourcentage de 37,68 %, ensuite nous avons les endémiques maghrébines et subendémiques (ibéro-mauritaniennes) avec 15,95 % (tableau 5).

Comparaison entre les états de végétation de 1991 et de 2005

En comparant les tableaux floristiques des deux périodes (1991 et 2005) (tableaux 1 et 2), on remarque que le nombre d'espèces inventoriées diminue, il passe de 69 à 27, soit 61 % de réduction, 44 espèces ne figurent plus à notre inventaire et 2 espèces nouvelles font leur apparition (*Ziziphus lotus* et *Peganum harmala*).

Visant à montrer quelques aspects des changements de composition floristique souvent irréversibles qui ont affecté le paysage végétal steppique de cette région, notamment pendant ces 2 dernières décennies, cette étude a permis de déceler les changements principaux enregistrés dans la zone de Hassi Mellah entre 1991 et 2005 (figure 2) qui sont :

- régression du taux de recouvrement moyen de la végétation qui passe de 20 % à 5 % ;
- le nombre de familles inventoriées diminue (20 en 1991 contre 12 en 2005) avec toujours la dominance des astéracées, des poacées, des brassicacées et des chénopodiacées (tableau 6) ;

Tableau 1 – Espèces inventoriées dans la station de Hassi Mellah-1991 (famille, biologie, morphologie et biogéographie).

Taxons	Familles	Types biologiques	Types morphologiques	Types biogéographiques
<i>Lygeum spartum</i>	Poacées	Ge	H.V	W.Méd
<i>Erucaria uncata</i>	Brassicacées	Th	H.A	Sah-Sind
<i>Hedipnois cretica</i>	Astéracées	Th	H.A	Méd
<i>Schismus barbatus</i>	Poacées	Th	H.A	Macar-Méd
<i>Scorzonera laciniata</i>	Astéracées	He	H.V	Sub-Méd.Sib
<i>Salsola vermiculata</i>	Chénopodiacees	Ch	L.V	Sah-Méd
<i>Ceratocephalus falcatus</i>	Renonculacées	Th	H.A	Méd-Iran.Tour
<i>Alyssum parviflorum</i>	Brassicacées	Th	H.A	Méd
<i>Malva aegyptiaca</i>	Malvacées	Th	H.A	Sah-Sind-Méd
<i>Scorzonera undulata</i>	Astéracées	Th	H.A	Méd
<i>Micropus bombycinus</i>	Astéracées	Th	H.A	Euras-N.A.Trip
<i>Brachypodium distachyum</i>	Poacées	Th	H.A	Paléo-Sub-Trop
<i>Filago spatulata</i>	Astéracées	Th	H.A	Méd
<i>Noaea mucronata</i>	Chénopodiacees	Ch	H.V	Méd-Iran.Tour
<i>Koelpinia linearis</i>	Astéracées	Th	H.A	Méd-Sah-Iran-Tour
<i>Sedum rubens</i>	Crassulacées	Th	H.A	Méd
<i>Matthiola longipetala</i>	Brassicacées	Ch	H.V	Méd-Sah-Sind
<i>Poa bulbosa</i>	Poacées	Th	H.A	Paléo-Temp
<i>Plantago albicans</i>	Plantaginacées	He	H.V	Méd
<i>Adonis dentata</i>	Renonculacées	Th	H.A	Méd
<i>Alyssum scutigerum</i>	Brassicacées	Ch	L.V	End.N.A
<i>Herniaria hirsuta</i>	Caryophyllacées	Th	H.A	Paléo-Temp
<i>Sideritis montana</i>	Lamiacées	Th	H.A	Méd
<i>Artemisia herba-alba</i>	Astéracées	Ch	H.V	Esp des Canaries à l'Égypte-Asie. Occ
<i>Medicago minima</i>	Fabacées	Th	H.A	Eur-Méd
<i>Erodium moschatum</i>	Géraniacées	Th	H.A	Méd
<i>Koeleria phleoides</i>	Poacées	Th	H.A	Méd
<i>Filago gallica</i>	Astéracées	Th	H.A	Sub-Méd.Sub-Atl
<i>Evax argentea</i>	Astéracées	Th	H.A	N.A-Trop
<i>Scabiosa stellata</i>	Dipsacacées	Th	H.A	W.Méd
<i>Salicornia fruticosa</i>	Chénopodiacees	Ch	L.V	Cosm
<i>Atractylis humilis</i>	Astéracées	He	H.V	Ibéro-Maur
<i>Sanguisorba minor</i>	Rosacées	Th	H.A	Euras
<i>Hordeum murinum</i>	Poacées	Th	H.A	Circumbor
<i>Paronychia argentea</i>	Caryophyllacées	Th	H.A	Méd
<i>Helianthemum rubellum</i>	Cistacées	Ch	L.V	Eur.Mérid (sauf France-N.A)
<i>Linaria simplex</i>	Scrofulariacées	Th	H.A	Méd
<i>Thapsia garganica</i>	Apiacées	He	H.V	Méd
<i>Trigonella polycerata</i>	Fabacées	Th	H.A	Ibéro-Maur
<i>Bellis annua</i>	Astéracées	Th	H.A	Circum-Méd
<i>Reseda phyteuma</i>	Résédacées	Th	H.A	Méd
<i>Echium pycnanthum</i>	Boraginacées	Th	H.A	Méd-Sah
<i>Atractylis serratuloides</i>	Astéracées	Ch	L.V	Sah
<i>Salvia verbenaca</i>	Lamiacées	He	H.V	Méd-Atl
<i>Echinaria capitata</i>	Poacées	Th	H.A	Atl-Méd
<i>Ctenopsis pectinella</i>	Poacées	Th	H.A	S.Méd
<i>Atriplex dimorphostegia</i>	Chénopodiacees	Ch	L.V	Sah-Sind
<i>Catananche arenaria</i>	Astéracées	He	H.V	End.N.A
<i>Diploaxis harra</i>	Brassicacées	Th	H.A	Méd-Iran.Tour
<i>Erodium hirtum</i>	Géraniacées	Th	H.A	End.N.A
<i>Stipa tenacissima</i>	Poacées	Ge	H.V	Ibéro-Maur
<i>Catananche lutea</i>	Astéracées	Th	H.A	Méd
<i>Sisymbrium reboudianum</i>	Brassicacées	He	H.V	N.A-Sah
<i>Asphodelus microcarpus</i>	Liliacées	Ge	H.V	Canar-Méd
<i>Muricaria prostrata</i>	Brassicacées	Th	H.A	End.N.A
<i>Plantago ovata</i>	Plantaginacées	Th	H.A	Méd
<i>Bromus rubens</i>	Poacées	Th	H.A	Paléo-Sub-Trop
<i>Medicago laciniata</i>	Fabacées	Th	H.A	Méd-Sah-Sind
<i>Astragalus scorpioides</i>	Fabacées	Th	H.A	Ibéro-Maur
<i>Phalaris bulbosa</i>	Poacées	Th	H.A	Macar-Méd
<i>Evax pygmaea</i>	Astéracées	Th	H.A	Circum-Méd
<i>Leontodon hispidus</i>	Astéracées	He	H.V	Méd
<i>Nasturtiopsis coronopifolia</i>	Brassicacées	Th	H.A	S.Méd
<i>Bassia muricata</i>	Chénopodiacees	Th	H.A	Sah
<i>Satureja rotundifolia</i>	Lamiacées	Th	H.A	Méd
<i>Mattiola fruticosa</i>	Brassicacées	Ch	H.V	Méd
<i>Lepturus cylindricus</i>	Poacées	Th	H.A	Méd
<i>Helianthemum virgatum</i>	Cistacées	Ch	L.V	Ibéro-Maur
<i>Centaurea involucreta</i>	Astéracées	Th	H.A	End.Alg.Mar

Tableau 2 – Espèces inventoriées dans la station de Hassi Mellah-2005 (famille, biologie, morphologie et biogéographie).

Taxons	Familles	Types biologiques	Types morphologiques	Types biogéographiques
<i>Lygeum spartum</i>	Poacées	Ge	H.V	W.Méd
<i>Erucaria uncata</i>	Brassicacées	Th	H.A	Sah-Sind
<i>Schismus barbatus</i>	Poacées	Th	H.A	Macar-Méd
<i>Scorzonera laciniata</i>	Astéracées	He	H.V	Sub-Méd.Sib
<i>Salsola vermiculata</i>	Chénopodiacées	Ch	L.V	Sah-Méd
<i>Alyssum parviflorum</i>	Brassicacées	Th	H.A	Méd
<i>Malva aegyptiaca</i>	Malvacées	Th	H.A	Sah-Sin-Méd
<i>Micropus bombycinus</i>	Astéracées	Th	H.A	Euras-N.A.Trip
<i>Brachypodium distachyum</i>	Poacées	Th	H.A	Paléo-Sub-Trop
<i>Noaea mucronata</i>	Chénopodiacées	Ch	H.V	Méd-Iran.Tour
<i>Sedum rubens</i>	Crassulacées	Th	H.A	Méd
<i>Poa bulbosa</i>	Poacées	Th	H.A	Paléo-Temp
<i>Plantago albicans</i>	Plantaginacées	He	H.V	Méd
<i>Sideritis montana</i>	Lamiacées	Th	H.A	Méd
<i>Artemisia herba-alba</i>	Astéracées	Ch	H.V	Esp des Canaries à l’Egypte-Asie. Occ
<i>Koeleria phleoides</i>	Poacées	Th	H.A	Méd
<i>Evax argentea</i>	Astéracées	Th	H.A	N.A-Trop
<i>Atractylis humilis</i>	Astéracées	He	H.V	Ibéro-Maur
<i>Hordeum murinum</i>	Poacées	Th	H.A	Circumbor
<i>Linaria simplex</i>	Scrofulariacées	Th	H.A	Méd
<i>Thapsia garganica</i>	Apiacées	He	H.V	Méd
<i>Bellis annua</i>	Astéracées	Th	H.A	Circum-Méd
<i>Atractylis serratuloides</i>	Astéracées	Ch	L.V	Sah
<i>bromus rubens</i>	Poacées	Th	H.A	Paléo-Sub-Trop
<i>Phalaris bulbosa</i>	Poacées	Th	H.A	Macar-Méd
<i>Ziziphus lotus</i>	Rhamnacées	Ph	L.V	Méd
<i>Peganum harmala</i>	Zygophyllacées	Ch	H.V	Iran-Tour-Eur

Tableau 3 – Pourcentage des types biologiques.

Types biologiques	Hassi Mellah (1991)		Hassi Mellah (2005)	
	Nbre d’espèces	%	Nbre d’espèces	%
Thérophytes	47	68,11	16	59,26
Chaméphytes	11	15,95	05	18,52
Hémicryptophytes	08	11,59	04	14,82
Géophytes	03	04,35	01	03,70
Phanérophytes	00	/	01	03,70

- diminution de la fréquence des espèces : *Lygeum spartum* et *Artemisia herba-alba* et disparition de l’espèce *Stipa tenacissima* ;
- augmentation de la fréquence de *Noaea mucronata* (espèce épineuse) et d’*Atractylis serratuloides* (espèce toxique) et apparition de *Peganum harmala*.

Tableau 4 – Pourcentage des types morphologiques.

Types morphologiques	Hassi Mellah (1991)		Hassi Mellah (2005)	
	Nbre d’espèces	%	Nbre d’espèces	%
Herbacées annuelles	47	68,11	16	59,26
Herbacées vivaces	15	21,74	08	29,63
Ligneux vivaces	07	10,15	03	11,11

Pour les types biologiques, le pourcentage des thérophytes passe de 68,11 % en 1991 à 59,26 % en 2005 soit une diminution relativement faible de 9,85 % (tableau 3). Le taux des herbacées annuelles a diminué sensiblement, il est passé de 68,11 % en 1991 à 59,26 % en 2005 (tableau 4), le pourcentage des chaméphytes augmente très peu, il passe de 15,95 % en 1991 à 18,52 % en 2005.

Tableau 5 – Pourcentage des types biogéographiques.

Types biogéographiques	Hassi Mellah (1991)		Hassi Mellah (2005)	
	Nbre d’espèces	%	Nbre d’espèces	%
Méditerranéens <i>sensu stricto</i>	26	37,68	10	37,04
Endémiques maghrébins et subendémiques (ibéro-mauritaniens)	11	15,95	01	03,70
Éléments d’influence européenne (subméditerranéens, atlantiques et tempérés)	10	14,50	03	11,11
Éléments d’influence saharienne (désertiques)	07	10,15	04	14,82
Éléments d’influence tropicale	05	07,24	03	11,11
Éléments d’influence touranienne (steppiques)	04	05,79	02	07,41
Éléments d’influence macaronésienne	04	05,79	03	11,11
Autres (circumboréaux, cosmopolites, etc.)	02	02,90	01	03,70

Pour les types biogéographiques l'élément méditerranéen reste le plus dominant avec 37,68 % en 1991 et 37,04 % en 2005.

Les espèces d'origine ibéro-mauritanienne ont régressé (15,95 % en 1991 à 3,70 % en 2005); en 2005 on ne dénombre qu'une espèce herbacée vivace (*Atractylis humilis*). Parmi ce groupe, les espèces endémiques nord-africaines (*Alyssum scutigerum*, *Catananche arenaria*, *Erodium hirtum*, *Muricaria prostata*) au nombre de 4 en 1991 ne figurent plus sur les relevés floristiques de 2005. Ces taxons appartiennent à 3 familles botaniques. Les brassicacées se placent en première position avec 2 espèces puis viennent les astéracées et les géraniacées avec une espèce chacune.

Les éléments d'influence européenne baissent en nombre (10 en 1991 et 3 en 2005) et diminuent en pourcentage (14,5 % en 1991 contre 11,11 % en 2005).

Les éléments d'influence touranienne au nombre de 4 en 1991 voient leur nombre diminuer à 2 espèces en 2005, en revanche leur pourcentage augmente légèrement (5,79 % en 1991 contre 7,41 % en 2005). Elles font partie des familles botaniques (renonculacées, brassicacées, astéracées et chénopodiacées). Si les renonculacées, les brassicacées et les astéracées n'apparaissent plus, au contraire *Noaea mucronata*, cette chénopodiacée ligneuse est toujours présente sur les listes floristiques de 2005 avec apparition d'une zygophyllacée (*Peganum harmala*).

Les éléments d'influence saharienne, diminuent en nombre (7 en 1991 et 4 en 2005) mais augmentent en pourcentage (10,15 % en 1991 contre 14,82 % en 2005).

Tableau 6 – Pourcentage des familles.

Familles	Hassi Mellah (1991)		Hassi Mellah (2005)	
	Nbre d'espèces	%	Nbre d'espèces	%
Astéracées	17	24,64	07	25,90
Poacées	12	17,39	08	29,68
Brassicacées	09	13,04	02	07,41
Chénopodiacées	05	07,24	02	07,41
Fabacées	04	05,79	/	/
Lamiacées	03	04,35	01	03,70
Renonculacées	02	02,90	/	/
Plantaginacées	02	02,90	01	03,70
Caryophyllacées	02	02,90	/	/
Géraniacées	02	02,90	/	/
Cistacées	02	02,90	/	/
Malvacées	01	01,45	01	03,70
Crassulacées	01	01,45	01	03,70
Dipsacacées	01	01,45	/	/
Rosacées	01	01,45	/	/
Scrofulariacées	01	01,45	01	03,70
Apiacées	01	01,45	01	03,70
Résédacées	01	01,45	/	/
Boraginacées	01	01,45	/	/
Liliacées	01	01,45	/	/
Rhamnacées	/	/	01	03,70
Zygophyllacées	/	/	01	03,70

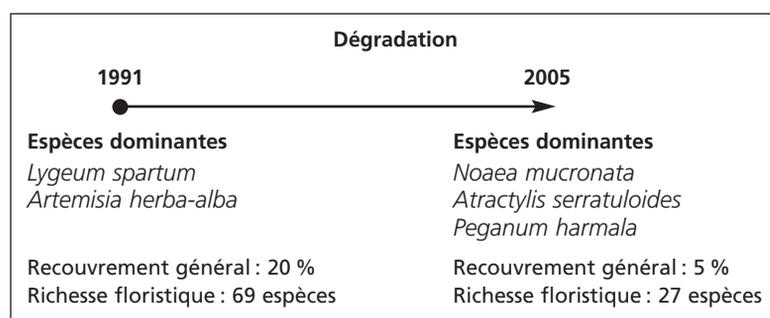


Figure 2 – Dynamique régressive de la végétation de Hassi Mellah au cours de la période 1991-2005.

Discussion

Régression du couvert végétal

Le nombre de 69 espèces inventoriées sur une surface cumulée de plus de 3 000 m² (période 1991) peut paraître relativement faible comparé à une zone nord-méditerranéenne sub-humide où on rencontre jusqu'à 60 espèces sur des surfaces de seulement 400 m² (Vela 2002). Ce nombre réduit encore fortement et devient critique en 2005 où seulement 27 espèces ont pu être relevées sur une surface cumulée de plus de 6 000 m².

Tableau 7 – Bilan de la diversité floristique de la station de Hassi Mellah entre 1991 et 2005.

Nombre total d'espèces en 1991	69
Nombre total d'espèces en 2005	27
Nombre d'espèces non retrouvées en 2005	44
Nombre d'espèces nouvelles en 2005	02
Nombre de familles inventoriées en 1991	20
Nombre de familles inventoriées en 2005	12
Nombre de familles non retrouvées en 2005	10
Nombre de familles nouvelles en 2005	02
Types biogéographiques en 1991	32
Types biogéographiques en 2005	18
Types biogéographiques disparus	15
Types biogéographiques apparus	01

Le tableau 7 dresse un bilan de la diversité floristique entre les deux périodes (1991 et 2005) obtenu à partir des relevés floristiques et réalisés sur des aires minimales différentes compte tenu de la baisse du taux de recouvrement moyen occupé par la végétation (64 m² en 1991 et 128 m² en 2005). Cette différence de surfaces de relevés (64 m² en 1991 et 128 m² en 2005) aurait pu être gênante pour une comparaison, car en ayant augmenté la surface des relevés on aurait pu s'attendre à obtenir un nombre d'espèces plus élevé, mais ce ne fut pas le cas.

Sur le plan biologique, et concernant le phénomène de chaméphytisation du tapis végétal, Kadi Hanifi (2003) confirmait que la régression des formations steppiques se traduit généralement par une chaméphytisation par des espèces épineuses dépourvues d'intérêt économique et délaissées par le bétail. Le Houérou (1995) signalait auparavant l'augmentation des chaméphytes ligneuses dans les formations à poacées suite au surpâturage par les ovins et les bovins. Dans notre cas la régression du tapis végétal semble telle que même les chaméphytes ont fortement diminué en nombre absolu (11 en 1991 et 5 en 2005), tout juste ils semblent avoir moins régressé que les autres types et ainsi leur pourcentage relatif augmente quelque peu (+ 3 %).

À propos de la diminution sensible des espèces herbacées annuelles entre les deux périodes (1991 et 2005), Aidoud et Aidoud-Lounis (1991) signalent qu'un tapis végétal couvert d'éphémérophytes (thérophytes d'apparition éphémère) peut varier considérablement en fonction des conditions climatiques et saisonnières.

Sur le plan phytogéographique, l'absence des sujets endémiques de ce faciès à *Lygeum spartum* en 2005 nous surprend, car celles-ci sont fortement représentées dans nos steppes. D'après Le Houérou (1988), les espèces maghrébines endémiques constituent 25,5 % de la flore, dont 4,5 % pour les steppes algériennes. Sur le plan biologique, ces espèces appartiennent dans leur grande majorité aux thérophytes, ce qui semble pouvoir expliquer leur régression.

Appartenant aux espèces sahariennes, l'élément « Saharo-sindien », concept introduit par Eig (1932) pour désigner le groupe phytochorique des espèces désertiques du vieux monde (Sahara arabe, Iran, Pakistan, Inde). Zohari et Hoff (1973) proposent de remplacer

le terme Saharo-sindien par le Saharo-arabique.

Ces lignées progressent vers le Nord, notamment en Oranie avec les saharo-arabiques où la limite du Sahara se superpose à l'isohyète 150 mm (Kadi Hanifi 2003) (tableau 5).

La diversité floristique se trouve menacée par les facteurs climatiques et les facteurs humains, séparément ou directement liés.

Aspects pédo-climatiques

Le *Lygeum spartum* doit à sa xérophilie sa tolérance au sel (Dubuis et Simonneau 1960). Il se trouve dans les bas fonds, en général sous bioclimat aride et semi-aride où les précipitations sont souvent faibles avec la présence non négligeable des sels solubles.

D'après Emberger (1971), le *Lygeum spartum* est une espèce qui colonise les sols limono-argileux.

Aidoud (1989) montre que cette poacée vivace envahit les sols limono-sableux, alors que Charles et Chevassut (1957) indiquent que le sparte a tendance à occuper des sols argilo-limono-calcaires.

Étant donné que les sols forment un milieu sélectif pour la végétation, il apparaît que la répartition de quelques espèces compagnes au *Lygeum spartum* dépend essentiellement des conditions édaphiques aussi bien physiques (pente, versant, nature du sol) que chimiques (teneur en CaCO₃, en SO₄Ca...) (Boukhris et Loussaint 1975).

Ces espèces à fréquences élevées, voisines du *Lygeum spartum*, ne sont pas très abondantes si l'on considère chaque espèce à part. Chacune d'elles présente certaines exigences vis-à-vis de leur substrat édaphique.

Schismus barbatus

Il peut coloniser les terrains enrichis en CaSO₄ à la condition que le taux de gypse et l'hygroscopicité soient réduits à un minimum relatif (Killian 1948).

Salsola vermiculata

Cette espèce supporte une plus forte dose de sels magnésiques que le *Lygeum spartum* et se développe aux endroits fortement argileux (surtout dans les bas fonds) renfermant un maximum de sels. Elle présente aussi des particularités écophysologiques qui favorisent sa prolifération rapide sur la steppe, et son enra-

cinement est adapté pour valoriser les faibles réserves hydriques du sol (Neffati *et al.* 1993).

Les conditions climatiques sévères peuvent avoir une certaine influence sur la dynamique de la végétation steppique. Pour Rodin *et al.* (1970) cités par Aidoud (1983), l'espèce *Lygeum spartum* peut dépérir presque entièrement si la sécheresse de l'été continue durant l'automne et une partie de l'hiver.

L'amplification de la sécheresse estivale qui est passé de 5 à 10 mois (voir Sites et méthodes, 3. Bioclimatologie) a contribué à une aridification saisonnière du climat qui, au moins pour les zones de l'ouest algérien, a pu influencer sur une restructuration du matériel biologique de cet écosystème steppique en modifiant les processus de concurrence interspécifique et en favorisant, comme c'est le cas aujourd'hui dans les vieux peuplements, la constitution de formations steppiques mélangées. Les travaux antérieurs dont ceux de Hirche (1987) et Melzi (1995) ont mis l'accent sur ce phénomène. Plus récemment Hirche *et al.* (2007) dans leurs travaux sur quelques stations arides du centre et de l'ouest de l'Algérie (Djelfa, Saida, Mechria et El Bayadh) montrent l'existence d'une tendance à la sécheresse sur les trente dernières années en particulier aux décennies allant de 1980 à fin 2000. Selon ces mêmes auteurs l'assèchement augmente à mesure que l'on se dirige vers l'Afrique du Nord occidentale.

Actions anthropiques

Le tableau 7 montre une nette régression qui semble être liée au facteur anthropique. L'homme exerce en effet continuellement son action sur ces hautes plaines en particulier à Hassi Mellah par l'intermédiaire du pastoralisme et de l'agriculture. L'action du troupeau sur les parcours modifie considérablement la composition floristique. Les animaux choisissent les espèces et par conséquent imposent à la biomasse consommable offerte une action sélective importante. Il s'agit là de l'appétence des espèces qui représente le degré de préférence qu'accorde le bétail aux différentes espèces (Bouazza et Benabadi 1998). Achour *et al.* (1983) confirmaient que les faciès à sparte constituaient cependant des parcours d'assez bonne qualité en général. Leurs intérêts proviennent de leur diversité floristique et de leur productivité relativement élevée (100 kg MS/ha/an en moyenne).

Ces pâturages permanents et incontrôlés du parcours entraînent donc la diminution d'espèces appétentes qui sont remplacées par d'autres espèces rudérales peu appétentes, délaissées en général par le bétail (Grime 1977 ; Ferchichi et Abdelkebir 2003 ; Kadi Hanifi 2003 ; Fikri Benbrahim *et al.* 2004).

La diminution de ce couvert végétal semble trouver son explication par un prélèvement de végétaux dépassant largement leur capacité de reproduction (Aidoud-Lounis 1997). À travers un suivi dans le temps et dans l'espace de la steppe à *Stipa tenacissima* située dans le sud oranais sous climat aride, Aidoud et Touffet (1996) montrent que la régression du couvert alfatier est due essentiellement au surpâturage. Selon Aidoud et Aidoud-Lounis (1991), la dégradation du tapis végétal s'accompagne globalement d'une baisse de la biomasse, de la productivité et de la richesse floristique.

Lorsque la pression pastorale augmente, l'espèce de meilleure valeur fourragère, donc la plus exploitée, est remplacée par d'autres d'intérêt moindre. Ceci se traduit dans notre cas par la diminution de fréquence de *Lygeum spartum* et d'*Artemisia herba-alba*, et la disparition de *Stipa tenacissima* qui est bien signalée dans les travaux de Bouazza *et al.* (2004). En revanche, les espèces épineuses *Noaea mucronata* et *Atractylis serratuloides*, caractéristiques de la dégradation et qui occupent les anciens faciès à *Lygeum spartum* selon Kadi Hanifi (2003), voient leur fréquence augmenter. L'apparition de *Peganum harmala* (espèce toxique se développant lorsque le taux de nitrates dans le sol est important et se localisant surtout au niveau des stationnements d'animaux, Aimé 1988) est un indice de surpâturage affectant le secteur. Les stades finaux de dégradation révèlent ainsi une augmentation de la pauvreté floristique et une dégradation des parcours. Ce qui est fort inquiétant, c'est la destruction quasi totale des ressources biologiques dans beaucoup d'endroits, et on se trouve parfois en présence d'un faciès sol nu, caillouteux et érodé. À Hassi Mellah et plus au sud dans la steppe (Méchria, El Aricha et Abdelmoula...) le couvert végétal et le sol ont été largement affectés. La sédentarisation des populations conduit à la surcharge pastorale sur des surfaces parfois de plus en plus réduites et provoque une dégradation accélérée du milieu naturel, notamment par compactage des sols, ce qui réduit la capacité d'infiltration d'eau et

la fertilité des terres dont l'exposition à l'érosion hydrique et à la déflation due aux vents augmentent. La destruction de ce couvert végétal à *Lygeum spartum* expose le sol aux effets desséchants de vents chauds et secs (chergui et sirocco) causant parfois des tempêtes de poussières et la formation de dunes de sable (Haddouche *et al.* 2009 ; Le Houérou 2005).

La charge du bétail dans la région est élevée (Hassi Mellah, El-Aouedj et El-Aricha) et varie de 6 à 7 ovins par hectare (Benabdelli 1983 ; Aidoud et Aidoud Lounis 1991). La charge moyenne dans une région appartenant à l'étage semi-aride ne peut excéder 1 ovin par hectare sans risque de perturbation significative (Le Houérou 1971). Dans la même région le troupeau ovin pâture au printemps peut dépasser les 300 000 têtes (information communiquée en 2005 par les éleveurs de la région).

Pour Ferchichi et Abdelkebir (2003) « le surpâturage, qui est une conséquence du dépassement de la charge, entraîne un changement dans la composition de la communauté végétale à cause de l'effet sélectif de pacage ». Ces zones sont aujourd'hui le théâtre d'un déséquilibre écologique néfaste et continu.

La régénération de ces peuplements steppiques est souvent empêchée par le broutage et le piétinement des semis (Le Houérou 1975 et 1995). Et par certaines pratiques culturales, telles l'utilisation de tracteurs à charrues polydisques émiettant et pulvérisant les sols à texture sableuse d'une part et la destruction totale de la végétation d'autre part. Dans la région la culture céréalière quant à elle s'étend sur les hautes plaines steppiques entre El-Aricha, El-Aouedj et Hassi Mellah et également sur les piémonts sud du djebel Mékaidou. De 1973 à 2003, en trente années, la céréaliculture sur ces hautes plaines a nettement progressé en surface (17,77 % en 1973 à 27 % en 2003) (Bouazza *et al.* 2004). L'extension de ces superficies cultivées est particulièrement visible de part et d'autre des routes, la première nationale 22 (reliant Sebdoù – El-Aricha), et la deuxième route de Wilaya (reliant Sidi Djilali – El-Aricha) qui longe Hassi Mellah.

L'abandon de ces espaces laisse à l'érosion la primauté sur ces aires dénudées. Ces sols sont fragilisés par les labours au polydisque (*cover-croop*) à sec, et souffrent d'un décapage de l'horizon superficiel.

Restauration de ce parcours steppique

Devant l'étendue du fléau qui menace les ressources naturelles dans cette steppe de l'ouest algérien, la régénération des parcours a été durant les quatre dernières décennies le défi à relever pour de nombreuses actions d'aménagement comme pour les travaux de recherche expérimentale sur la restauration.

Il convient dans un premier temps d'envisager l'installation d'une végétation plus adaptée à ce milieu, dans un second temps la réinstallation d'espèces chaméphytiques vivaces à *Lygeum spartum* et *Artemisia herba-alba*.

Les steppes à *Noaea mucronata*, *Atractylis serratiloides* et à *Salsola vermiculata* se développent relativement bien. Il conviendrait d'utiliser ces espèces vivaces comme capteurs des sables éoliens en les plaçant par bande perpendiculairement aux vents dominants, cette opération favoriserait l'installation d'un voile sableux sur des zones de battance pour permettre la régénération et le repeuplement d'espèces telles que *Brachypodium distachium*, *Poa bulbosa*, *Schismus barbatus*...

L'introduction d'*Atriplex numilaria* (1 500 à 2 000 UF/ha/an) peut s'avérer bénéfique pour le bétail. Les plantes épineuses (*Noaea mucronata*...) présentent l'avantage de briser les couloirs de passage des troupeaux et permettent la remontée biologique d'espèces plus intéressantes (palatables).

La mise en défens parcellaire toute l'année avec rotation des troupeaux pourrait contribuer à la réinstallation progressive des espèces de ce faciès à *Lygeum spartum*.

Selon Floret (1981), la comparaison de la végétation et des états de surface a montré l'efficacité de la protection. D'après Bourbouze (1997), la mise en défens d'une steppe dégradée permet, après un laps de temps plus ou moins long, la reconstitution des caractéristiques majeures (couvert, composition, production) de la végétation préexistante. En Tunisie, des effets positifs similaires ont été observés par Jauffret et Lavorel (2003).

Globalement la mise en défens favorise la régénération des pérennes qui en piégeant du sable et la matière organique et en permettant l'infiltration de l'eau de pluie, entraîne l'accroissement du couvert végétal et son maintien en période de risque d'érosion (Floret et Pontanier 1982). Les mêmes auteurs ajoutent que les effets de la mise en défens sont variables : c'est ainsi qu'en Tunisie, il a été

observé des changements plus rapides dans les milieux sablonneux et sablo-limoneux que dans les steppes sur limons, les steppes à halophytes et les matorrals.

Parmi les rares expérimentations de réhabilitation, celle effectuée dans le sud tunisien a permis de reconstituer une steppe très dégradée. Les espèces inventoriées à l'intérieur des mises en défens sont plus importantes qu'à l'extérieur (36 contre 12) (Ferchichi et Abdelkebir 2003).

Pour obtenir le succès des plans d'aménagement et de lutte contre la dégradation de ce faciès à *Lygeum spartum*, faudra-t-il développer une approche intégrée et participative de tous les acteurs concernés et essayer de répondre aux attentes des populations locales et satisfaire les besoins prioritaires ?

Conclusion

Ces formations qui étaient encore en bon état en 1991 sont actuellement fortement impactées par l'action des troupeaux, et leur stabilité est menacée.

Révéland une dynamique régressive, cette étude diachronique comparative des deux périodes 1991 et 2005 de ce faciès à *Lygeum spartum* a permis de visualiser l'impact combiné de l'action anthropique (expansion de la céréaliculture, augmentation de la pression pastorale) et de la péjoration climatique sur la diversité floristique.

Le fait marquant de ces changements enregistrés est la diminution du taux de recouvrement entre les deux périodes (20 % en 1991 et 5 % en 2005). L'analyse de la composition floristique met en exergue la fragilité des espèces annuelles de Hassi Mellah qui s'accompagnent d'une progression d'espèces épineuses (*Atractylis serratiloides*, *Noaea mucronata*) au détriment d'espèces palatables (*Medicago laciniata*, *Astragalus scorpioides*, *Medicago minima*).

Les changements que nous avons constatés sur ces quinze années sont-ils l'addition des changements au cours de chacune des quinze années ? Que va-t-il se passer dans les prochaines décennies ? Il est important de signaler le suivi de ces variations spatio-temporelles d'indicateurs physiques, biologiques et sociaux, en tenant compte des interactions entre les différentes composantes de l'écosystème (végétation, sol, eau, climat, popula-

tion) à Hassi Mellah afin d'établir s'il s'agit d'un processus transitoire, et donc non significatif sur l'évolution du couvert végétal.

Annexe

Signification des abréviations utilisées dans les figures et tableaux floristiques

Types biologiques

Ph : Phanérophytes

Ch : Chaméphytes

Th : Thérophytes

Ge : Géophytes

He : Hémicryptophytes

Types morphologiques

H.A : Herbacée annuelle

H.V : Herbacée vivace

L.V : Ligneux vivace

Types biogéographiques

Ibéro-Maur : Ibéro-Mauritanien

Cosm : Cosmopolite

Méd : Méditerranéen

Sah-Sind : Sahara-Sindien

Macar-Méd : Macaronésien-Méditerranéen

Méd.Iran-Tour : Méditerranéen.Irano-Touranien

Sah : Saharien

Circumbor : Circumboréal

Paléo.Sub.Trop : Paléo-Sub-Tropical

Circum-Méd : Circum-Méditerranéen

Paléo.Temp : Paléotempéré

Eur-Méd : Européen-Méditerranéen

W.Méd : Ouest-Méditerranéen

Euras : Eurasiatique

Sah.Méd : Sahara-Méditerranéen

Esp des Canaries à l'Égypte-Asie.Occ : espèce des Canaries à l'Égypte-Asie occidentale

Canar-Méd : Canarien-Méditerranéen

Iran-Tour-Eur : Irano-Touranien-Européen

End-N-A : Endémique Nord-Africain

Sub-Méd.Sib : Sub-Méditerranéen Sibérien

Sah-Sind-Méd : Saharo-Sindien-Méditerranéen

Euras-N.A.Trip : Eurasiatique-Nord Africain.

Tripolitaine

Méd-Sah-Iran-Tour : Méditerranéen-Saharien-Irano-Touranien

Méd-Sah-Sind : Méditerranéen-Saharo-Sindien

Sub-Méd.Sub-Atl : Sub-Méditerranéen Sub-Atlantique

N.A-Trop : Nord-Africain Tropical

Eur.Mérid (sauf France-N.A) : Européen. Méridional sauf France et Nord-Afrique

Méd-Atl : Méditerranéen Atlantique

Atl-Méd : Atlantique Méditerranéen

S.Méd : Sud Méditerranéen

N.A-Sah : Nord-Africain Saharien

End.Alg.Mar : Endémique Algérie-Maroc

Méd-Sah : Méditerranéen-Saharien

Bibliographie

- Aboura R., Benmansour D. et Benabadi N., 2006. Comparaison et phytocécologie des Atriplexes en Oranie (Algérie). *Rev. Ecol. Med.* Vol. 32, 2006 : 73-84.
- Achour H., Aidoud A., Aidoud F., Bouzenoune A. Dahmani M., Djebaili S., Djellouli Y., Kadik L., Khelifi H., Mediouni K. et Nedjraoui D., 1983. Carte de l'occupation des terres de l'Algérie – Carte pastorale de l'Algérie. Biocénoses. *Bull. Ecol. Terr. URBT*, Alger, 132 p.
- Aidoud A., 1983. *Contribution à l'étude des écosystèmes steppiques du sud oranais : phytomasse, productivité primaire et application pastorale*. Thèse 3^e cycle, USTHB, Alger, 250 p.
- Aidoud A., 1989. *Contribution à l'étude des écosystèmes steppiques pâturés des hautes plaines algéro-oranaises (Algérie) : fonctionnement et évaluation des ressources végétales*. Thèse doct. État, Alger, USTHB, 240 p.
- Aidoud A. et Aidoud-Lounis F., 1991. La végétation steppique des hautes plaines. Principaux indicateurs et facteurs de dégradation et désertification. *Tech et Sci.* n° 5 : 26-32.
- Aidoud A. et Touffèt J., 1996. La régression de l'alfa (*Stipa tenacissima*), graminée pérenne, un indicateur de désertification des steppes algériennes. *Rev. Sécheresse* 7 : 187-193.
- Aidoud A., Le Floc'h E. et Le Houérou H.N., 2006. Les steppes arides du Nord de l'Afrique. *Rev. Sécheresse* 17 (1-2) : 19-30.
- Aidoud-Lounis F., 1997. *Le complexe alfa-armoise-sparte des steppes arides d'Alger : structure et dynamique des communautés végétales*. Thèse doct. Univ. Aix-Marseille III, 263 p.
- Aimé S., 1988. Aspects écologiques de la présence de quelques espèces steppiques (*Stipa tenacissima*, *Lygeum spartum*, *Artemisia herba-alba*, *Noaea mucronata*) en Oranie littorale. Biocénoses. *Bull. Ecol. Terr.* Tome 3, n° 12, 1988. URBT : 16-24.
- Aubert G., 1976. Les sols sodiques en Afrique du Nord. *Ann. Agro.* INA, Alger, 318 p.
- Bagnouls F. et Gaussen H., 1953. Saison et indice xérothermique. Doc. Cart. Prod. Vég. Serv. Gén. II, 1, art. VII, Toulouse. 47 p. + 1 carte.
- Barbéro M., 1990. Méditerranée : bioclimatologie, sclérophylle, sylvigénèse. *Rev. Ecol. Med.* Tome XVI, vol. Jub. dédié à Pierre Quézel : 1-12.
- Barbéro M., Bonin G., Loisel R. et Quézel P., 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the Western part of Mediterranean Basin. *Vegetatio* 87: 151-173.
- Benabadi N., 1991. *Étude phytocécologique de la steppe à Artemisia herba-alba Asso. au sud de Sebdo (Oranie, Algérie)*. Thèse. doct. sci. Univ. Aix-Marseille III, 119 p + annexes.
- Benabadi N. et Bouazza M., 2000. Quelques modifications climatiques intervenues dans le sud-ouest de l'Oranie (Algérie occidentale). *Rev. En. Ren. Unesco*, Alger, (3) : 117-125.
- Benabadi N. et Bouazza M., 2007. *L'impact de la sécheresse sur les massifs pré-forestiers, Algérie occidentale, XX^e siècle. Forêt et eau XIII^e-XIV^e siècle*. Éd. Harmattan : 85-100.
- Benabdelli K., 1983. *Mise au point d'une méthodologie d'appréciation de la pression anthropozogène sur la végétation de la région de Telagh (Algérie)*. Thèse doct. spéc. écol. Univ. Aix-Marseille III, 185 p.
- Benbrahim K.F., Ismaili M., Benbrahim S.F. et Tribak A., 2004. Problèmes de dégradation de l'environnement par la désertification et la déforestation : Impact du phénomène au Maroc. *Rev. Sécheresse*. 15 (4) : 307-320.
- Benchouk F.Z., 1991. *Contribution à l'étude d'une graminée vivace : le Sparte Lygeum spartum L. : Approche histologique et floristique*. Mém. DES écologie, Univ. Tlemcen, 138 p.
- Ben Dali F., 1987. Dynamique de la végétation et mobilité du sable à Jeffara (Tunisie). Thèse doct. USTL, ACA. Montpellier, 215 p.
- Benmohammadi A., Benmohammadi L., Balais J.L. et Riser J., 2000. Analyse des inter-relations anthropiques et naturelles : leur impact sur la recrudescence des phénomènes d'ensablement et de désertification au sud-est du Maroc (vallée de Draâ et vallée de Ziz). *Rev. Sécheresse* 11 : 297-308.
- Bonnier G. et Douin R., 1911-1935. *La grande flore en couleurs de Gaston Bonnier* (rééd.1990). Paris, Belin, 729 pl. + 1 401 p. (4 vol.).
- Bouazza M., 1995. *Étude phytocécologique des steppes à Stipa tenacissima L. et à Lygeum spartum L. au sud de Sebdo (Oranie, Algérie)*. Thèse doct. es-sci. Univ. Tlemcen, 153 p. + annexes.
- Bouazza M. et Benabadi N., 1998. Composition floristique et pression anthropozogique au sud-ouest de Tlemcen. *Rev. Sci et Tech*, n° 10, Constantine : 93-97.
- Bouazza M., Benabadi N., Loisel R. et Metge G., 2004. Évolution de la végétation steppique dans le sud-ouest de l'Oranie (Algérie). *Rev. Ecol. Med.* Tome 30, fasc. 2 : 219-231.
- Boujghagh M. et Chajia L., 2001. Le Cactus : outil de gestion de la sécheresse dans le sud marocain. *Rev. Terre et vie* 52 : 1-7.
- Boukhris M. et Laussaint P., 1975. Aspects écologiques de la nutrition minérale des plantes gypsicoles de Tunisie. *Écologie et biologie des sols*, vol. 12 (1).
- Bourbouze A., 1997. Des agdal et des mouflons. Protection des ressources et (ou) développement rural dans le parc naturel du Haut Atlas oriental (Maroc). *Courrier de l'environnement* 1997 (30). (Doc. électronique).
- Bourbouze A., 2006. Systèmes d'élevage et production animale dans les steppes du nord de l'Afrique : une relecture de la société pastorale du Maghreb. *Rev. Sécheresse* 17 : 31-39.
- Braun-Blanquet J., 1951. *Pflanzensoziologie grundzuge der vegetation kunde*. Springer. Vienne, Ed 2, Autriche, 631 p.
- Chaib M., Boukhris M. et Akrimi N., 1994. Dynamique actuelle de la végétation naturelle en Tunisie méridionale. *Rev. Rég. Arides*. N° 7 (2/94) : 27-75.
- Charles G. et Chevassut G., 1957. Sur la présence de peuplements de végétaux steppiques : *Lygeum spartum* L. et *Artemisia herba-alba* Asso. dans la région de Hammam Righa (Tell Algérois). *Bull. Soc. Hist. Nat. Afri. Nord* : 524-536.
- Clarke R., 1999. *L'avenir de l'environnement mondial 2000 (Geo-2000)*. Nairobi. PNUE.
- Debrach J., 1953. Notes sur les climats du Maroc occidental. *Rev. Maroc méridional* 32 : 1122-1134.
- Djebaili S., 1984. *Steppe algérienne, phytosociologie et écologie*. OPU, Alger. 171 p.
- Dubuis A. et Simonneau P., 1960. *Contribution à l'étude de la végétation des bassins fermés du plateau d'Oran*. Travaux sections péd. et agro. DHER. 11. 120 p.

- Dutoit T., 1996. *Dynamique et gestion des pelouses calcaires de Haute-Normandie*. Pub. Univ. Rouen, 220 p.
- Eig A., 1932. Les éléments et les groupes phytogéographiques auxiliaires dans la flore palestinienne. *Feddes. Repert. Specierum Nov. Regni. Veg. Beih.* 63 (1) : 1-201, 63 (2) : 1-120.
- Emberger L., 1955. Une classification biogéographique des climats. *Recueil. Trav. Lab. Géol. Zool. Fac. Sci. Montpellier* : 3-43.
- Emberger L., 1971. *Travaux de botanique et d'écologie*. Paris, Éd. Masson, 520 p.
- Ferchichi A. et Abdelkebir S., 2003. Impact de la mise en défens sur la régénération et la richesse floristique des parcours en milieu aride tunisien. *Rev. Sécheresse* 14 (3) : 181-187.
- Fikri Benbrahim K., Ismaili M., Fikri Benbrahim S. et Tribac A., 2004. Problèmes de dégradation de l'environnement par la désertification et la déforestation : impact du phénomène au Maroc. *Rev. Sécheresse* 15 : 307-320.
- Floret C., 1981. The effects of protection on steppic vegetation in the Mediterranean arid zone of southern Tunisia. *Vegetation* 46: 117-129.
- Floret C et Pontanier R., 1982. *L'aridité en Tunisie pré-saharienne : climat, sol, végétation et aménagement*. Paris, Orstom éditions.
- Gauquelin T., Jalut G., Iglesias M., Valle F., Fromard F. et Dedoubat J., 1996. Phytomass and carbon storage in the *Stipa tenacissima* steppes of the Baza basin, Andalusia, Spain. *Journal of Arid Environments* 34: 277-286.
- Gauquelin T., Jalut G., Iglesias M. et Valle F., 1998. Phytomass and carbon storage in the steppes of Eastern Andalusia, Spain. *Ambio*. 27 (2): 99-103.
- Grime J. P., 1977. Evidence for existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 111: 1169-1194.
- Guinochet., 1973. *Phytosociologie*. Paris, Éd. Masson et C^{ie}, 296 p.
- Haddouche I., Mederbal K. et Saidi S., 2007. Space analysis and the detection of the changes for the follow-up of the components sand-vegetation in the area of Mecheria (Algeria). *Rev. SFPT* (185). France: 26-29.
- Hirche A., 1987. *Essai d'étude diachronique et cartographique dans les deux transects : Mekmen Benamar et Mirir (Feuille de El Kreider – Algérie)*. Mém. DES, 68 p.
- Hirche A., Boughani A. et Salamani M. 2007. Évolution de la pluviosité annuelle dans quelques stations arides algériennes. *Rev. Sécheresse* 18 (4) : 314-320.
- Jauffret S. et Lavorel S., 2003. Are plant functional types relevant to describe degradation in arid, southern Tunisian steppes? *Journal of vegetation science* 14 (3): 399-408.
- Kadi Hanifi H., 1998. *L'alfa en Algérie. Syntaxonomie. Relation milieu – végétation. Dynamique et perspectives d'avenir*. Thèse. doct. USTHB Alger, 288 p + annexes.
- Kadi Hanifi H., 2003. Diversité biologique et phytogéographique des formations à *Stipa tenacissima* L. de l'Algérie. *Rev. Sécheresse* 14 (3) : 169-179.
- Khaldoun A., 2000. Évolution technologique et pastoralisme dans la steppe algérienne : le cas du camion Gak en hautes plaines occidentales. *Options Méditerranéennes Ser A. Sémin. Méd.* 39 : 121-127.
- Killian Ch., 1948. Conditions édaphiques et relations des plantes indicatrices de la région alfatière algérienne. *Ann. Agr.* : 4-27.
- Laouina A., Chaker M., Nafaa R. et Naciri R., 2001. Forest and steppe grazing lands in Morocco, degradation processes and impacts on runoff and erosion. *In: Land use changes and cover in the Mediterranean region*. Ricamare International Workshop, Medenine (Tunisia).
- Le Houérou H.N., 1969. La végétation de la Tunisie steppique. *Ann. Inst. Nat. Rech. Agr. Tun.* 42, 5: 1-624
- Le Houérou H. N., 1971. *Les bases écologiques de la production pastorale et fourragère en Algérie*. FAO Div. Prod/pilotes, 60 p.
- Le Houérou H. N., 1975. *Les pâturages naturels de l'Afrique du Nord : typologie, production, productivité et développement : inventaire et cartographie des pâturages tropicaux africains*. Actes du colloque de Bamako, 3-8 mars 1975.
- Le Houérou H. N., 1988. Interannual variability of rainfall and its ecological and managerial consequences on natural vegetation, crops and livestock. *In: Di Castre et al. (eds), Time scales and water stress*. Paris, IUBB: 323-326.
- Le Houérou H. N., 1992. Vegetation and land use in the Mediterranean Basin by the year 2050. A prospective study. *In: Jeftic L. Milliman J.D. Sestini G. (eds), Climatic change and the Mediterranean*. London: Edward Arnold.
- Le Houérou H. N., 1995. Considérations biogéographiques sur les steppes arides du nord de l'Afrique. *Rev. Sécheresse*, 6 : 167-182.
- Le Houérou H. N., 2005. Problèmes écologiques du développement de l'élevage en région sèche. *Rev. Sécheresse*, 16 (2) : 89-96.
- M'Bodou M.A., 1996. *Les impacts socio-économiques de la désertification au Tchad*. Comm. Sémin. « La désertification ». Fès, 15-16 mars 1996.
- Maire R., 1952-1987. *Flore de l'Afrique du Nord (Maroc, Algérie, Tunisie, Tripolitaine, Cyrénaïque et Sahara)*. Paris, Éd. Le chevalier, 16 vol.
- Melzi S., 1995. Évolution spatiale et dégradation des unités végétales dans une région pré-saharienne : étude diachronique. *Biocénoses. Bull. Ecol. Terr.* Tome 6, n° 1, URBT : 35-44.
- Milton S., 1994. Dean WRS du Plessis M. A and Sied W.R. "A conceptuel model of rangeland degradation the escalating cost of declining productivity". *Biocénoses* 44 (1994): 71-76.
- Neffati M., Akrimi N. et Behaeghe T., 1993. Étude de quelques caractéristiques germinatives des semences de *Salsola vermiculata*. *Rev. Ecol. Med.* Fasc. 3/4. Marseille : 53-61.
- Olivier L., Murraciale M. et Reduron J. P., 1995. Premiers bilans sur la flore des îles de la Méditerranée. État des connaissances et conservation. *Rev. Ecol. Med.* XXI : 355-372.
- Ozenda P., 1977. *La flore du Sahara*. Paris, Éd. CNRS, 622 p.
- Oztas T., Koc A. et Comakli B., 2003. Changes in vegetation and soil properties along a slope on overgrazed and eroded rangelands. *Journal. Arid. Environnement* 55 (1): 93-100.
- Pontanier R. et Floret C., 2002. *Les indicateurs du fonctionnement et du changement du milieu rural*. Actes coll. 27-31 mai. Garoua, Cameroun : 1-10.

- Quézel P. et Santa S., 1962-1963. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Paris, CNRS, 2 vol., 1 170 p.
- Quézel P. et Barbéro M., 1990. Les forêts méditerranéennes : problèmes posés par leur signification historique, écologique et leur conservation. *Acta Botanica Malacitana*. 15 : 145-178.
- Quézel P. et Barbéro M., 1993. Variations climatiques au Sahara et en Afrique sèche depuis le Pliocène : enseignements de la flore et de la végétation actuelles. *Bull. Ecol.* 24 : 191-202.
- Quézel P., 2000. *Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen*. Ibis Press. 117 p.
- Raunkier C., 1905. Types biologiques pour la géographie botanique. *KGL. Danske Videns Kabenes Sels Kabs. Farrhandl.* 5 : 347-437.
- Robin S., Reid, Kathleen A., Galvin and Russel S. Kruska., 2008. Global significance of extensive grazing lands and pastoral societies an introduction. Consequences for human and natural systems. USA: 1-24.
- Seltzer P., 1946. *Le climat de l'Algérie*. Alger, Carbone, 219 p.
- Tolba K., El Kholy O. A., El Hinnawi E., Holdgate M.W., Mc Michael D.F. et Munn R.E., eds. 1992. *The World Environnement. 1972-1992. Two decades of challenge*. London, Chapman et Hall.
- Vela E., 2002. *Biodiversité des milieux ouverts en régions méditerranéennes. Le cas de la végétation des pelouses sèches du Lubéron (Provence calcaire)*. Thèse. doct. aci. Univ. Aix-Marseille III, 383 p.
- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenco J. et Mellilo J. M., 1997. *Science*. 277 : 494-499.
- Western D., 2001. *Human modified ecosystems and future evolution*. Coll. PNAS, n° 10, vol 98: 5458-5465.
- Wiese M., Yosko I. et Domate M., 2008. Contribution à une approche intégrée du pastoralisme, pauvreté, vulnérabilité et déséquilibre écologique. *Rev. Sécheresse* 19 (4) : 237-243.
- Zohary D. et Hoff M., 1973. Domestication of pulses in the old world. *Science*, 182: 887-894.

Properties of bacteriocin like substances produced by *Rhizobium* sp. ORN83 and ORN24 strains previously isolated in saline soils of Algeria

Propriétés de substances apparentées aux bactériocines produites par les souches Rhizobium sp. ORN83 et ORN24 préalablement isolées de sols salés d'Algérie

Kacem Mourad and Kazouz Hafida

Laboratoire de biotechnologie des Rhizobia et amélioration des plantes,
Univ. Oran Es-Senia, Algérie

Abstract

Seven *Rhizobium* sp. strains previously isolated in the saline region of Algeria were screened for their antagonistic activity by a well diffusion method. Among these, seven strains caused an inhibition zone of 6 to 20 mm in diameter using indicator strain *Sinorhizobium* sp. ORN16. Cell free supernatants from *Rhizobium* sp. ORN24 (FII24) and ORN83 (FII83) were subject to different treatment. Enzymes (α -chymotrypsin, trypsin or proteinase K) had no effect on the activity of FII83, whereas the inhibitory activity of FII24 was completely abolished by the same enzymes, reflecting the proteinaceous nature of the inhibitory agent produced by *Rhizobium* sp. ORN24 strain. Additionally, complete inactivation of FII83 was observed when it was exposed to 100 °C for 20 min, while FII24 showed resistance to heat, retaining all activity after exposure to 100 °C for 60 min. Both FII83 and FII24 are bactericidal, and retained their antibacterial activity within the range of pH 4 to 7 and maintained full stability after storage for 60 days at 4 °C, 0 °C and at -20 °C, while no activity was detected after storage for 80 to 120 days at 37 °C. Tween 80, Tween 20, SDS or Triton X-100 seems to have a marked effect on FII24; in contrast the activity of FII83 was not reduced when treated with these agents. The antibacterial substance present in FII24 appears to have the properties commonly associated with "true" bacteriocins and showed inhibition against some strains of *Rhizobium* sp., *Sinorhizobium* sp., *Propionibacterium*, *Lactobacillus* and *Erwinia chrysanthemi*. *Pseudomonas savastanoi* CFBP 2074 and *Pseudomonas savastanoi* 13519a,

two phytopathogenic bacteria that causes olive nodes (olive knot) or tuberculosis were also inhibited by FII24. This suggests good potential for the use of the *Rhizobium* sp. ORN24 strain or its FII24 as a biocontrol agent to prevent plant diseases caused by *Pseudomonas savastanoi* or *Erwinia chrysanthemi* species.

Résumé

L'activité antagoniste de 7 souches de *Rhizobium* sp. préalablement isolées de sols salés d'Algérie a été étudiée par la méthode de diffusion en milieu gélosé. Les 7 souches ont engendré une zone d'inhibition de 6 à 20 mm de diamètre dans la croissance de la souche « test » *Sinorhizobium* sp. ORN16. Les surnageants des souches *Rhizobium* sp. ORN24 (FII24) et ORN83 (FII83), exempts de cellules, ont été soumis à différents traitements. Les enzymes α -chymotrypsine, trypsine et protéinase K n'ont eu aucun effet sur l'activité de la fraction FII83, tandis qu'elles ont totalement aboli l'activité inhibitrice de la fraction FII24 reflétant ainsi la nature protéique de l'agent inhibiteur produit par la souche *Rhizobium* sp. ORN24. Par ailleurs, une inactivation complète de FII83 a été observée lorsque celle-ci est exposée à 100 °C pendant 20 minutes. Inversement FII24, qui a conservé toute son activité après une exposition à 100 °C pendant 60 minutes, s'est montrée résistante à la chaleur. Les deux fractions FII83 et FII24 sont bactéricides et conservent leur activité antimicrobienne entre pH 4 et pH 7. Elles ont conservé une stabilité complète après leur

Keywords: *Rhizobium*, competition, bacteriocin, antagonism, symbiosis, phytopathogenic bacteria.

Mots clefs: *Rhizobium*, compétition, bactériocine, antagonisme, symbioses, bactéries phytopathogènes.

conservation à 4 °C, 0 °C et -20 °C pendant 60 jours, tandis qu'aucune activité n'a été détectée après leur conservation à 37 °C pendant 80 à 120 jours. Le tween 80, le tween 20, le SDS ou le Triton X-100 semblent avoir eu un effet marqué sur FII24 ; inversement l'activité de FII83 n'a pas été réduite par ces traitements. La substance antibactérienne présente dans la fraction FII24 apparaît avoir des propriétés communément associées aux « vraies » bactériocines et a montré des effets inhibiteurs sur certaines souches de *Rhizobium* sp. *Sinorhizobium* sp., de *Propionibacterium*, de *Lactobacillus* et d'*Erwinia chrysanthemi*. *Pseudomonas savastanoi* CFBP 2074 et *Pseudomonas savastanoi* 13519a, deux bactéries phytopathogènes induisant des galles ou des tuberculoses de l'olive, ont également été inhibées par FII24. Ce travail suggère une utilisation potentiellement efficace de la souche *Rhizobium* sp. ORN24, ou de ces substances FII24, comme des agents de bio-contrôle pour la prévention des maladies végétales causées par les espèces de *Pseudomonas savastanoi* ou d'*Erwinia chrysanthemi*.

Introduction

In nature, all organisms need to compete in order to survive in their habitat. This biological task can be achieved by the development of competitive mechanisms such as the production of toxins, enzymes and antimicrobial agents (Roslycky 1967). Various bacterial species can enter symbiosis with legume plants (Spaink *et al.* 1998). These bacteria are collectively called rhizobia and have the capacity to induce the formation of root nodules in the host plant (Lerouge *et al.* 1990; Pedrosa *et al.* 2000).

Rhizobia have been shown to produce bacteriocins (which cause antagonism between closely related strains) characterized as small, medium or large on the basis of their assumed sizes, diffusion characteristics, and sensitivity to heat and proteolytic enzymes (Schwinghamer & Brockwell 1978; Gross & Vidaver 1978; Schripsema *et al.* 1996).

The first description of bacteriocin production by a number of species within the economically important genus *Rhizobium* was published by Roslycky (1967). Many rhizobial species (bacteriogenic strains) produce bacteriocins, designated as rhizobiocins (Hirsch 1979; Goel *et al.* 1999; Sridevi; Mallaiah 2008). The activity of new bacteriogenic strains is of great importance, either when strain is introduced from inoculants or as a factor conditioning the persistence of the legume year by year. Inability of the inoculant strains

to successfully compete with established *Rhizobium* populations in soil has been frequently observed (Van Rensburg & Strijdom 1985). As concluded by Vargas & Graham (1989), the success of an inoculant increases with bacteriogenic rhizobia population in soil. Furthermore the bacteriocin producing strains form the highest number of nodules and could increase nitrogen fixation by means of the suppression of competition for nodulation sites in the native population (Hodgson *et al.* 1985). Venter *et al.* (2001) and Oresnik *et al.* (1999) have reported that a mutant unable to produce bacteriocin was unaltered in its competitive properties, both in broth and in nodulation assays, suggesting that the bacteriocin may not play a major role in determining the ecological success of this strain.

In this study we report a bacteriocin like substances produced by *Rhizobium* sp. ORN 24 and ORN 83 strains previously isolated by Merabet *et al.* (2006) and Merabet (2007) from root nodules of *Medicago ciliaris* and *Medicago polymorpha*, two legumes of forage and ecological importance in Algeria, especially in saline soil regions. Our investigation includes partial purification and preliminary characterization of the bacteriocins.

Materials & Methods

Bacterial cultures and media

Rhizobium sp. (ORN83, ORN24 and ORN26) and *Sinorhizobium* sp. (ORN16, ORN88 and ORN89) strains were previously isolated in saline soils in the region of Oran (Algeria) (Merabet *et al.* 2006; Merabet 2007). They were maintained as a frozen stock at -20 °C in distilled water plus 20% (v/v) glycerol and propagated twice in YEM broth (van Brussel *et al.* 1977) at 28 °C before use.

Bacterial interaction and detection of antimicrobial activity

Strains were cross tested for their antagonistic activity by the well diffusion method as previously described Kacem *et al.* (2005). Briefly, each strain was propagated in 200 ml YEM broth for 24 h at 30 °C. Culture was centrifuged (10.000 rpm for 20 min. at 4 °C) and the supernatant was adjusted to pH 7.0 with 3M NaOH to exclude the antimicrobial effect of organic acid, followed by filtration of the

supernatant through a 0.22- μ m pore size filter (Gelman Acrodisc 13, Pall Corp., Ann Arbor, USA). This solution was designated as fraction FI and then each strain was tested for sensitivity to this fraction as follows: pre-poured YEM agar plates were overlaid with 7 ml YEM soft agar containing 0.2 ml of target bacteria. Wells sized 5 mm in diameter were cut into the agar plate by using a sterile Durham tube and 100 μ l of Fraction I was placed into each well. The plates were incubated at 30 °C for 18 h and examined for the appearance of clear zones of inhibition around the wells. Each assay was performed in duplicate.

Concentration and partial purification of the inhibitory agent

Fraction FI (100 ml) was treated with solid ammonium sulphate to 0, 30, 35, 40, 45, 50, 55 and 60% (w/v) saturation. The mixtures were stirred for 2 h at 4°C and later centrifuged at 20.000 rpm for 1 h (4 °C). The precipitate was re-suspended in 25 ml of 0.05 M potassium phosphate buffer (pH 7.0). Dialysis was followed in a tubular cellulose membrane (Spectrapor, 1000 dalton MWco, Fisher Scientific Pittsburgh, PA USA) against the same buffer for 12 h in spectrapor dialysis tubing. Assay of the inhibitory agent activity was carried out and titer was determined in both the precipitate and supernatant to know which one actually contain the inhibitory agent (fraction FII).

FII was resuspended to 1/30 volume in potassium phosphate buffer (50mM, pH 7.0). Several aliquots (1ml) were ultrafiltered through various filtron membranes (Filtron Technology Corp; Northborough, Mass), including 1.000.000, 100.000, 10.000 and 1.000 KDa molecular exclusion sizes. Inhibitory activity was determined in retained and eluted fractions. For the quantification of protein concentration in the different fractions a modification of the Bradford (1976) method has been used, according to manufacturer's instructions for micro-assay procedure (Bio-rad Protein Assay, Bio-Rad Laboratories, Hercules-CA, USA).

Determination of the titre of the inhibitory agent

The titres of the inhibitory agent were quantified in fraction FII by the critical dilution method as described by Schillinger & Lucke

(1989). Two fold serial dilutions of each fraction were made in saline solution. Aliquots of 50 μ l from each dilution were placed in wells in plates seeded with the sensitive strain. These plates were incubated at 30 °C for 24 h, and the diameters of the inhibition zones were measured. Each assay was performed in duplicate. The antimicrobial activity of the inhibitory agent was defined as the reciprocal of the highest dilution showing inhibition of the indicator lawn and was expressed in arbitrary units per ml (AU/ml).

Characterization of the inhibitory agent

Fraction FII at pH 7.0 was treated with trypsin, α -chymotrypsin or proteinase K. Enzymes were dissolved in phosphate buffer (0.1M, pH 6) and mixed with FII (1: 1) to a final concentration of 1mg/ml. To demonstrate the effect of pH, the fraction FII was adjusted to pH values from 2-12 with 4M HCl and 4M NaOH. To test the effect of temperature, the fraction FII was assessed by heating at 100 °C for 10, 15, 20 and 60 min in water bath. Samples were withdrawn at different time intervals and the activity was tested. Heat resistance was also checked after autoclaving the fraction FII at 121 °C for 15 minutes. Fraction FII was also treated with, NaCl (1, 3, 5 and 7%), Tween 20, Tween 80, SDS (Sodium Dodecyl Sulfate) and Triton X-100 at a final concentration of 1%.

Search for bactericidal activity of the inhibitory agent

From inhibitory assays conducted with the sensitive strain (*Sinorhizobium* sp. ORN16), samples were taken from inhibition zones (the clear surface of agar) and streaked onto fresh medium agar plates and incubated for 48 h at 30 °C. From inhibitory assays conducted with the sensitive strain (*Sinorhizobium* sp. ORN16), samples were taken from inhibition zones (the clear surface of agar) and streaked onto fresh medium agar plates and incubated for 48 h at 30 °C. Growth or no growth was respectively recorded as bacteriostatic and bactericidal activities of fraction FII (Toba *et al.* 1991).

Search for bacteriocin spectrum

For the determination of the inhibition spectrum of fraction SII, several group of bacteria

were used (Table 1) with the agar diffusion test, using the appropriate agar media and incubation conditions for their growth: lactobacilli (*Lactobacillus plantarum*) were tested in MRS agar at 30 °C for 18 h, *Propionibacterium* strains in YGL agar medium at 37 °C for 48 h, *Pseudomonas* in Brain Heart Infusion agar at 32 °C for 48 h, and *E. coli* and *Erwinia* in Nutrient agar at 37 °C for 3 days (Kacem 2007).

Results

Figure 1 show the typical antagonism produced by cell free supernatants (FI) from *Rhizobium* sp. ORN24 (designated SI24) and ORN83 (designated SI83) among the six strains screened for their antagonistic activity. These two strains caused respectively, an inhibition zone of 10 mm and 25 mm in diameter

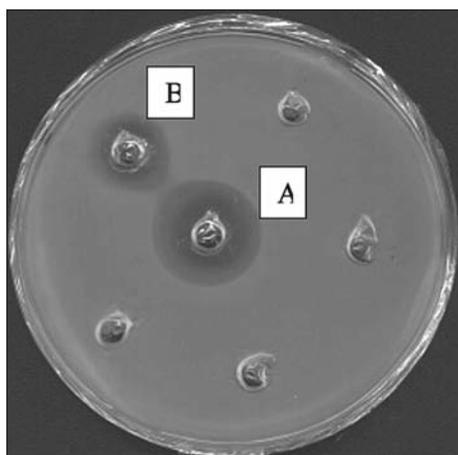


Figure 1 – Agar well diffusion assay showing the antibacterial activity of FI83 from *Rhizobium* sp. ORN83 strain (A) and FI83 from *Rhizobium* sp. ORN24 (B) strain. *Sinorhizobium* sp. ORN16 was used as the indicator strain.

on indicator (*Sinorhizobium* sp. ORN16) strain. We can observe that the zone of inhibition produced by FI83 on indicator plates is extremely clear and large compared to zone of inhibition produced by FI24. Based on the quality and size of the zones of inhibition, *Rhizobium* sp. ORN83 and ORN24 were therefore considered in this study as antibacterial agent-producing strains. On the other hand, *Sinorhizobium* sp. ORN16 was selected as an indicator strain.

Concerning the result of the concentration procedure, in the case of *Rhizobium* sp. ORN83 strain, no activity was detected in precipitate phase after treatment of the fraction FI83 (until 60%) with solid ammonium sulphate, while activity was only found in the supernatant (designated FII83), suggesting that the inhibitory agents present in FI83 have not ability to precipitate by “salting-out”. In addition, the inhibitory activity was not retained when FII83 was ultrafiltered through filtron membranes (10,000-molecular weight cut-off).

In the case of *Rhizobium* sp. ORN24 strain, Table 1 and Figure 2 shows that the activity recovery was achieved by including ammonium sulphate (55%) and dialysis. Each step resulted in a considerable loss of protein concentration while, specific activity increases. Antibacterial agent in this fraction (designated FII24) was able to pass through cellulose membranes with 10,000-molecular weight cut-off (FIII24).

The antibacterial activity of FII24 or FII83 was estimated directly from the first dilution where inhibition of indicator strain is not

Table 1 – Concentration and partial purification of FI24 produced by *Rhizobium* sp. ORN24 strain.

Purification Stages	Volume (ml)	Activity ¹ (AU/ml)	Total ² activity	Total protein ³ (µg/ml)	Specific activity ⁴ (AU/µg)	⁽⁵⁾ Purification factor
Faction FI24						
Ammonium sulphate precipitation and dialysis (FII24)	100	400	40000	210	1.9	1
	10	1600	16000	140	5.7	3
Membrane molecular weight cut-off						
		(*) AU (% Initial FIII24 activity)				
		Retentate (%)		Eluted fraction (%)		
	1,00,000	200 (12.5)		800 (50.0)		
	10,000	800 (50.0)		400 (25.0)		
	1,000	1600 (100.0) (FIII24)		0 (0.0)		

1. Antimicrobial activity of the bacteriocin solution against *Sinorhizobium* sp ORN16 strain (AU/ml).
2. Multiplication of total volume (ml) by activity (AU/ml).
3. Determined by the Bradford method.
4. Activity (AU/ml) (column 2) divided by the protein concentration (µg/ml) (column 4).
5. Fold increase in the initial specific activity, when compared to previous step.
* Initial bacteriocin activity was 1600 AU/ml.

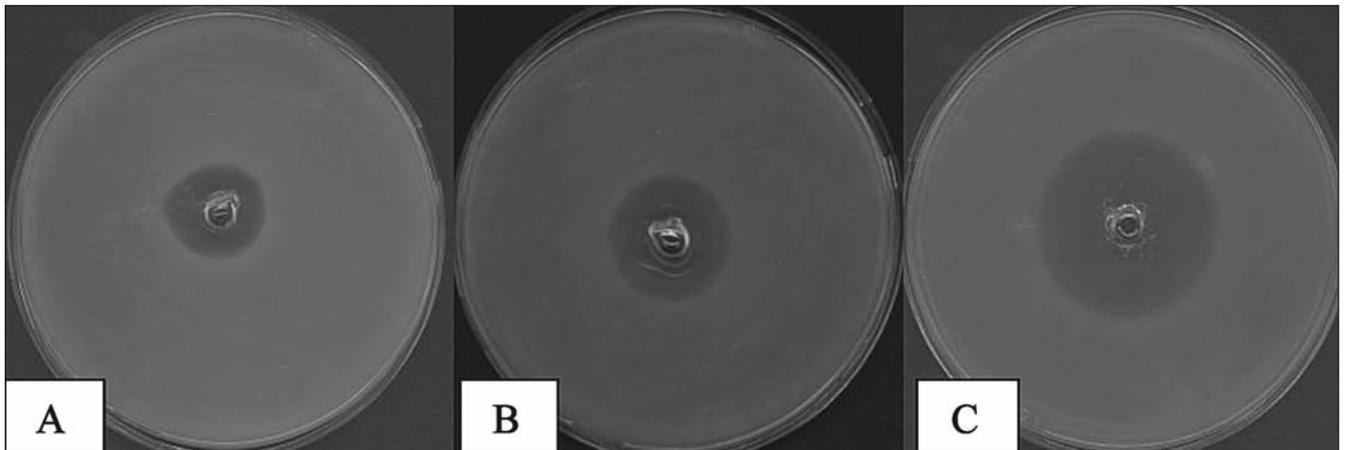


Figure 2 – Occurrence of the diameter of inhibition zones when the different fractions obtained from *Rhizobium* sp. ORN24 strain were tested against *Sinorhizobium* sp. ORN16 strain (A: effect of FII24; B: effect of FII24; C: effect of FIII24).

observed and the titer was found to be 1600 and 800AU/ml respectively. Finally, to characterize the inhibitory agents, tests were conducted on FII24. Since bacteriocins are by definition proteinaceous substances they must be sensitive to at least one proteolytic enzyme. Consequently, protease sensitivity is a key criterion in their characterization. In our case, α -chymotrypsin, trypsin or proteinase K had no effect on activity of FII83, whereas the inhibitory activity of FII24 was completely lost by the same enzymes, reflecting the proteinaceous nature of the inhibitory agent produced by *Rhizobium* sp. ORN24 strain.

Additionally, complete inactivation of FII83 was observed when it was exposed to 100°C for 20 min, while FII24 showed resistance to heat, retaining all activity after exposure to 100 °C for 60 min.

The other physico-biochemical tests showed that both FII83 and FII24 retained their antibacterial activity within the range of pH 4 to 7 and maintained full stability after storage for 60 days at 4 °C, 0 °C and at – 20 °C, while no activity was detected after storage for 80 to 120 days at 37 °C. Tween 80, Tween 20, SDS or Triton X-100 seems to have a marked effect on FII24; in contrast the activity of FII83 was not reduced when treated with these agents.

As described in Materials and methods, samples were taken from inhibition zones and surface streaked to medium agar plates. After incubation of plates, growth of bacteria was not observed. This result suggests that the antibacterial agents of both FII83 and FII24 are bactericidal toward the target strain. Additionally, strains were resistant to their own cell free supernatants. This may be due to an immunity substance simultaneously being

produced by the producer strain along with its product, as in the case of some bacteriocins (Kacem 2007).

As shown in Table 2, the inhibitory action of FII24 was tested against a total of 37 bacteria represented by 6 strains of *Rhizobium*, 8 strains of *Sinorhizobium*, 10 strains of *E. chrysanthemi*, 7 strains of *L. plantarum*, 4 strains of *P. freudenreichii shermanii*, 3 strains of *Pseudomonas*, and one strain of *E. coli*. FII24 showed inhibition against *Rhizobium* sp. (ORN19 and ORN23) and *Sinorhizobium* sp. (ORN17, ORN20, and ORN22) among the 14 strains tested. Inhibitory activity was also directed against the natural flora present in soil, including *Pseudomonas* (*Pseudomonas syringae*). *P. syringae* is a group comprising more than 50 plant pathogens classified as pathovars on the basis of host specificity (Young *et al.* 1996).

Discussion

In the present investigation we report the production and characterization of antimicrobial substances present in the cell free supernatants; FII83 and FII24 respectively, obtained from *Rhizobium* sp. ORN83 and ORN24 strains isolated in saline soils in the region of Oran located in western Algeria. Among the six strains screened for their antagonistic activity, FII83 and FII24 from *Rhizobium* sp. ORN24 and ORN83 strains showed respectively, an inhibition zone of 10 mm and 25 mm in diameter on indicator strain. Similar results have been reported by Hirsch (1979) and Rodelas *et al.* (1998).

Table 2 – Antimicrobial spectrum of FII24 produced by *Rhizobium* sp. ORN24 strain against a wide range of indicator strains.

Source	Indicator species	Diametre of inhibition ¹ (mm)
<i>Medicago ciliaris</i> and <i>Medicago polymorpha</i> nodules roots (Merabet, 2007) (Merabet <i>et al.</i> , 2006)	<i>Rhizobium</i> sp. ORN20	19
	<i>Rhizobium</i> sp. ORN08	0
	<i>Rhizobium</i> sp. ORN24	0
	<i>Rhizobium</i> sp. ORN 25	0
	<i>Rhizobium</i> sp. ORN 31	0
	<i>Rhizobium</i> sp. ORN 38	23
	<i>Sinorhizobium</i> sp. ORN11	22
	<i>Sinorhizobium</i> sp. ORN16	17
	<i>Sinorhizobium</i> sp. ORN20	0
	<i>Sinorhizobium</i> sp. ORN41	0
	<i>Sinorhizobium</i> sp. ORN42	0
	<i>Sinorhizobium</i> sp. ORN49	0
	<i>Sinorhizobium</i> sp. ORN51	20
	<i>Sinorhizobium</i> sp. ORN55	0
Fermented olives (Kacem <i>et al.</i> , 2005) (Kacem, 2007)	<i>Lactobacillus plantarum</i> OL16	
	<i>Lactobacillus plantarum</i> OL12	
	<i>Lactobacillus plantarum</i> OL33	
	<i>Lactobacillus plantarum</i> OL36	
	<i>Lactobacillus plantarum</i> OL53	
	<i>Lactobacillus plantarum</i> OL40	
	<i>Lactobacillus plantarum</i> OL23	
ATCC (Kacem, 2007)	<i>E. coli</i> 25922	0
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> 25923	24
ICMP	<i>Pseudomonas savastanoi</i> 13519	25
	<i>Pseudomonas savastanoi</i> 13813	23
ATCC (Kacem, 2007) (Kacem, 2007)	<i>P. freudenriechii shermanii</i> 9619	13
	<i>P. freudenriechii shermanii</i> 1367	13
	<i>P. freudenriechii shermanii</i> 8262	13
ATCC	<i>E. chrysanthemi</i> 11663	11
CIP	<i>E. chrysanthemi</i> 82.99	12
NCPBP	<i>E. chrysanthemi</i> 402	11
NCPBP	<i>E. chrysanthemi</i> 2547	11
NCPBP	<i>E. chrysanthemi</i> 426	15
NCPBP	<i>E. chrysanthemi</i> 2541	11
PDDCC	<i>E. chrysanthemi</i> M88	11
LBMB*	<i>E. chrysanthemi</i> 5703a	12
LBMB*	<i>E. chrysanthemi</i> C23	12
LBMB*	<i>E. chrysanthemi</i> C26	13

ICMP: International Collection of Micro-organisms from Plants Strains of *Pseudomonas savastanoi* used in this study were from the (ICMP), Landcare Research, Auckland, New Zealand. ATCC: American Type Culture Collection. 12301 Parklawn Drive, Rockville, Maryland 20852, EE. UU. CIP: Collection of the Institut Pasteur, Rue du D' Roux, Paris 15, France. NCPBP: National Collection of Plant Pathogenic Bacteria. Plant Pathology Laboratory, Hatching Green, Harpenden, England, U.K. PDDCC: Culture Collection of Plant Diseases Division. New Zealand Department of Scientific and Industrial Research, Auckland, New Zealand. LBMB: Laboratoire de biologie des microorganismes et biotechnologie, Faculté des sciences, Université d'Oran, Algeria.
* Our strains collection.
1. Inhibition essays were done according to the well agar diffusion test (Schillinger and Lücke *Rhizobium* 1989).

These authors delineated two types of inhibition zones produced by *Rhizobium* genus on indicator plates; the first one was wide (10 to 30 mm) and clear due to the production of small bacteriocin, the second one was smaller and turbid (2 to 10 mm) due to the production of medium bacteriocin.

FII83 was heat labile, showed resistance to proteolytic enzymes, and produced wide zones of inhibition (25 mm) on indicator (*Sinorhizobium* ORN16) strain. However, the FII24 was heat resistant and showed sensitivity to proteases, suggesting that the substance is proteinaceous, or at least has a proteinaceous activator. FII24 produced small zones of inhibition (10 mm) on the same indicator strain. Inhibitory agents in both FII83 and FII24 were able to pass through cellulose membranes (10,000-molecular weight cut-off), suggesting a low molecular weight. Some of the characteristics of our antibacterial substances exhibited properties similar to those of bacteriocins of several rhizobia (Wijffelman *et al.* 1983; Leroy & De Vuyst 1999). Hirsch (1979) has described two types of bacteriocins production by *Rhizobium leguminosarum*; these are designated small and medium bacteriocins. The small bacteriocin is heat labile and resistant to proteolytic enzymes, whereas the medium one is also heat labile and sensitive to proteolytic enzymes. Also, in another study, Schwinghamer & Brockwell (1978) have described the production of a bacteriocin by *Rhizobium trifolii* that is sensitive to heat and proteolytic enzymes. At present, the proteinaceous nature was confirmed for medium bacteriocins and the gene was isolated (Rodelas *et al.* 1998; Wisniewski-Dyé 2002).

From these findings and in accordance with the guidelines outlined by several authors (Hirsch 1979; Wijffelman *et al.* 1983; Leroy and De Vuyst 1999) the antibacterial substances present in FII83 and FII24 can be attributed to a small and medium bacteriocin like respectively.

The antibacterial substance present in FII83 was sensitive to chloroform. This explains why Hirsch (1979) and others (Wijffelman *et al.* 1983; Leroy & De Vuyst 1999) who sterilized culture supernatants with chloroform could not detect small bacteriocin in such supernatants. Now small bacteriocins have been identified as *N*-acyl homoserine lactone (Fuqua *et al.* 1994; Gray *et al.* 1996; Schripserna *et al.* 1996) and are therefore structurally related to the quorum sensing factors produced by bacteria.

FII24 showed inhibition against *Rhizobium* sp. (ORN20 and ORN38) and *Sinorhizobium* sp. (ORN11, ORN16 and ORN51) among the 14 strains tested. As reported by Hafeez *et al.* (2005), the activity spectrum in *Rhizobium* genera varied between strains. An auto-antag-

onism relationship was not observed; no tests strains inhibited its own growth which is characteristic of bacteriocin producer (Hardy 1975; Nirmala & Gaur 2000; Sridevi & Malialah 2008).

Inhibitory activity was also directed against the natural flora present in soil, including *Pseudomonas* (*Pseudomonas aeruginosa* 25923, *Pseudomonas savastanoi* 13519 and *Pseudomonas savastanoi* 13813) and also against some *Erwinia chrysanthemi* strains. As we know these two phytopathogens bacteria can affected many vegetables and cause diseases of plants, including vegetables, root and tuber crops, tree crops and other industrial crops (Toth *et al.* 1997; Yap *et al.* 2004), and which results in enormous economic losses annually.

Because olives can be grown in marginal, saline and waste land where the soil is unsuitable for other crops, it increases the land value, it contributes to soil conservation and helps to combat problems of the environmental degradation and desertification, the Algerian government (Ministry of Agriculture of Algeria) established trees plantations and launched a top-working programme of new olive groves plantations (Anonymous 2006). However, olive trees are constantly faced with the risk of being attacked by pathogenic bacteria and fungi which can cause severe damage in olive groves. For example, olive nodes or tuberculosis caused by *Pseudomonas savastanoi* (olive knot) is observed in many localities of Sig, Mascara, Relizan, Mohammadia and Remechi of western Algeria. This bacterial disease is characterized by hyperplasia formation on the stems and branches of olive plants and occasionally on the leaves and fruits (Surico 1986; Lavermicocca *et al.* 2002; Young 2004).

The fact that FII24 produced by *Rhizobium* sp. ORN24 strain can inhibit both *Pseudomonas savastanoi* 13519 and *Pseudomonas savastanoi* 13813 strains, this open a good perspectives for its use as biocontrol to prevent olives diseases caused by those phytopathogenic bacteria. Additionally, this identifies also this strain (*Rhizobium* sp. ORN 24) as potential candidate for its use as biocontrol of many plant pathogens, including, olives, potatoes, carrots, and cucumbers as well as other vegetable products. produced in Algeria. Further experiments concerning the effect (*in vivo*) of this novel bacteriocin on other spoilage bacteria are in progress.

Conclusion

The antibacterial substance present in FII24, that we assigned to medium bacteriocin appear to has the properties commonly associated with “true” bacteriocins and we propose to refer to it as rhizobiocin 24, according to the suggestion of Roslycky (1967). More purification to homogeneity of the novel rhizobiocin 24 should be carried out in order to conduct a comprehensive physical characterization of the protein. SDS-PAGE analysis and gel filtration may be used to estimate the size of the bacteriocin. The results of the current study open several perspectives for further investigation on this novel bacteriocin including its structure and its possible role during bacterial competition and plant-rhizobial interactions. Finally, these findings prompt new interest in bacteriocins produced by plant pathogens that can be considered an alternative biocontrol system useful in reducing the hazard associated with the use of synthetic pesticides. Valid formulations to ensure adequate effectiveness of the bactericide under natural environmental conditions should be pursued.

Acknowledgements

This study was supported by a grant of the “Ministère de l’Enseignement Supérieur” of Algeria. Also the authors would like to thank Dr. Philippe de Lajudie (Laboratoire des Symbioses Tropicales et Méditerranéennes: LSTM, Campus International de Baillarguet, Montpellier, France) for his advice and comments on previous versions of the manuscript.

References

- Anonymous, 2006. Programme national de recherche sur les nouvelles technologies : contribution des recherches biotechnologiques à l’amélioration et à l’accroissement de la production agricole. Haut Commissariat à la Recherche – Algérie.
- Bradford M.B., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein, utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72: 248-254.
- Fuqua W.C., Winans S.C. & Greenberg E.P., 1994. Quorum sensing in bacteria: the LuxR-LuxI family of cell density-responsive transcriptional regulators. *J. Bacteriol.* 176: 269-275.

- Goel A.K., Sindhu S.S. & Dadarwal K.R., 1999. Bacteriocin-producing native rhizobia of green gram (*vigna radiata*) having competitive advantage in nodule occupancy. *Microbiol. Res.* 154: 43-48.
- Gray K.M., Pearson J.P., Downie J.A., Boboye B.E.A. & Greenburg E.P., 1996. Cell-to-cell signaling in the symbiotic nitrogen-fixing bacterium *Rhizobium leguminosarum*: autoinduction of a stationary phase and rhizosphere-expressed genes. *J. Bacteriol.* 178: 372-376.
- Gross D.C. & Vidaver A.K., 1978. Bacteriocin-like substances produced by *Rhizobium japonicum* and other slow-growing rhizobia. *Appl. Environ. Microbiol.* 36: 936-943.
- Hafeez F.Y., Naeem F.I., Naeem R., Zaidi A.H. & Malik K.A., 2005. Symbiotic effectiveness and bacteriocin production by *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae* isolated from agriculture soils in Faisalabad. *Environ. Exp. Bot.* 54: 142-147.
- Hardy K.G., 1975. Colicin ogey and related phenomena. *Bacteriology Review* 39: 464-515.
- Hirsch P. R., 1979. Plasmid-determined bacteriocin production by *Rhizobium leguminosarum*. *J. General Microbiol.* 113: 219-228.
- Hodgson A.L.M., Roberts W.P. & Waid J.S.O., 1985. Regulated nodulation of *Trifolium subterranean* inoculated with bacteriocin-producing strains of *Rhizobium trifolii*. *Soil Biol. Biochem.* 17: 475-478.
- Kacem M., Zadi-Karam H.H. & Karam N.E., 2005. Detection and activity of plantaricin OL15, a bacteriocin produced by *Lactobacillus plantarum* isolated from Algerian fermented olives. *Grasas Y Aceites* 56: 192-197.
- Kacem M., 2007. Plasmid DNA studies in *Lactobacillus plantarum* strains isolated from olive fermentations: production of and immunity to plantaricin OL15 is associated to a 9.6 Kb plasmid (pOL15). *Grasas Y Aceites* 58: 136-141.
- Lavermicocca P., Lonigro S.L., Valerio F., Evidente A. & Visconti A., 2002. Reduction of olive knot disease by a bacteriocin from *Pseudomonas syringae* pv. *ciccaronei*. *Appl. Environ. Microbiol.* 68: 1403-1407.
- Lerouge P., Roche P., Faucher C., Maillet F. & Truchet G., 1990. Symbiotic hostspecificity of *Rhizobium meliloti* is determined by a sulphated and acylated glucosamine oligosaccharide signal. *Nature* 344: 781-784.
- Merabet C., Bekki A., Benrabah N., Bey M., Bouchentouf L., Ameziane H., Rezki M., Domergue A., Cleyet-Marel O., Avarre J.-C., Béna G., Bailly X. & Lajudie P. 2006. Distribution of *Medicago* Species and Their Microsymbionts in a Saline Region of Algeria. *Arid Land Res. Manag.* 20: 219-231.
- Merabet C., 2007. *Diversité et rôle des rhizobia des régions salées et arides d'Algérie*. Thèse de doctorat en microbiologie appliquée. Université Senia-Oran, p. 214.
- Nirmala J. & Gaur Y.D., 2000. Detection of bacteriocinogenic strains of *Cicer-Rhizobium* by modified simultaneous antagonism method. *Curr. Sci.* 79: 286-292.
- Oresnik I.J., Twelker S. & Hynes M.F., 1999. Cloning and Characterization of a *Rhizobium leguminosarum* Gene Encoding a Bacteriocin with similarities to RTX Toxins. *Appl. Environ. Microbiol.* 65: 2833-2840.
- Pedrosa F.O., Hungria M., Yates M.G. & Newton W.E., 2000. *Nitrogen Fixation: From Molecules to Crop Productivity*. Dordrecht: Kluwer Acad. 700 p.
- Rodelas B., Gonzalez-Lopez J., Salmeron V., Martinez-Toledo M.V. & Pozo C., 1998. Symbiotic effectiveness and bacteriocin production by *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae* isolated from agricultural soils in Spain. *Appl. Soil Ecol.* 8: 51-60.
- Roslycky E.B., 1967. Bacteriocin production in the rhizobia bacteria. *Can. J. Microbiol.* 13: 431-432.
- Schillinger U. & Lücke F.F.K., 1989. Antibacterial activity of *L. sake* isolated from meat. *Appl. Environ. Microbiol.* 55: 1901-1906.
- Schripsema J., de Rudder K.E.E., van Vliet T.B., Lankhorst P.P., de Vroom E., Kijne J.W. & van Brussel A.A.N., 1996. Bacteriocin *small* of *Rhizobium leguminosarum* belongs to the class of *N*-acyl-L-homoserine lactone molecules, known as autoinducers and as quorum sensing co-transcription factors. *J. Bacteriol.* 178: 366-371.
- Schwinghamer E.A. & Brockwell J., 1978. Properties of some bacteriocins produced by *Rhizobium trifolii*. *J. General Microbiol.* 9: 403-413.
- Spaink H.P., Kondorosi A. & Hooykaas P.J.J., 1998. *The Rhizobiaceae: Molecular Biology of Model Plant-Associated Bacteria*. Dordrecht: Kluwer Acad. 566 p.
- Sridevi M. & Mallaiah K.V., 2008. Production of Bacteriocins by Root Nodule Bacteria. *Internat. J. Agricul. Res.* 3: 161-165.
- Surico G., 1986. Indoleacetic acid and cytokinins in the olive knot disease. An overview of their role and their genetic determinants. In: Bailey J. (ed.), *Biology and molecular biology of plant-pathogen interactions*. NATO ASI series, vol. H1. Springer-Verlag, Berlin, Germany: 315-329.
- Toba T., Samant S.K., Yoshioka E. & Itoh T., 1991. Reuterin 6, a new bacteriocin produced by *Lactobacillus reuteri* LA 6. *Letters Appl. Microbiol.* 13: 281-286.
- Toth I.K., Mulholland V., Cooper V., Bentley S., Shih Y.L. & Salmond G.P.C., 1997. Generalized transduction in the potato blackleg M. C. M. Pathogen *Erwinia carotovora* subsp. *atroseptica* by bacteriophage ϕ M. *Microbiology* 143: 2433-2438.
- Vargas A.A.T. & Graham P.H., 1989. Cultivar and pH effects on competition for nodule sites between isolates of *Rhizobium* in beans. *Plant Soil* 117: 195-200.
- Venter A.P., Twelker S., Oresnik I.J. & Hynes M.F., 2001. Analysis of the genetic region encoding a novel rhizobiocin from *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae* strain 306. *Can. J. Microb.* 47: 495-502.
- Wijffelman C. A., Pees A.A.N., Van-Brussel E. & Hooykaas P.J.J., 1983. Repression of small bacteriocin excretion in *Rhizobium leguminosarum* and *Rhizobium trifolii* by transmissible plasmids. *Molecular Genet* 192: 171-176
- Wisniewski-Dyé F. & Downie J.A., 2002. Quorum-sensing in *Rhizobium*. *Antonie van Leeuwenhoek* 81: 397-407.
- Yap M.N., Barak J.D. & Charkowski A.O., 2004. Genomic diversity of *Erwinia* genus and its correlation with virulence. *Appl. Environ. Microbiol.* 70: 3013-3023.
- Young J.M., 2004. Olive knot disease and its pathogens. *Australasian Plant Pathol.* 33: 34-39.

Annonce de colloque international

7^e Congrès européen SER
d'écologie de la restauration
23-27 août 2010
Palais des Papes, Avignon, France

Écologie de la restauration et développement durable Établir des liens transfrontaliers

Objectifs du congrès

L'objectif principal du congrès est de présenter et d'évaluer l'état de l'art dans le domaine de la restauration écologique des écosystèmes et de rassembler des scientifiques, des décideurs et des praticiens pour des échanges mutuels afin de créer des synergies dans les projets futurs de restauration écologique. Par des présentations orales, des ateliers, des sessions d'affiche et des excursions, le congrès offrira une occasion unique pour des contacts transfrontaliers et des échanges de connaissances, d'expériences et de pratiques dans le domaine de la restauration écologique : un champ émergent et une profession au carrefour de l'écologie appliquée, de l'économie environnementale et des sciences socioculturelles.

Thèmes du congrès

Restauration d'écosystèmes

- Pelouses sèches, landes, garrigues, maquis, végétation step-pique et semi-aride
- Marais, tourbières, prairies humides
- Lacs, étangs, oueds, rivières et estuaires
- Écosystèmes marins et côtiers
- Forêts et boisements
- Habitats rocailloux
- Sites industriels pollués comme les mines, les décharges, etc.

Fragmentation et connectivité dans les réseaux de sites protégés

- Quelle densité pour les réseaux de sites protégés et quel niveau de connectivité ?
- Actions de restauration écologique transfrontalière dans le Bassin méditerranéen
- Impacts attendus des changements climatiques et actions possibles
- Impacts attendus des invasions d'espèces exotiques et actions possibles

La restauration comme constructeur de pont entre conservation de la nature et développement économique local durable

- Contraintes socio-économiques, avantages pour financer des projets et des solutions pour promouvoir et supporter des activités de restauration écologique
- Contraintes légales et solutions pour une restauration écologique réussie
- Améliorer la collaboration entre scientifiques, décideurs et praticiens en Europe et dans le Bassin méditerranéen
- Mesures légales pour faire face à la perte de techniques et savoirs traditionnels de gestion conservatoire

Announcement of an international congress:

7th SER European Conference
on Ecological Restoratoion
23-27 August 2010
Popes' Palace, Avignon, France

Ecological Restoration and Sustainable Development Establishing Links Across Frontiers

Objectives of the Conference

The biological conservation and ecological restoration of natural and semi-natural habitats are both essential in Europe. The aim of the conference is to present and assess the state-of-the-art in ecological restoration and to bring together scientists, policy makers, practitioners and stakeholders for mutual exchange and synergy. Through lectures, workshops, poster sessions and excursions, the conference will offer an outstanding opportunity for transboundary contacts and exchanges of knowledge, experiences, and "best" or at least successful, practices in ecological restoration, an emerging field and profession at the crossroads of applied ecology, ecological and environmental economics.

Themes of the Conference

Restoration of ecosystems

- Dry grasslands, heaths, matorrals, steppic and semi-arid vegetation
- Bogs, fens, wet meadows
- Lakes, ponds, wadis (dry river beds), rivers and estuaries
- Marine and coastal ecosystems
- Forests, woodlands and shrublands
- Rocky habitats
- Industrial and polluted areas such as mines

Fragmentation and connectivity in networks of protected sites

- How dense and complete are the networks of protected areas and what connectivity level is needed?
- Restoration actions across national boundaries in the Mediterranean Basin.
- Expected impact of climate change and possible countermeasures
- Expected impact of exotic, invasive species and possible countermeasures

Restoration as the bridge builder between nature conservation and sustainable local economic development

- Socio-economic constraints, benefits, financing opportunities and solutions for promoting and sustaining ecological restoration activities
- Legal constraints and solutions for successful ecological restoration
- Improving collaboration among scientists, policy makers, and practitioners throughout Europe and the Mediterranean Basin
- Policy measures to cope with loss of traditional management techniques and knowledge



Restauration de la qualité des habitats et conditions pour améliorer la réintroduction et le renforcement des populations d'espèces en voie de disparition

- Quelles références pour estimer la qualité des habitats et les tailles de populations minimales viables ?
- Évaluation des projets de restauration d'habitats
- Évaluation des mesures de réintroduction d'espèces

Excursions

Durant les excursions autour d'Avignon (*Lubéron, mont Ventoux, les Alpilles, la Camargue, les Calanques, la Crau, l'étang de Berre, la Durance, le Rhône, les îles méditerranéennes, les dunes côtières, les forêts et écosystèmes de garrigues, etc.*), des présentations orales sur différentes opérations de restauration écologique seront réalisées dans des espaces naturels, semi-naturels ou des écosystèmes dégradés, afin de bien prendre en compte les problèmes typiques de milliers d'années d'impact des civilisations humaines sur les écosystèmes méditerranéens.

Pré-inscription, soumission des résumés et articles courts, propositions de sessions spéciales et ateliers

Vous êtes invités à vous enregistrer en ligne, soumettre des résumés ou proposer des sessions spéciales et des ateliers en rapport avec un des thèmes du congrès à www.seravignon2010.org.

Nous souhaitons particulièrement des contributions en rapport avec les thématiques majeures du congrès, notamment les échanges de connaissances et d'expériences entre le nord et le centre de l'Europe ainsi qu'avec les pays du Bassin méditerranéen.

Les organisateurs du congrès sont particulièrement intéressés par des synthèses et des exemples innovants (faisant état des succès et des échecs), qui vont accroître le dialogue nord-sud et générer des conseils pour de meilleures pratiques pour les scientifiques, politiques et gestionnaires.

Des articles courts (max. 4 pages) de toutes les contributions orales et affichées, avec une attention spéciale sur les « leçons apprises » et les « bonnes pratiques », seront compilés dans un *cédérom* qui sera disponible lors du congrès.

Des numéros spéciaux d'une ou de plusieurs revues scientifiques internationales sont également prévus en tant qu'actes du congrès pour une publication en 2011. Plus d'informations sont disponibles sur les pages du site internet du congrès (www.seravignon2010.org).

Dates importantes

- Premier appel pour les propositions d'ateliers et sessions spéciales : 1^{er} octobre 2009
- Date limite pour les soumissions d'ateliers et de sessions spéciales : 15 février 2010
- Date limite pour les soumissions de résumés de communication orale et d'affiche : 1^{er} mars 2010
- Confirmation des acceptations avant le 15 mai 2010
- Invitation pour soumettre des articles courts (max. 4 pages) des communications orales et affiches acceptées : 15 mai 2010 au plus tard
- Date limite pour les soumissions d'articles courts : 30 juin 2010
- Date limite pour les inscriptions à tarif réduit : 15 mai 2010
- Date limite pour les inscriptions au tarif standard : 15 juillet 2010

Langues officielles de la conférence

Anglais-français (traduction simultanée français/anglais et anglais/français pour les sessions plénières, pour les autres sessions, en attente des aides du Fonds Pascal)

Restoration of habitat quality and improving conditions for reintroduction and reinforcement of populations of endangered species

- Reference values for habitat quality and minimum viable population sizes
- Evaluation of habitat restoration projects
- Evaluation of species reintroduction measures

Excursions

During excursions to areas near Avignon (*Lubéron, Mt Ventoux, Les Alpilles, the Camargue, Calanques, steppe of La Crau, Berre lagoon, the Durance and Rhône rivers, Mediterranean islands, coastal dunes, forest and matorral ecosystems, etc.*) lessons learned from various restoration measures will be demonstrated in natural, semi-natural and degraded ecosystems, tackling the typical problems of many millennia of the impacts of human civilizations on Mediterranean ecosystems.

Pre-registration, Submission of Abstracts and Short Papers, Special Sessions and Workshops Proposals

You are invited to pre-register on-line, submit abstracts or propose special sessions and workshops addressing any of the themes of the conference at www.seravignon2010.org.

We especially welcome contributions on the main topics of the conference: ecological restoration & sustainable development, with emphasis on establishing links across frontiers. In particular, transfer of knowledge and experiences between northern or central European countries and countries of the Mediterranean Basin are encouraged.

The conference organisers especially welcome review studies and innovative case studies (focussing both on successes and failures), which will enhance north-south dialogues and generate best practice guidelines for scientists, policy makers, practitioners, and stakeholders.

Short papers (max. 4 pages) of all oral contributions, with special emphasis on "lessons learned" and "best practices", will be compiled in a conference proceedings which will be available at the conference.

A special issue of one or several scientific journals is also being planned as conference proceedings and will be published in 2011. More information will be available on the webpages of the conference (www.seravignon2010.org).

Key Dates of the Conference

- Call for pre-registrations for special session and workshop proposals: 1 October 2009
- Deadline for special session and workshop submission: 15 February 2010
- Deadline for abstract submissions for oral presentations and posters: 1 March 2010
- Confirmation of acceptance before 15 May 2010
- Invitation to submit short papers (max. 4 pages) of accepted oral presentations: 15 May 2010 at the latest
- Deadline for short paper submission: 30 June 2010
- Deadline for early registration with reduced fees: 15 May 2010
- Deadline for registration with regular fees: 15 July 2010

Conference Language

English (translation French/English and English/French for plenary sessions only)

Organisation

Organisateur : UMR CNRS IRD IMEP

Co-organisateurs : université d'Avignon, Institut de technologie (IUT)

Partenaires : université Paul-Cézanne, université de Provence, CNRS, IRD, CEMAGREF, INRA, WWF, Tour du Valat, région Provence-Alpes-Côte d'Azur.

Sous les auspices de la Société internationale d'écologie de la restauration (section Europe) www.ser.org/europe, ser.europe@wzw.tum.de

Comité d'organisation

- Thierry Dutoit (président), université d'Avignon, IUT, France
- Aurélia Barrière, université d'Avignon, France
- Claude Charpy-Roubaud, IRD, université Paul-Cézanne, France
- François Mesléard, Tour du Valat, France
- Isabelle Lafond-Schwob, université de Provence, France
- James Aronson, Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive, CNRS, France
- Kris Decler, INBO, Belgique
- Renaud Jaunatre, université d'Avignon, IUT, France
- Teddy Baumberger, université Paul-Cézanne, France
- Véronique Masotti, université de Provence, France

Comité scientifique

- Élise Buisson (présidente), université d'Avignon, IUT, France
- Alain Pagano, université d'Angers, France
- Daniel Vallauri, WWF, France
- Didier Alard, université de Bordeaux 1, France
- Francis Isselin-Nondedeu, université de Franche-Comté, France
- Francisco A. Comín, Instituto Pirenaico de Ecología, Espagne
- Freddy Rey, CEMAGREF, Grenoble, France
- Gudrun Bornette, CNRS Lyon, France
- Hervé Daniel, Institut national d'horticulture d'Angers, France
- Isabelle Gombroux, université de Strasbourg, France
- Ivan Bernez, Agrocampus, INRA, Rennes, France
- Jim Harris, Cranfield University, Grande-Bretagne
- Katalin Török, Institute of Ecology and Botany, Hongrie
- Kathrin Kiehl, University of Applied Sciences Osnabrueck, Allemagne
- Norbert Hölzel (président SER Europe), University of Münster, Allemagne
- Peter Poschlod, University of Regensburg, Allemagne
- Rudy Van Diggelen, University of Groningen, Pays-Bas
- Sabine Tischew, Hochschule Anhalt, Allemagne
- Sébastien Gallet, Institut de géoarchitecture de Brest, France
- Thierry Dutoit, université d'Avignon, IUT, France
- Tiemo Timmermann, University of Greifswald, Allemagne

Organisation

Organiser: UMR CNRS IRD IMEP

Co-organisers: Université d'Avignon, Institute of Technology (IUT)

Partners: Université Paul-Cézanne, Université de Provence, CNRS, IRD, CEMAGREF, INRA, WWF, Tour du Valat, région Provence-Alpes-Côte d'Azur.

Under the auspices of the Society for Ecological Restoration International (European Chapter) www.ser.org/Europe, ser.europe@wzw.tum.de

Organising Committee

- Thierry Dutoit (Chair), université d'Avignon, IUT, France
- Aurélia Barrière, université d'Avignon, France
- Claude Charpy-Roubaud, IRD, université Paul-Cézanne, France
- François Mesléard, Tour du Valat, France
- Isabelle Lafond-Schwob, université de Provence, France
- James Aronson, Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive, CNRS, France
- Kris Decler, INBO, Belgium
- Renaud Jaunatre, université d'Avignon, IUT, France
- Teddy Baumberger, université Paul-Cézanne, France
- Véronique Masotti, université de Provence, France

Scientific Committee

- Elise Buisson (Chair), université d'Avignon, IUT, France
- Alain Pagano, université d'Angers, France
- Daniel Vallauri, WWF, France
- Didier Alard, université de Bordeaux 1, France
- Francis Isselin-Nondedeu, université de Franche-Comté, France
- Francisco A. Comín, Instituto Pirenaico de Ecología, Spain
- Freddy Rey, CEMAGREF, Grenoble, France
- Gudrun Bornette, CNRS Lyon, France
- Hervé Daniel, Institut national d'horticulture d'Angers, France
- Isabelle Gombroux, université de Strasbourg, France
- Ivan Bernez, Agrocampus, INRA, Rennes, France
- Jim Harris, Cranfield University, UK (Chair SER International, as of Aug. 2009)
- Katalin Török, Institute of Ecology and Botany, Hungary
- Kathrin Kiehl, University of Applied Sciences Osnabrueck, Germany
- Norbert Hölzel, (Chair SER Europe), University of Münster, Germany
- Rudy Van Diggelen, University of Groningen, Netherlands
- Sabine Tischew, Hochschule Anhalt, Germany
- Sébastien Gallet, Institut de géoarchitecture de Brest, France
- Thierry Dutoit, université d'Avignon, IUT, France
- Tiemo Timmermann, University of Greifswald, Germany

Contact :

P^r Thierry Dutoit
ser2010@univ-avignon.fr
Téléphone +33 (0)4 9084 3829
Télécopie +33 (0)4 9084 0377

Tarifs, hôtels et inscription :

M^{me} Céline Gallard
Centre international des congrès du Palais des Papes
c.gallard@palais-des-papes.com
Téléphone +33 (0)4 9027 5057
Télécopie +33 (0)4 9027 5058



Contact:

Pr. Thierry Dutoit
ser2010@univ-avignon.fr
telephone +33 (0)4 9084 3829
fax +33 (0)4 9084 0377

Conference secretariat:

www.seravignon2010.org
ser2010@univ-avignon.fr

Arne SAATKAMP

2009

Dynamique des populations et traits fonctionnels des plantes annuelles. Une étude comparative sur la persistance des adventices rares et communes dans les agro-écosystèmes

220 p.

Thèse d'université soutenue le 14 septembre 2009 à l'université de Regensburg (Allemagne), thèse en cotutelle avec l'Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie, faculté des sciences de Saint-Jérôme, université Paul Cézanne, case 462, 13397 Marseille cedex 20.

Jury – P^r Michael THOMM (Universität Regensburg), président. Jon MARSHALL (Weed Research, Bristol) et P^r Karl-Georg BERNHARDT (Universität Wien), rapporteurs. P^r Thierry DUTOIT (université Avignon), P^r Peter POSCHLOD (Universität Regensburg), Laurence AFFRE (université Paul Cézanne, Marseille), examinateurs et codirecteurs de thèse. P^r Thierry TATONI (université Paul Cézanne, Marseille), P^r Christoph OBERPRIELER (Universität Regensburg) et P^r Erhard STROM (Universität Regensburg), examinateurs.

Mots clés : banque de semences du sol, messicole, dispersion en espace, agriculture, mauvaises herbes des champs de céréales, germination, détection de niches, fluctuations de température journalières, diversité, méditerranéen.

L'industrialisation continue de l'agriculture est responsable d'importants changements de composition et d'un appauvrissement des cortèges de plantes vasculaires dans les agro-écosystèmes européens. Cependant, les fragments d'espaces agricoles encore exploités par une agriculture plus traditionnelle conservent de nombreuses espèces végétales annuelles des cultures de céréales – les messicoles – notamment dans le sud-est de la France. Leur conservation *in situ* est difficile en raison du manque d'informations sur les caractéristiques biologiques qui déterminent leur rareté et la régression de leurs populations. Des données sur la longévité de leurs semences – un facteur primordial pour la dynamique des populations de plantes annuelles – peut aider à hiérarchiser les efforts de conservation. L'objectif principal de cette thèse est donc d'étudier la persistance des populations à long terme, l'abondance et la rareté des messicoles en relation avec leurs traits d'histoire de vie, leurs traits physiologiques et traits de graines afin d'identifier les espèces les plus menacées.

Nous prenons comme modèle les espèces annuelles en raison de la simplicité et de la rapidité de leur cycle de vie et les champs cultivés comme modèle pour leurs changements d'usages rapides et intenses dans le temps et l'espace.

Premièrement, nous analysons les diversités α et β à différentes échelles dans un paysage viticole du Lubéron en utilisant le concept du partage additif de diversité. Nous avons identifié le type d'habitat, l'intensité des pratiques, le type de paysage et le passé cultural comme patrons de la diversité végétale et du maintien des espèces à fort enjeu de conservation. Comme la majorité des espèces cibles sont habituellement liées aux champs de céréales, nous avons limité par la suite cette étude aux messicoles.

Deuxièmement, en raison de l'importance de la longévité des semences dans le sol pour expliquer la dynamique des populations, nous avons conduit une expérience d'enfouissement des graines pour étudier la survie et les degrés de dormance des espèces. D'importantes différences avec les données auparavant connues sur ces espèces nous ont motivé de réévaluer les méthodes actuelles de l'étude des banques de graines dans le sol. La méthode de l'émergence des plantules et l'indice de longévité qui en dérive se révélaient en effet corrélés à la production de graines et non pas à la survie des graines dans le sol.

Troisièmement, nous analysons à nouveau la survie des graines dans le sol grâce aux données sur la germination. La survie des graines se révèle déterminée par une germination dépendante de lumière ou de températures fluctuantes au cours de la journée ainsi que des niveaux de dormance et de taille des graines. Ces mécanismes expliquent comment les graines peuvent se maintenir viables dans le sol.

La régression entre 1983 et 2005-2006 et la dynamique de populations ont été corrélées à la survie des graines dans le sol, au niveau de dormance, à la dépendance de lumière et de températures fluctuantes pour la germination, à la surface spécifique et à la teneur en masse sèche des feuilles ainsi qu'au ratio pollen/ovule (P/O). Ces analyses ont été complétées par l'utilisation de contrastes phylogénétiquement indépendants. Il en découle que la survie des graines est un facteur majeur pour l'extinction sur une période de vingt années et que cela ne peut pas être expliqué par des changements édaphiques directionnels, car ils ne sont pas détectables pour le niveau trophique, l'acidité du sol ou l'humidité.

Finalement, nous analysons deux aspects de la rareté des espèces végétales – l'abondance locale et la fréquence régionale des populations – et leurs relations avec les traits biologiques et d'histoire de vie. Nous mettons en évidence que peu de relations sont identiques à différentes dates à

l'exception de la survie des semences dans le sol. Cependant, les analyses de la régression et de la rareté soulignent toutes les deux le rôle important du P/O – traceur des échanges génétiques *via* le pollen – pour la rareté et la régression des espèces messicoles.

En conclusion, les espèces à forte mortalité séminale dans le sol et à P/O faible sont les plus menacées de disparition locale et devront être ciblées prioritairement pour la conservation. L'écologie de la germination et de la survie de graines dans le sol indique que la variabilité temporelle mésologique et des années défavorables peuvent augmenter la diversité des messicoles au travers de l'effet de stockage. Néanmoins, des différences fortes existent entre espèces. Pour les espèces les plus menacées un maintien de l'utilisation de semences fermières non triées semble nécessaire pour leur maintien à long terme dans les agro-écosystèmes.

Alice SCHAFFHAUSER

2009

Impacts de la récurrence des incendies sur la végétation, son inflammabilité et sa combustibilité.

Application en Provence cristalline (massif des Maures, Var, France)

224 p. + annexes, 295 p.

Thèse d'université soutenue le 15 juin 2009 à l'université Paul Cézanne (Aix-Marseille), site de Saint-Jérôme (Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie – IMEP, CNRS UMR 6116, 13397 Marseille cedex 20, France; Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement, CEMAGREF, UR Écosystèmes méditerranéens et risques, 3275, route de Cézanne, CS 40061, 13182 Aix-en-Provence cedex 5, France).

Jury – Alexandre BUTTLER (EPFL) et Roger PRODON (EPHE), rapporteurs. Christelle HÉLY-ALLEAUME, président le jury (CEREGE) et Jean-Luc DUPUY (INRA), examinateurs. Thierry TATONI (IMEP) et Thomas CURT (CEMAGREF), codirecteurs.

Mots clés : récurrence des incendies, végétation, structure, inflammabilité, combustibilité, résilience, fond floristique commun, suberaie (*Quercus suber* L.), maquis méditerranéen.

La question centrale de la thèse est l'impact de la récurrence des feux sur la végétation, son inflammabilité et sa combustibilité à travers l'analyse de la boucle de rétroaction entre feu et végétation, dont la compréhension est essentielle pour la gestion durable des écosystèmes méditerranéens. Cette thèse croise donc les apports de deux spécialités que sont l'écologie végétale et la physique du feu. Si les effets des feux à court et moyen terme sont assez bien connus, principalement au niveau floristique et plus sou-

vent sur sol calcaire que sur sol acide, les effets de la récurrence des feux sont beaucoup moins étudiés en raison des difficultés d'accessibilité aux données historiques des feux sur une période et une aire d'étude déterminées. La démarche particulière visant à mesurer et à prédire, à partir d'une formation végétale observée à l'instant t, ce que pourront être l'ignition, la propagation des feux et les faciès de végétation futurs en fonction de différents contextes, est nécessaire dans un contexte de changement climatique avec une probable synergie des feux et de la sécheresse sur la végétation.

La thèse repose sur deux parties principales : les impacts des incendies sur la végétation puis les impacts de cette végétation sur les feux futurs. Sont ainsi étudiés les impacts de la récurrence des incendies sur la végétation, l'inflammabilité des litières et la combustibilité des peuplements, sur un intervalle d'une cinquantaine d'années sur substrat siliceux en région méditerranéenne française (massif des Maures, Var). Une mosaïque de formations végétales a été décrite en réponse à une mosaïque de feux. Cinq modalités de récurrence ont été définies, de zéro à quatre feux avec des intervalles de temps différents entre ces feux.

Les analyses floristiques réalisées sur 102 placettes ont confirmé le concept d'auto-succession selon lequel la végétation méditerranéenne adaptée au feu depuis au moins l'Holocène peut se reproduire quasiment à l'identique au niveau spécifique après perturbation. Cela a notamment été démontré par l'existence d'un fond floristique commun qui peut être utile aux caractérisations des suberaies (formations à *Quercus suber* L.) et maquis sur le pourtour méditerranéen. Toutefois, certains traits de vie des plantes sont négativement affectés par la récurrence des feux, telles que la stratégie compétitive et la zoochorie. La baisse générale de richesse, de diversité et d'équitabilité spécifique et fonctionnelle de certains sites nous permet d'introduire une notion de résilience partielle : la résilience par rapport à un stade initial de maquis arboré est maintenue, tout au moins au niveau floristique, grâce à des stratégies de régénération de plantes bien adaptées au feu (« seeders » ou grainiers et « resprouters » ou rejeteurs), excepté les maquis bas pour lesquels l'état initial de structure n'est pas reconstruit, ainsi que la richesse et diversité. L'étude structurale montre une évolution différenciée des formations végétales selon la récurrence des feux par un gradient de développement du sous-étage. Si les maquis bas permettent l'installation des herbacées rudérales immédiatement après le feu, les maquis matures représentent ensuite des stades de ralentissement au sein de l'équilibre dynamique (et non véritablement de « dégradation » végétale). Généralement observés après un feu intense datant de 1990, les maquis hauts sont caractérisés par une accumulation forte de végétaux plus ou moins sénescents dominés par une espèce particulièrement structurante et longévive, la bruyère arborescente (*Erica arborea* L.), qui limite la luminosité pour le sous-bois et l'espace pour l'ensemble des espèces, entraînant une diminution de la diversité fonctionnelle, et un ralentissement dans la dynamique. D'autre part, certaines variables structurales permettent de souligner des diversités fortes dans d'autres formations que les suberaies sub-

matures non brûlées depuis au moins cinquante ans. À partir d'un même stade initial dans des conditions stationnelles comparables, la récurrence des feux conduit ainsi à différencier la végétation.

Les expérimentations d'inflammabilité réalisées sur des litières non perturbées et les simulations de comportement de feu réalisées avec le modèle FireTec ont permis d'apporter des résultats complémentaires. Si l'inflammabilité dépend de la biomasse de végétation combustible, elle dépend aussi de la composition et de la structure (et donc l'aération) des litières. Les protocoles d'étude permettant de conserver la litière constituent en cela une avancée significative. La description fine de la structure de la végétation sur pied est aussi importante en tant que variable d'entrée au modèle de comportement de feu choisi. Ainsi, les maquis moyens à forte biomasse présentent des inflammabilités fortes et des combustibilités moyennes à fortes, et les maquis hauts représentent les stades à plus haut risque d'inflammabilité, à forte capacité de propagation verticale et à forte combustibilité. En outre, si certaines chênaies denses peuvent entraîner des niveaux élevés d'inflammabilité, elles ne permettent pas le plus souvent la propagation des feux. Les chênaies sur maquis induisent des comportements variables en fonction de l'importance donnée aux strates haute et basse, et ainsi de la vitesse du vent influant sur la propagation et la nature des feux (notamment le passage en cime). Les maquis bas sont enfin les stades au risque d'incendie le plus faible, principalement en raison de leur faible biomasse au sol et sur pied. La théorie de sélection de l'inflammabilité selon laquelle les feux favorisent cette caractéristique est infirmée lorsque le régime est fort : soit ici trois à quatre feux en cinquante ans, constituant un seuil de reconstitution pour les formations observées.

En conclusion, cette thèse a contribué à démontrer que la récurrence des feux affecte de façon croissante la flore, la structure de la végétation et subséquemment le comportement des feux futurs. Les variables de feu influençant le plus ces composantes sont le temps depuis le dernier feu puis le nombre de feux. Cependant, les relations feu-végétation restent complexes. À partir d'un stade initial similaire, la végétation reste globalement résiliente mais sa maturation peut diverger en termes de risque d'incendie qui reste principalement temps-dépendant, le temps depuis le dernier feu conditionnant l'accumulation de matière végétale vivante et morte. Le travail abordé sur la dynamique végétale devra être poursuivi afin de prédire à plus ou moins long terme les évolutions de la végétation en fonction des régimes de feux dans un probable contexte de changement climatique et des perturbations.

Frédéric TRIBOIT

2009

Les métaux dans les bassins autoroutiers du sud-est de la France. Potentialités de dépollution des eaux et des sédiments par les plantes

217 p., 58 fig.

Thèse d'université (contrat CIFRE ANRT/ASF n° 0083/05) soutenue le 29 juin 2009 à l'université de Provence, Centre Saint-Charles (Laboratoire biomarqueurs et bioindicateurs environnementaux, UMR CNRS IRD 6116 IMEP, Institut méditerranéen d'écologie et de paléocécologie, 3, place Victor Hugo, 13331 Marseille cedex 03, France).

Jury – P^r Gérard BLAKE (université de Savoie, Chambéry), président et rapporteur. Ingeborg SOULIÉ-MÄRSCHÉ (C.R. – université de Montpellier 2), rapporteur. Pascale PRUDENT (MCF – université de Provence, Marseille) et P^r Thierry TATONI (université Paul Cézanne, Marseille), examinateurs. P^r Alain THIERY (université de Provence, Marseille), directeur de thèse. Isabelle LAFFONT-SCHWOB (MCF – université de Provence, Marseille), codirectrice de thèse et Marc DESPREAUX (expert eau-air-risques pollution Société autoroutes du sud de la France), invité.

Mots clés : bassins autoroutiers, cadmium, charophytes, cuivre, eau, héliophytes, plomb, polluants inorganiques, rhizosphère, sédiments, zinc.

La Société autoroutes du sud de la France (ASF), concessionnaire d'un réseau de plus de 2 600 km d'autoroutes à péage, intègre depuis les années 1980 la protection de la ressource en eau dans les équipements liés à l'assainissement routier. Cette société a construit près de 1 640 bassins et fossés de protection, destinés à capter les polluants laissés par les véhicules et, qui, charriés par la pluie, pourraient polluer nappes phréatiques, rivières et ruisseaux. Ces ouvrages techniques sont nombreux à être, à plus ou moins long terme, colonisés spontanément par une flore de zones humides. L'entretien et l'exploitation habituels des chaussées, des dépendances de ce réseau routier génèrent des déchets, notamment les boues de curage des bassins, qu'il convient de valoriser avec précaution selon leur degré de nocivité (JO, 2001). Les plantes, grâce à leurs capacités naturelles à stabiliser, accumuler et métaboliser divers polluants, peuvent contribuer à traiter les effluents de ruissellement de chaussées et valoriser les sous-produits de l'assainissement. La société ASF s'interroge sur les potentialités de phytoremédiation par ces espèces végétales pour les appliquer au contrôle de la pollution des eaux et sédiments des bassins d'autoroute. Afin d'apporter des éléments de réponse, l'objectif de mon sujet de recherche est donc d'évaluer les potentialités de phytoremédiation des effluents routiers et des sédiments par les plantes colonisant spontanément les bassins d'eau pluviale. Avant d'atteindre cet objectif, il est apparu indispensable de caractériser précisément les facteurs abiotiques qui structurent le

fonctionnement des bassins et ainsi pouvoir proposer *in fine* des pratiques d'entretien des bassins incluant la végétation spontanée les colonisant.

Ce travail a permis de confirmer les résultats de l'étude menée précédemment par Scher (2005) validant la grande variabilité des paramètres à la fois techniques mais également physico-chimiques qui caractérisent chacun des bassins étudiés. Cette grande variabilité a justifié une approche majoritairement de terrain pour dégager les facteurs structurant les bassins. Ces modèles complexes s'avèrent de très bons sujets d'études tant en dynamique qu'en fonctionnalités écologiques.

L'étude a également permis de hiérarchiser et d'identifier des nœuds fonctionnels pour optimiser l'étude et la gestion des bassins autoroutiers. Il a ainsi été possible de caractériser :

- des compartiments fonctionnels en interaction (eau, sédiments, biota) ;
- les paramètres prépondérants discriminant ces bassins : paramètres structurels avec le volume mort et le trafic notamment, facteurs abiotiques avec la teneur en carbonates opposant 2 types de bassins auxquels correspondent des caractères biotiques particuliers (*Chara vulgaris* vs *C. globularis*) ;
- mais également de leur donner une dimension temporelle avec en particulier une nouvelle notion : l'indépendance des hypopériodes.

En termes de contamination, ses travaux ont établi que les bassins suivis sont peu contaminés en Cd, Cu, Pb et Zn. Toutefois, cette étude n'a pas tenu compte d'autres contaminants potentiels tels que platine, antimoine, ainsi que des nanoparticules... qui représentent une nouvelle gamme de traceurs de la contamination du trafic routier. De même, dans le cadre d'une réglementation plus restrictive, il serait utile de s'intéresser à des polluants organiques (ex. : hydrocarbures linéaires C₁₀-C₄₀) présents à fortes concentrations dans la plupart de mes échantillons.

À plus grande échelle, les bassins autoroutiers s'avèrent des écosystèmes complexes qui s'insèrent dans une dynamique saisonnière de type méditerranéen. La succession des hypopériodes et des assèchements doit jouer un rôle déterminant dans la stabilisation des contaminants à l'intérieur des différents compartiments précités. La période de sécheresse et d'exposition du sédiment aux forts vents est une perturbation du système qui peut modifier les conditions chimiques du sédiment, désorber les contaminants et représente un risque de dissémination éolienne.

Le volume mort en eau des bassins qui favorise le développement de la flore, peut être considéré à ce titre efficace aussi bien du point de vue du piégeage que de la stabilisation des contaminants métalliques.

En termes de bilans des contaminants, les faibles charges totales stockées dans les bassins par rapport au trafic des autoroutes correspondantes amènent à la question plus générale du devenir des contaminants dans l'environnement.

Parmi les constituants biotiques, 2 taxa ont retenu notre attention : les typhas (hélrophytes) et les charas (hydrophytes enracinés) par leur grande représentativité dans les

bassins étudiés. Ces taxons ont montré une capacité à stocker les éléments traces métalliques (ETM) présents dans les bassins, cependant, les bilans masse en ETM stockés ne permettent pas d'envisager directement une application en phytoremédiation.

Dans le système étudié, les flux de polluants entrants étaient faibles et non contrôlés car résultant probablement à la fois d'une pollution par l'eau et l'air, la pollution de l'air étant difficilement analysable car pouvant être soumise aux aléas climatiques et provenir de sources diverses comme celle issue de l'utilisation de produits phytosanitaires et d'engrais. D'autre part, le compartiment sédiment présentait une importante fraction humique tampon de cations échangeables accumulée depuis la création des bassins (20-25 ans) et résultant principalement de l'alternance des cycles de croissance et de dégradation des charas en milieu temporaire.

Cette étude a bénéficié de l'accès à un modèle d'étude à la fois commun et méconnu : le bassin autoroutier. Ce modèle existe en très grand nombre, sous différents climats, le long des différents axes routiers caractérisés par des conditions locales diverses. À l'échelle de l'aire de cette étude, la très grande diversité structurelle a été démontrée. Du point de vue de la recherche conceptuelle, cet ensemble de zones humides temporaires artificielles constitue un véritable gisement de systèmes modèles pour des études de terrain.

Benoît RICCI

2009

Dynamique spatiale et dégâts de carpocapse dans la basse vallée de la Durance

226 p.

Thèse effectuée au sein de l'unité Plantes et systèmes de culture horticoles de l'INRA d'Avignon (Domaine Saint-Paul, Site Agroparc, 84914 Avignon cedex 9) et soutenue le 4 septembre 2009 à l'université d'Avignon et des pays du Vaucluse (74, rue Louis Pasteur, 84029 Avignon cedex 1).

Jury – P^r Thierry DUTOIT (université d'Avignon – IUT), président. P^r Jane LECOMTE (université Paris-Sud) et P^r Thierry TATONI (université Paul Cézanne, Marseille), rapporteurs. Éric MALEZIEUX (D.R. – CIRAD, Montpellier) et Manuel PLANTEGENEST (MCF – Agrocampus Ouest, Rennes), examinateurs. Claire LAVIGNE (C.R. – INRA, Avignon) et Pierre FRANCK (C.R. – INRA, Avignon), codirecteurs de thèse.

Mots clés : *Cydia pomonella*, dégât, dispersion, habitat, haie, hétérogénéité, paysage, production intégrée, SIG, verger.

L'étude de la dynamique spatiale des bio-agresseurs doit permettre, à terme, de prendre en compte le paysage afin de concevoir une gestion plus efficace, en intégrant à la fois l'organisation spatiale des pratiques de lutte et des

aménagements paysagers défavorables aux ravageurs. Dans cette thèse, nous nous sommes intéressés à la dynamique spatiale du carpocapse (*Cydia pomonella*), le principal insecte ravageur des vergers de pommiers et poiriers dans le sud-est de la France. La lutte chimique par insecticides est utilisée massivement contre ce ravageur en agriculture conventionnelle (c'est-à-dire non biologique). Il existe également deux méthodes de lutte biologique, utilisées en agriculture biologique comme en agriculture conventionnelle : l'épandage du virus de la granulose et la confusion sexuelle. En dehors des problèmes environnementaux qu'elle engendre, la lutte intégralement basée sur les insecticides chimiques est confrontée à une perte d'efficacité continue, associée à l'apparition de résistances. Il est aussi apparu dans cette région une résistance au virus de la granulose qui se propage rapidement. Il devient donc indispensable de concevoir des systèmes de production plus écologiques ayant recours à une approche intégrée de la protection des cultures. Dans ce contexte, cette thèse cherche à étudier les effets de l'organisation spatiale des haies, des types d'occupation du sol et des types de stratégie de lutte sur la dynamique spatiale du carpocapse.

Dans une première étape, nous avons recherché, par une approche exploratoire à l'échelle du bassin de production, quels étaient les effets du paysage sur les densités de ce ravageur. Des larves de carpocapse ont donc été collectées dans 80 vergers d'une zone de production de pommes et de poires de 70 km², située dans le nord des Bouches-du-Rhône. Il est apparu des effets significatifs du paysage à l'échelle du bassin de production comme à l'échelle du verger. Les effectifs de carpocapse étaient influencés négativement par la densité de vergers conventionnels dans l'environnement. Ceci traduit un effet de l'intensité des traitements dans les vergers voisins sur la population locale. Un second résultat est que les vergers entourés de nombreuses haies brise-vent avaient des effectifs de carpocapse réduits.

Dans une deuxième étape, nous avons développé une approche de modélisation théorique pour approfondir la compréhension des mécanismes de la dynamique spatiale. En effet, si les approches corrélatives permettent de mettre en évidence des effets paysagers, le lien entre ces corrélations et les processus biologiques qui régissent la dynamique spatiale de l'insecte sont rarement abordés. Par modélisation, nous avons recherché comment les paramètres de dispersion et la composition du paysage influencent les structures de corrélation entre effectifs de populations et indices de description du paysage. Cette approche théorique a permis de montrer que, dans un paysage hétérogène, la migration est bien le processus qui crée les corrélations. En revanche, lorsque les distances de migration sont importantes, la structure de corrélation disparaît car les échanges sur de longues distances tendent à homogénéiser

la répartition spatiale des effectifs. De plus, nous avons montré que la distance de corrélation maximale est mieux reliée à la distance de dispersion que la dernière distance significative, pourtant souvent utilisée comme critère dans les études empiriques.

Nous avons également analysé la répartition spatiale des larves de carpocapse à l'échelle du verger pour appréhender d'autres processus plus locaux. À l'aide d'une méthode de recherche des agrégations spatiales – développée en collaboration avec l'unité Biostatistique et Processus spatiaux (BioSP) de l'Inra d'Avignon – nous avons identifié les vergers présentant une hétérogénéité spatiale de la répartition des effectifs de carpocapses. Dans ces vergers, nous avons montré que les effectifs de carpocapses étaient localement d'autant plus faibles que la zone du verger est protégée du vent par une haie, et que la haie la plus proche est haute et diversifiée en espèces végétales. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer cette relation comme le rôle barrière des haies, leur impact sur le microclimat ou leur rôle d'habitat pour des espèces auxiliaires.

Enfin, nous avons modélisé les dégâts sur fruit en fonction de la dynamique temporelle du ravageur. Dans le cadre de la production fruitière intégrée, le suivi des populations de carpocapses par piégeage sexuel a été préconisé et des seuils établis pour déclencher les traitements, mais le lien direct entre effectifs d'adultes et pourcentage de dégâts est difficile à mettre en évidence. Nous avons montré que les dégâts étaient positivement et significativement reliés aux captures d'adultes ; mais que cette relation était influencée par des facteurs locaux (phytoprotection) et paysagers.

En conclusion, nous avons donc mis en évidence des effets significatifs des structures de paysage tout en prenant en compte le rôle de la phytoprotection, qui reste souvent primordial dans l'explication de la variabilité des effectifs de ravageurs au sein de parcelles agricoles. L'originalité des différentes analyses effectuées repose sur la prise en compte conjointe des facteurs paysagers et des facteurs locaux, ce qui est rarement fait. La quantification du rôle respectif des variables locales et des variables paysagères est cependant difficile à cause des interactions entre ces deux types de variables. La question de l'échelle des processus est d'ailleurs sans doute plus pertinente que la ségrégation entre effets locaux et effets paysagers qui sont nécessairement fortement intercorrélés : l'expression d'effets locaux dépend du contexte paysager et le rôle du paysage est aussi conditionné par les effets locaux intégrés à une échelle supérieure. Ce cadre d'analyse permet d'envisager à terme comme leviers d'actions potentiels à la fois des solutions à l'échelle du verger, spatialement organisées au sein d'un territoire, et des aménagements paysagers pouvant porter sur des zones non cultivées à l'échelle du bassin de production.

Fabrication : Transfaire, 04250 Turriers
Dépôt légal décembre 2009
Impression sur papier recyclé

Comité éditorial

- D^r James Aronson, CNRS, Montpellier, France.
D^r Alex Baumel, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r Élise Buisson, Université Avignon, France.
D^r Marc Cheylan, EPHES, Montpellier, France.
D^r Cécile Claret, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r Bruno Fady, INRA, Avignon, France.
P^r Thierry Gauquelin, Université de Provence, Marseille, France.
D^r Raphaël Gros, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r Frédéric Guiter, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
P^r Serge Kreiter, Université Montpellier, France.
P^r N.S. Margaris, Université Mytilène, Grèce.
P^r Frédéric Médail, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
P^r François Mesléard, Université Avignon – Tour du Valat, France.
D^r Jérôme Orgeas, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r Philippe Ponel, CNRS, Marseille, France.
D^r Roger Prodon, EPHE, Montpellier, France.
Dr. Isabelle Lafond-Schwob, Université de Provence, Marseille, France.
D^r Brigitte Talon, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r Éric Vidal, Université Paul-Cézanne, Marseille, France.
D^r I.N. Vogiatzakis, Université Reading, United-Kingdom.

ISSN 0153-8756

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, éco-physiologie, 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 à des membres du Comité de lecture, 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 trois 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: Cherret 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 ; Dupond & 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.

TIRÉS À PART

Il est fourni 25 tirés à part et un pdf par article, même lorsqu'il y a des auteurs multiples. Des tirés à part supplémentaires peuvent être obtenus à la demande : ils seront facturés.

ABONNEMENT

(contact : ecologia@naturalia-publications.com)

1 an = 1 numéro

	Abonnement	Frais de port	Total
France	20 €	3 €	23 €
Europe	20 €	6 €	26 €
Monde	20 €	8 €	28 €

Abonnement à adresser à :

**SARL Transfaire
Immeuble Wanad
F-04250 TURRIERS**

Code banque 19106	Code guichet 00839	numéro de compte 13995626000	clé RIB 62
Domiciliation : CA SISTERON			
IBAN : FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062			
BIC : AGRIFRPP891			

Sommaire – Contents

Éditorial – Editorial

ecologia mediterranea, en 2009,

le seul journal international spécialisé en écologie méditerranéenne

T. DUTOIT (éditeur en chef) 3

Étude prospective de la fondation, de l'immigration et des facteurs de mortalité des colonies de pucerons noirs de l'oranger *Toxoptera aurantii* Boyer de Fonscolombe (Hemiptera : Aphididae) au nord du Gharb

M. C. SMAILI, A. BLENZAR, A. J. BOUTALEB 5

Effet des facteurs environnementaux sur les premiers stades de la régénération naturelle de *Tetraclinis articulata* (Vahl, Master) en Oranie, Algérie

S. HADJADJ AOUL, M. CHOUIEB, R. LOISEL 19

Investigation on macrophyte development in Litani River (Lebanon) subjected to human disturbances

H. ISMAÏL, H. ABOU-HAMDAN, A. KOUBAYSSI,
S. FAYOLLE, G. KHALAF, A. CAZAUBON, J. HAURY 31

Effects of hydro-edaphic environment on the rooting of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) Deglet Noor in the Ouargla Basin (south-east Algeria)

M. D. BOUHOUN, L. BRINIS, M. L. SAKER, M. COTE, J. RABIER 41

Modélisation de la croissance en hauteur dominante et fertilité des peuplements de pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en Tunisie

T. SGHAIER, S. GARCHI 49

Breeding site selection according to suitability for amphibian larval growth under various ecological conditions in the semi-arid zone of northern Israel

T. GOLDBER, E. NEVO, G. DEGANI 65

La régression des steppes méditerranéennes : le cas d'un faciès à *Lygeum spartum* L. d'Oranie (Algérie)

N. BENABADJI, R. ABOURA, F. Z. BENCHOUK 75

Properties of bacteriocin like substances produced by *Rhizobium* sp. ORN83 and ORN24 strains previously isolated in saline soils of Algeria

K. MOURAD, K. HAFIDA 91

Résumés de thèses – Ph. D summaries

Arne SAATKAMP, Alice SCHAFFHAUSER, Frédéric TRIBOIT, Benoît RICCI 102

Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis

