

The Mediterranean coastal areas from watershed to the sea: interactions and changes

Proceedings of the MEDCORE international conference
Florence, 10th-14th November 2005

Edited by Felicita Scapini



Firenze University Press

АТТИ

— 28 —

14. *Studi per l'insegnamento delle lingue europee : atti della prima e seconda giornata di studio (Firenze, 2002-2003)*, a cura di María Carlota Nicolás Martínez, Scott Staton, 2004.
15. *L'Archivio E-prints dell'Università di Firenze: prospettive locali e nazionali. Atti del convegno (Firenze, 10 febbraio 2004)*, a cura di Patrizia Cotoneschi, 2004
16. *TRIZ Future Conference 2004. Florence, 3-5 November 2004*, edited by Gaetano Cascini, 2004
17. *Mobbing e modernità : la violenza morale sul lavoro osservata da diverse angolature per coglierne il senso, definirne i confini. Punti di vista a confronto. Atti del Convegno Firenze, 20 aprile 2004*, a cura di Aldo Mancuso, 2004
18. *Lo spazio sociale europeo. Atti del convegno internazionale di studi Fiesole (Firenze), 10-11 ottobre 2003*, a cura di Laura Leonardi, Antonio Varsori, 2005
19. *AIMETA 2005 Atti del XVII Congresso dell'Associazione Italiana di Meccanica Teorica e Applicata, Firenze, 11-15 settembre 2005*, a cura di Claudio Borri, Luca Facchini, Giorgio Federici, Mario Primicerio, 2005
20. *Language Teacher education and Training: Italy and Europe. Educazione e formazione dei docenti L2: Italia e Europa. CEFTrain Day - Giornata CEFTrain. Trans-european Contributions – Contributi transnazionali. Firenze, Italy, 7 may 2005*, edited by Elizabeth Guerin, 2005
21. *Models and analysis of vocal emissions for biomedical applications. 4th international workshop. october 29-31, 2005 : Firenze, Italy*, edited by Claudia Manfredi, 2005
22. *Axmedis 2005. Proceedings of the 1st International Conference on Automated Production of Cross Media Content for Multi-channel Distribution. Florence, Italy, 30 November–2 December 2005*, edited by Paolo Nesi, Kia Ng, Jaime Delgado, 2005
23. *La logica dell'evoluzione dei viventi: spunti di riflessione. Atti del XII Convegno del Gruppo Italiano di Biologia Evoluzionistica (Firenze, 18-21 febbraio 2004)*, a cura di Felicità Scapini, 2005
24. *Primate Cytogenetics and Comparative Genomics (Florence, August 29-30th, 2004)*, edited by Luca Sineo, Roscoe Stanyon, 2006
25. *Gestione delle raccolte e cooperazione nella biblioteca ibrida (Firenze, 13 ottobre 2005)*, a cura di Nicola Benvenuti, 2006
26. *Studi sulla lingua orale documentata in C-Oral-Rom (Integrated Reference Corpora for Spoken Romance)*, a cura di Maria Carlota Nicolas Martinez, 2006
27. *Societas herpetologica italica. Atti del V congresso nazionale (Calci, 29 settembre-3 ottobre 2004)*, a cura di Marco Zuffi, 2006

**The Mediterranean coastal areas from
watershed to the sea:
interactions and changes**

**Proceedings of the MEDCORE international conference,
Florence, 10th-14th November 2005**

F. Scapini
Editor

Firenze University Press
2006

The Mediterranean coastal areas from watershed to the sea : interactions and changes : proceedings of the MEDCORE international conference : Florence, 10th-14th November 2005 / edited by Felicità Scapini. – Firenze : Firenze university press, 2006.

(Atti, 28)

<http://digital.casalini.it/97888884535573>

ISBN 978-88-8453-557-3 (online)

ISBN 978-88-8453-558-1 (print)

574.5 (ed. 20)

Ecologia-Mare Mediterraneo

Published with the support of:



European Commission INCO-MED Programme, 5th Framework Programme, ICA3-CT2002-10003, MEDCORE Project

© 2006 Firenze University Press

Università degli Studi di Firenze
Firenze University Press
Borgo Albizi, 28, 50122 Firenze, Italy
<http://epress.unifi.it/>

Printed in Italy

Index

Presentation of the volume <i>F. Scapini</i>	1
The Mediterranean in history <i>E. Di Nolfo</i>	3
Le littoral de M'diq-Smir et de Oued Laou (Maroc): l'histoire géomorphologique récente et les risques liés aux travaux d'aménagement <i>A. Oueslati</i>	9
Les relations entre les changements des paysages du bassin du fleuve Segura et les écosystèmes dunaires de son embouchure (Espagne sud orientale) <i>E. Seva, C. Martín, J.E. Martínez & A. Pastor-Lopez</i>	31
A geographical information system in Tuscan wetlands: land use changes in modern and contemporary age <i>M. Azzari, C. Berti, T. Pileggi & G. Tarchi</i>	43
Limits of stakeholder participation in sustainable development: "Where facts are few, experts are many." <i>L.F. Cassar, E. Conrad, G.H. Griffiths & S. Morse</i>	55
Socioeconomic conditions in coastal areas. A comparative analysis <i>M.A. Abdrabo</i>	73
Poverty levels and environmental quality in Rosetta, Egypt <i>M.A. Hassaan & M.A. Abdrabo</i>	83
L'agrobiodiversité dans les agrosystèmes traditionnels du bassin versant de Oued Laou (Maroc) <i>M. Ater & Y. Hmimsa</i>	95
Pesticides stress on the woodlice <i>Porcellionides pruinosus</i> (Brandt 1833) in the agroecosystems of Benghazi and Sebha (Lybia) <i>M.I. Abdalla, A.M. Abdul-Meneem & A.A. Ibrahim</i>	109
Typologie et qualité biologique de l'eau du réseau hydrographique Laou, Nord Ouest du Maroc <i>M. El Alami, N. Bennas & B. Belqat</i>	123
L'avifaune du bassin versant de l'Oued Laou: composition, statuts et zonation des espèces <i>A. Qninba & M. Radi</i>	143
Richesse et typologie aviaire de la Région Nord-Ouest de la Tunisie <i>N. Hamdi & F. Charfi</i>	161
Diptera (Insecta) biodiversity of Berkoukech (Tunisia) <i>P. Gatt & L.F. Cassar</i>	177

Sandhopper orientation integrates environmental information. Preliminary considerations on the case-study of Laou River mouth, Morocco <i>L. Fanini, F. Scapini & A. Khattabi</i>	185
Evidence of endogenous circadian and ultradian activity rhythms of talitrids from different environments <i>C. Rossano & F. Scapini</i>	199
Étude de l'activité locomotrice chez <i>Talitrus saltator</i> (Crustacea, Amphipoda) issu de la plage de Zouarâa (Tunisie) <i>D. Bohli, E. Morgan, F. Charfi-Cheikhrouha et K. Nasri-Ammar</i>	209
A rapid method for monitoring macrophytic vegetation <i>S. Lanfranco, L.F. Cassar, E. Conrad & E. Lanfranco</i>	221
Effects of freshwater river discharge on terrestrial arthropods in Atlantic and Medi- terranean sandy shores <i>I. Colombini, A. Chaouti, M. Fallaci, E. Gagnarli, F. Scapini, A. Bayed & L. Chelazzi</i>	233
Macrofaunal biodiversity of the Mediterranean sandy beach environment <i>N. Papageorgiou, C. Arvanitidis & A. Eleftheriou</i>	263
Réponse du macrozoobenthos aux déversements de la rivière Ombrone sur la plage sableuse du parc régional de la Maremma (Toscane, Italie) <i>A. Chaouti, I. Colombini, M. Fallaci, E. Gagnarli, F. Scapini, L. Chelazzi & A. Bayed</i>	275
Microbial and meiofaunal communities from a sandy beach in the Maremma Re- gional Park, Italy <i>M. Moreno, V. Marin, V.S. Salvo, S. Farina & M. Fabiano</i>	297
Distribution bathymétrique du macrobenthos au large de l'embouchure d'un cours d'eau méditerranéen: baie de Oued Laou dans le Nord-Ouest du Maroc <i>H. Bazairi, A. Chaouti & A. Bayed</i>	311
Diversity and distribution of macrobenthos and fish in Abu Qir Bay (Alexandria, Egypt) <i>M.R. Fishar & A. El-Haweet</i>	325
Peuplements des algues macrophytes des trottoirs rocheux à vermetes de la côte li- banaise <i>S. Lakkis & V. Novel-Lakkis</i>	343
Amphipodofaune associée à l'herbier de <i>Posidonia oceanica</i> de Tabarka (Tunisia) <i>R. Zakhama-Sraieb, Y.R. Sghaïer & F. Charfi</i>	363
Analysis of stranded sea turtles in the Gargano coast: has the Gargano promontory an importance for the ecology of the turtle <i>Caretta caretta</i> (Linnaeus, 1758) in the Adriatic Sea? <i>T. Scirocco, R. D'Adamo, O. Di Matteo & P. Ventrella</i>	371

Presentation of the volume

F. Scapini

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica “Leo Pardi”
Università degli Studi di Firenze
Via Romana, 17 – 50125 Firenze, Italia
Email: scapini@dbag.unifi.it

The MEDCORE Project “From river catchment areas to the sea: a comparative and integrated approach to the ecology of Mediterranean coastal zones for sustainable management”, was funded by the European Commission in the framework of the 5th programme, International cooperation with Mediterranean countries, ICA-3-CT2002-10003, and carried out from 2002 to 2005 by a consortium of researchers from nine European and Mediterranean partner countries. It focused on a number of selected coastal areas, with particular attention to the interactions and links between elements. A multidisciplinary research and integration of expertise characterised the approach.

The MEDCORE International Conference aimed at presenting the main scientific achievements of the Project, extending the collaboration to other interested students and researchers and starting new scientific interactions.

The Proceedings are contributing to the information flow started with the project and the conference. Despite the variation of the presentations, we wanted to collect them in one volume to show that interactive research is possible and to build a baseline for an innovative interdisciplinary perspective. Some of the articles of this volume have already started an effort in this sense, other can be used for further developments towards interdisciplinary research. Before starting any interaction, it is important to come together and to know what the colleagues do and what their approaches and achievements are. A cross-reading of the articles will represent a starting point towards integration.

The Mediterranean coastal zone can be considered a centre of interactions at different levels. Sea and land ecosystems here are in contact, coasts extend as a continuous line around a common sea that has represented a space for trades and wars along with the human history, the rivers link the inland and coastal zones and have been the main “roads” of interchanges and development.

MEDCORE participants have found difficult to define the spatial and temporal scales of the research because each subject of study has its own scale. The times of humans, animals, plants and micro-organisms are not the same, depending on the life span of individuals, the turn-over of generations, the historical events and the geological changes. Also their spatial influences vary and the texture can be very different, from the whole Mediterranean Basin, to defined zones, habitats and particular spots. But all contribute to the sustainability of the ecosystems – the more the interactions, the higher the sustainability. Beaches are paradigmatic, as they link terrestrial and ma-

rine environments, and are threatened both by land and sea impacts. Their economic importance is evident along with their fragility as ecosystems.

Interactions between elements in a system are only in minimal part competition and struggle for life or negative impacts, as is often expressed when human culture and nature are considered, but they are mainly conjunctions and in some cases cooperation. An interaction or conjunction is always found when spatial and temporal scales of different elements overlap. It would be interesting to explore the outcome of these conjunctions in view of the sustainability of the coastal systems across the Mediterranean. In this perspective, there is no contrast between nature and culture, and conservation of natural elements should be compatible with human uses, environmental management and development.

The layout of this volume has derived from the above said. We discarded the idea of arranging the different contributions geographically, from North to South or East to West, and preferred to follow a logic “scale”, from the general to the particular, from the macro-scale to the micro-scale. Consequently, history and geography come first, socio-economy and management follow, then the river basin with the diversity of habitats it offers along its course, the extended dune and beach environments and the coastal waters. Temporally the contributors analysed pre-historical and historical times, generations and seasons, from the long term to the medium and the short ones.

Overlaps between compartments and phenomena are frequent and most of the authors have stressed them. We hope that this volume will offer new inputs and ideas to interested students and researchers, to foster attention in the links between ecosystems’ compartments and, methodologically, between disciplines. MEDCORE Conference and Proceedings should represent a starting point towards further integration. We invite both the authors and readers to suggest further developments to enhance an integrated sustainable development of Mediterranean coastal zones. A sustainable environmental management is pressingly needed in this region that has experienced rapid global and “glocal” (i.e. globally driven but locally managed) developments.

We wish to thank all those who have contributed to the reviewing process of the manuscripts, enhancing the scientific standard of the volume with their constructive criticisms and help: Prof. Mohamed Abdrabo, Dr Fatiha Amar-BouSalah, Dr Christos Arvanitidis, Prof. Mohammed Ater, Prof. Abdellatif Bayed, Dr Louis F. Cassar, Prof. Faouzia Charfi-Chekhrouha, Dr Lorenzo Chelazzi, Prof. Gabriele Ciampi, Dr Isabella Colombini, Dr Michele De Silva, Prof. Anastasios Eleftheriou, Prof. Bouchta El Mounni, Prof. Mauro Fabiano, Prof. Soumia Fahd, Dr Lucia Fanini, Prof. Paolo Genesio, Dr Mauro Gori, Dr Miltiadis-Spiridion Kitsos, Dr Nikos Lampadarios, Dr Paolo Luschi, Prof., João C. Marques, Prof. Carlos Martín-Cantarino, Prof. René Maury, Dr Giuseppe Messina, Dr Elfed Morgan, Dr Mariella Nardi, Dr Annamaria Nistri, Prof. Ameer Oueslati, Prof. Antonio Pastor-López, Prof. Piero Piussi, Prof. Abdeljebbar Qninba, Prof. Javier Romero, Dr Ekatherini Siakavara, Dr Stefano Taiti, Prof. Michel Thévenot, Dr Wim Vader, Dr Nico Van Straalen and Prof. Camillo Zanchi.

The Mediterranean in history¹

E. Di Nolfo

Dipartimento di Studi dello Stato
Università degli Studi di Firenze
Piazza San Marco, 4 – 50121 Firenze, Italia
Email: dinolfo@unifi.it

This title repeats the title of a recent book edited by David Abulafia, professor of Mediterranean Studies at the University of Cambridge which gives an account of the reasons why for over four thousand years the Mediterranean was at the centre of Western civilisation. As a matter of fact, no event concerning the life of this Sea can be understood unless one keeps in mind this long term historical background. Despite its geographically limited dimension, the Mediterranean has been and still is at the centre of so many historical events that its life has been conditioned by history. It has been the melting-place of the cultures of Europe, Asia and Africa, the battleground of races and nations and the focus of three monotheistic religions: Judaism, Christianity and Islam. One has to cast a rapid glance to its role in trade between Asia and Europe, during the ancient times even a long time before the opening of the Suez Canal. The communication between India, China, Japan and the Countries of the Mediterranean, whatever may have been their political situation, was at the core of the growth of ancient civilisation, of the Egyptian, Phoenician, Greek and Etruscan life, before the growth of the Roman Empire, which dominated the whole Sea and left its influence in many parts of it, because it was an essential tool for Roman power. After the collapse of the Roman Empire the Mediterranean became the battlefield of rising civilisations: the growth of Islam; the fight for the Crusades; the story of the Byzantine Empire; the impetus of the Italian city trading states like Venice, Genoa and Pisa. The struggle for domination among the major European States and the Ottoman Empire characterized the Sea as a sort of battleground for the European Power. After Napoleon I, British domination was the fact against which first France and subsequently Italy tried to modify the story of the Sea. Meanwhile the opening of the Suez Canal and, a few decades later, the discovery of oil fields in the Middle East gave new impetus to the competitions. During World War II the USA began to expand their influence in the Sea. They had to cope with the expansion of the Soviet Union via the Black Sea. The situation first of the Middle East, second of Northern Africa's struggle for independence, third of the collapse of the Soviet Union after 1989 generated new problems. At the end of the XX Century the Mediterranean appeared to have become a sort of American Lake. However this domination was put at stake by the emergence of new tensions and problems which characterize today's life.

Key words: Mediterranean Sea, history, international relationships

¹ Introductory lecture to the MEDCORE Conference on the 11th November 2005, Florence, Italy.

I have always been puzzled, from many points of view, by the question of why the Mediterranean Sea has had such an enormous importance in world history. An importance which has had and still has a different nature, but has been a long term lasting one. I have always been attracted by the consideration that this little Sea, even when geographically speaking periferal, has been at the centre of so many events: demography, religion, culture, arts, philosophy, natural resources, trade, and politics, mostly international politics for such a long part of world history before the era of globalization.

Useless to say, this interest has been shared by many historians from the ancient times until today, and I cannot afford to repeat, in a few minutes, all the historical events of which this Sea was the theatre, as I cannot detect all the archeological traces which mark the passage of civilisations, the changing nature of problems.

Therefore I have thought that the best way to present a historical introduction to this Conference was the idea to mark those moments in which the role of the Sea has changed or as been modified by external events.

Five million years ago the Mediterranean was a deep, dry valley dividing three continents: Europe, Asia and Africa. A natural cataclysm took place which transformed the valley into a sea that the Strait of Gibraltar protected from the Atlantic Ocean. Since then there was a life of its own in this Sea, and a big demographic movement pushed peoples from Central Africa or the Middle East towards its fertile coasts. Some five thousand years ago men begun to settle along these coasts or in the Islands: Cyprus, Malta, Crete, Sicily, Sardinia and in those areas which could avail themselves of water from big rivers. We realize in this way why Egypt and Mesopotamia were the locations of two of the major civilisations of which we know. The Nile River valley was unified under the Pharaohs during the fourth millennium BC; the Levant was the cradle of the multiethnic civilisation which colonized this area from Persia to the Mediterranean Eastern coast: Syria, Lebanon, Israel. The river valley civilisations had larger populations, which became wealthy ones, as the many archeological discoveries show. They needed workers, slaves for the construction of those big architectures that we still admire; countrymen for the cultivation of the crops on which their economy was mostly based. Trade was limited by the inability to utilize ships, moved by men's arms. When bigger ships were built, most of the coastal cities became centres of trade and political power. However this explains why the Egyptian power did not expand beyond Eastern Mediterranean.

The first big change in this area was the growing power of Greek cities and of the Phoenician influence. Greek cities were divided by deep rivalries until they were unified under the influence of Athens. Then, they tried to extend their dominance towards the Anatolian peninsula and Sicily but they were defeated at the end by the growing power of the Macedonians and the Romans. Their influence was marked however by they cultural influence in philosophy, theatre, poetry, sculpture, architecture: the lasting bases of western civilisation.

From the mountains of Macedonia, where technological and organizational skills had forged powerful cavalry, Alexander the Great was able to expand Greek power along the Black Sea, even if for a short number of years, and even towards Persia and

India. The Egyptian lands were taken. For the first time Eastern Mediterranean was ruled by one only hand.

Even the Phoenicians, thanks to their ability in trade and naval constructions, had a powerful influence in the Mediterranean life, especially in northern Africa, as long as their power was defeated by the Romans.

This marks the second turning point of the history of the Mediterranean. Thanks to their superiority in the technical way to fight battles and to their ability to build up a big fleet, still based on men's force, they spread first through Italy, than they defeated Carthage, took Greece and Egypt. From this moment and for several centuries the Mediterranean Sea was a sort of Roman lake, the *Mare Nostrum*, the Roman Empire: trade, economy, laws, power, architecture, the system of communications on land and sea, all of these aspects of human life were dictated by the imposition of Roman superiority. It was within the Roman Empire, but in its periphery, the region of Judea, that a monotheistic religion was founded, Christianity, which centuries later became the official religion of the Roman Empire, and this introduced in the historical landscape the problem of religion and faith as an ethical but also a political aspect of life.

Generally speaking the Roman age was a period of peace and welfare. The control of the Sea was one of the aspects of Roman power as well as of Roman ability to export its culture and civilisation. Things begun to change when the Roman Empire collapsed. The first sign of decadence was shown by the division of the imperial heritage into two parts: the Western Roman Empire and the Eastern one, which took place in 395, at the death of Theodosius. The Western Empire survived only for less than one century, while the Eastern Empire, the Byzantine one, based in Constantinople, survived until 1453, when it was taken by the forces of Mohammed II.

While the northern part of the Roman Empire was invaded by peoples coming from Eurasian territories of the North, with the consequence of the creation of a number of independent entities, the Mediterranean was soon to be dominated by the force of Islam and its growth. This is a new chapter in the history of this Sea.

After the death of Mohammed in 632 AD his successors gave way to the expansion of his religion and their political power first in the Arab World, soon after in the Mediterranean, taking many directions. While in Anatolia this expansion was blocked by the Byzantine forces, in northern Africa this expansion was much easier. The Muslims were able to control almost all of the southern coast of the Mediterranean and to reach also Morocco and Spain moving without success northward, where they were stopped by the French. Their presence in the Mediterranean, and especially in Spain, marked the birth of a very advanced society, wealthy and powerful, which has left fundamental traces of its passage. The splendour of Muslim civilisation was an occasion of cross fertilization among Mediterranean culture.

More difficult was, for Muslim expansion, to move towards Italy. Sicily and Sardinia were for a while under Muslim domination but the struggle of the Roman Church and the competition of the City States located along the coasts of the Peninsula, i.e. Genua, Leghorn, Pisa and especially Venice. The forces of these cities, that of Venice, together with those of a part of the European States supported the Crusades,

which marked a bitter defeat for the Muslims in the Middle East. It was however only an useless attempt to recover the Holy Land to Christianity. On the contrary the Crusades deteriorated the ability of the Byzantine Empire to control its territory and gave a strong impulse to a Muslim counteroffensive which brought to the fall of this Empire and of Constantinople in the hands of the Muslims.

From that moment onward, a new phase was going to begun. In fact, while the Muslims were rejected out of Spain they were able to push their pressure in the Balkan Peninsula until they were able to arrive just close to Vienna, where they were arrested by the European coalition, while, a century before, they had been defeated at Lepanto by a powerful fleet, in which new vessels, moved by the blowing wind, defeated the Muslim fleet. These points are important for one relevant reason: the Muslims entered the Balkan Peninsula and controlled the Black Sea through the Straits while along the rivers of the same Sea and close to the Balkans a new power was emerging from distress, and soon beginning to press in order to obtain free navigation to the open Mediterranean Sea. It was the Russian Empire which from its very creation during the XVI century aimed to expand its influence westward: the basis for the interminable struggle between Russia, the Russian Empire and the Soviet Union against either the Ottoman Empire or, later, Turkey, were laid. It was a conflict which was going to dominate the political life of Eastern Mediterranean until the present days.

Meanwhile something bigger had taken place. In 1492 Columbus had landed in America. It was not yet a radical change of the international equilibrium but this event marked the end of the traditional way to conceive the Mediterranean. From many points of view, even if this was a mistake in a worldwide vision of history, the Mediterranean had been considered as the centre of the world: the cradle of civilisation, of art, of technology, and so on. From that moment on, people became more and more aware of the fact that this Sea was only a peripheral gulf of a much bigger Ocean, the Atlantic. What were going to become the relations between the two aspects of this reality, especially for those countries which were totally internal to the Mediterranean or, on the contrary, for those who were both Mediterranean and Atlantic and, still more, for those which were only Atlantic, like Britain?

It is easy to understand that this broadening of the geographic panorama of the world had an enormous impact on Mediterranean history. During the XVI and XVII centuries the Sea preserved its grandeur, lost much of its importance. Such countries as Britain, the Low Countries, Prussia, Norway and Portugal grew to world power while Spain, Italian minor States, the Ottoman and the Austrian Empires lost weight. The great technological transformation in the structure of Sea power, the need to build big trans-Atlantic vessels, the new lines of trade opened by the discovery of North and South America wealth modified in depth the whole role of the Mediterranean. For at least two hundred years it became the theatre of conflicts which were no longer the main focus of international life. The struggle between France and the Hapsburgs for continental domination and the wars of religion generated by political effects of the Reformation had a major role in European history, while Mediterranean life entered a phase of decline: both an economic and a political one.

This situation changed again during the XVII century and with the French revolution, together with the world wide conflict between Napoleon I and Britain. The slow conquest of India at the eve of the industrial revolution and the growth of a strong cotton industry in Britain posed a problem of communications between India and Britain. The shortest way was the Mediterranean: from the Indian Ocean, to the Red Sea and along the Mediterranean, via Gibraltar, to Britain. The shortest but not the easiest. It is not well known the fact that one of the reasons that suggested Napoleon, at the end of the XVIII century, to tray his military expedition in the Middle East and Egypt was that of creating obstacles to British trade with India. As it is not well known the fact that, before the opening of the Suez Channel, a railway was built going from Alexandria to Suez and capable to carry entire vessels from the Mediterranean to the Red Sea.

All this gave to the Mediterranean a new role in world trade and economics. Since then a close rivalry was fought between the French and the British fleets, with the result that, with the victory of Nelson at Abukir in 1798 the British were able to establish a permanent hegemony. In 1711 they had gained the control of Gibraltar, in 1815 they occupied Malta, in 1874 they acquired the majority of actions of the Compagnie de Suez, in 1878 they took Cyprus, in 1882 they occupied Egypt. The opening of the Suez Channel in 1869 had given to the Mediterranean the role of a vital line of communications from Britain to the Asian colonial territories: since then to the very end of World War II, the British were able to maintain this control, despite the short opposition of Mussolini's Italy from 1936 to 1941.

It was the discovery of oilfields and the new Franco-British entente concerning the Middle East mandates (1920) that opened the subsequent phase of this history. Probably until World War II the USA were unable or unwilling to stress how far they were interested in controlling these oilfields. But after World War II it became suddenly clear that British-American cooperation was a thin veil which covered the arrival of American hegemony. The only obstacle to this situation was the attempt of the Soviet Union to enter the Mediterranean with a powerful navy, despite the Convention of Montreux of 1936. They did not succeed. In 1967, after the third Arab-Israeli War it was clear that the Mediterranean was more and more vital as a centre of rivalries, trade, culture, demographic movements, but it was also clear that it was dominated by the USA. It is a long term situation, that cannot be modified, in my opinion, by local crises.

REFERENCES

- ABULAFIA D. 2003. *The Mediterranean in History. New York.*
AMBROSINI G. 1937. *I problemi del Mediterraneo. Roma.*
BRAUDEL F. 1946. *La Méditerranée et le mond méditerranéen à l'époque de Philippe II. Paris.*
DE LUIGI G. 1925. *Il Mediterraneo nella politica europea. Napoli.*

- GRANT M. 1988. *The Ancient Mediterranean*. *New York*.
- LAQUEUR W. 1969. *Struggle for the Middle East: the Soviet Union in the Mediterranean*. *London*.
- LEWIS B. 1983. *The Muslim discovery of Europe*. *Princeton*.
- LOMBARD M. 1971. *L'Islam dans sa première grandeur. VIII-XI siècle*. *Paris*.
- MONROE E. 1938. *The Mediterranean in Politics*. *London*.
- MONTI A. 1937. *Gli italiani e il canale di Suez*. *Roma*.
- PARIBENI R. 1916. *L'Italia e il Mediterraneo orientale*. *Roma*.
- PONTEIL F. 1964. *La Méditerranée et les puissances depuis l'ouverture jusqu'à la nationalisation du Canal de Suez*. *Paris*.
- SILVA P. 1927. *Il Mediterraneo dall'Unità di Roma all'impero italiano*. *Milano*.
- TRUVER SCOTT C. 1980. *The Strait of Gibraltar and the Mediterranean*. *Ger-mantown*.

Le littoral de M'diq-Smir et de Oued Laou (Maroc): l'histoire géomorphologique récente et les risques liés aux travaux d'aménagement

A. Oueslati

Département de Géographie, CGMED
Faculté des Sciences Humaines et Sociales, Université de Tunis, Tunisie
Email: oueslatiameur@yahoo.fr

Dédié à la mémoire du Professeur Roland Paskoff

L'étude géomorphologique montre que la mise en place de la frange littorale, aussi bien à Smir qu'à Oued Laou, est le résultat d'une évolution récente appartenant, en grande partie, à l'Holocène et aux temps historiques. Elle révèle aussi les témoignages d'importantes interactions entre les différents agents en action et d'importants échanges entre les différents compartiments du paysage naturel. Ce type d'évolution continue à caractériser la dynamique actuelle et doit être considéré dans les travaux d'aménagement. Ceci est d'autant plus important que les principaux risques auxquels se trouvent de plus en plus confrontée la région, ou leur aggravation, dont notamment l'érosion marine et hydrique et les inondations, sont souvent dus à des interventions humaines insoucieuses de tels échanges.

The geomorphological study shows that the setting of the coastal area, as well at Smir as at Oued Laou, is the result of a recent evolution pertaining mainly to Holocene and historical times. It also reveals the importance of the interactions between the active agents and it permits to disengage the importance of the exchanges between the different natural compartments for the equilibrium of landscape dynamics. Such an evolution is continuing today and must be considered in management. The most important risk the region is more and more exposed to, is mainly marine and continental erosion and flooding, phenomena which are often due to human interventions which neglect these interactions and exchanges.

Key words: histoire géomorphologique, risques d'aménagement, côtes de la Méditerranée

Introduction	10
I. L'histoire de la mise en place du littoral actuel	12
1. Le cordon littoral	12
Le membre inférieur	12
Le membre supérieur	13
2. La plaine littorale	14
3. Le versant de la bordure interne de la plaine littorale	15
II. L'évolution actuelle et les risques liés à l'anthropisation récente	17
1. L'affaiblissement des plages et l'accentuation du risque de l'érosion marine	17
a. La plage de la ville de M'diq: déjà sensiblement amoindrie par l'érosion et de qualité assez dégradée	18
b. La plage du secteur compris entre la ville de M'diq et la digue sud de la marina de Kabila: les premières manifestations des signes de faiblesse et les prémisses d'un passage vers le stade de démaigrissement	19
c. La plage du complexe touristique de Kabila: encore large malgré une occupation continue de sa frange interne et la destruction de ses dunes	21
d. Les plages de Oued Laou: bénéficiant d'une alimentation sédimentaire importante, elles sont encore larges et épaisses mais la densification des aménagements sur le front de mer menace de les conduire vers des situations de déséquilibre	22
2. Les risques liés au dérèglement de l'hydrologie continentale	23
a. Une accélération de l'érosion hydrique	23
b. Une accentuation du risque des inondations	25
Conclusion	27
Remerciements	28
Bibliographie	29

INTRODUCTION

Aussi bien dans le secteur compris entre M'diq et Smir que dans le secteur de Oued Laou, la frange littorale se caractérise par une zonation dans laquelle se succèdent, de la mer vers l'intérieur, un cordon littoral plus ou moins épais ou dunifié, une plaine étroite et enfin, un versant pentu marquant le passage vers les premiers reliefs côtiers accidentés ou leur piémont (Figure 1). Ce dernier montre généralement un étagement d'aplanissements et de formes d'accumulation du type glacis, cônes de déjection et terrasses quaternaires.

Ces deux espaces côtiers ont également en commun le fait de correspondre à des terrains très récents, les formations géologiques qui y affleurent datent surtout du Quaternaire supérieur et parfois des temps historiques. Ils se partagent aussi le sort de se trouver soumis, au cours des dernières années, à des aménagements rapides venus chercher la proximité des plages. Les différences ne sont pas, pour autant, indéniables. Elles apparaissent surtout à travers l'importance des terres humides, les caractéristiques de la morphologie de détail du cordon littoral ainsi que la nature des équipements et la sensibilité du milieu naturel aux différents aménagements qui ont permis leur introduction.

Après une présentation des affleurements géologiques et de leur intérêt pour la reconstitution de l'histoire de la mise en place du littoral actuel, ce papier tentera de

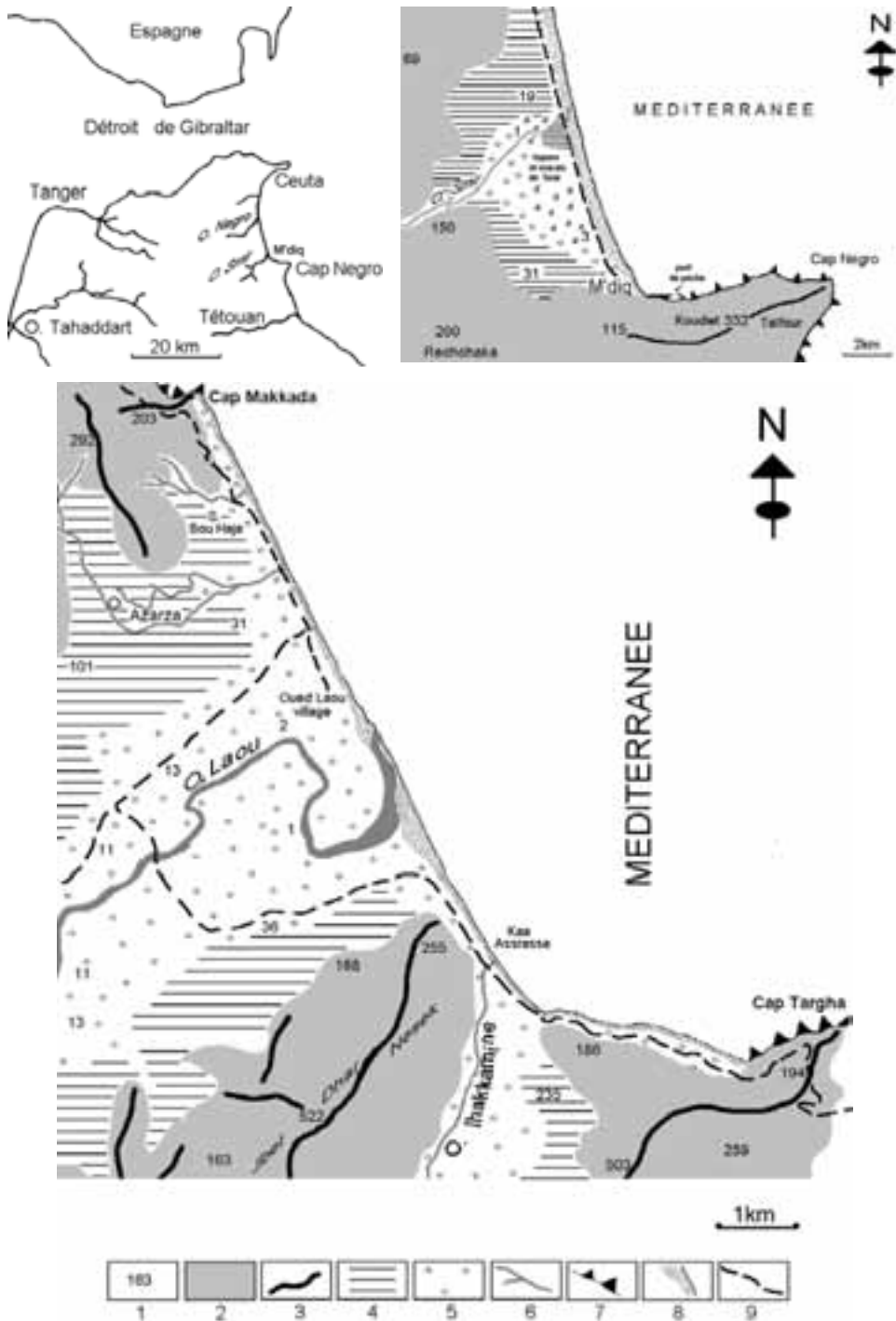


Figure 1. Localisation et grandes lignes du paysage géomorphologique. Légende commune: 1) côte d'altitude; 2) relief collinaire et montagneux; 3) ligne de crête; 4) piémont quaternaire; 5) plain; 6) cours d'eau; 7) falaise; 8) cordon littoral sableux; 9) route.

préciser les caractéristiques et les tendances de l'évolution récente et d'attirer l'attention sur les risques liés à la prolifération des aménagements, notamment ceux liés au dérèglement de la dynamique des rivages sableux et des eaux de ruissellement dans les espaces qui les bordent.

I – L'histoire de la mise en place du littoral actuel

La frange littorale renferme, malgré son exigüité, un enchaînement de formes et de dépôts variés. Nous les présentons de la mer vers l'intérieur selon le triptyque cordon littoral, plaine et versant marquant le passage vers les reliefs de l'arrière pays.

1 – Le cordon littoral

C'est le secteur de Smir qui offre les opportunités les plus intéressantes pour l'étude de la structure interne du cordon littoral. Ceci est favorisé, surtout, par le développement vertical de ce cordon grâce à l'importance de sa dunification. Les coupes révélées par les vagues des tempêtes ou par différentes interventions humaines (chantiers de construction, carrières, ...) ont souvent permis d'identifier la superposition de deux membres qui correspondent à deux cordons littoraux, l'un fossile et grésifié et l'autre fait de sables meubles et encore mobiles dans leur partie supérieure.

Le membre inférieur affleure en différents points du secteur compris entre l'agglomération de M'diq et la digue méridionale du port de plaisance de Kabila. Il correspond à un grès coquillier moyennement induré et doit constituer les témoins de l'un des stades de la transgression versilienne dont les traces les plus anciennes sont généralement datées, en Méditerranée, de 5000 à 6000 ans B.P. (Morhange & Pirazzoli, 2005). La datation¹, par la méthode du C₁₄, de coquilles de *Glycemeris* prélevées dans l'affleurement le plus étendu, situé à mi-chemin entre la ville de M'diq et l'hôtel Holiday Club, a donné un âge de 3180 ± 140 ans B.P.

Ce grès n'est, pour l'instant, visible que dans la marge externe du cordon littoral où il affleure à une altitude de quelques décimètres à un mètre au dessus du niveau marin (Figures 2A et B). Mais il est fort probable que, lors de sa mise en place, le rivage se situait loin en arrière, peut être au pied de la première rupture de pente qui borde la plaine littorale ainsi que le laissent penser, du moins, des affleurements d'une plage fossile repérés à la limite interne de la plaine de Oued Laou et qui seraient également versiliens (*cf. infra*). L'emplacement de la lagune de Smir aurait été alors envahi par la mer pour correspondre plutôt à une baie, au cours du maximum de la transgression (Figure 3). Quoi qu'il en soit, cette lagune devait être beaucoup plus influencée par la mer. Car, en plus du fait que le niveau marin était plus haut, son fond était plus bas puisque une partie des alluvions qui l'occupent de nos jours n'y était pas encore déposée.

1 Les datations utilisées dans ce travail ont été financées par le Projet MEDCORE (ICA3-CT2000-10003) et effectuées dans le Laboratoire Radio-Analyse et Environnement à l'Ecole Nationale d'Ingénieurs de Sfax, Tunisie.

Le membre supérieur est constitué par le matériel de la plage actuelle et du bourrelet éolien qui la borde. En fait, ce dernier n'est pas partout le résultat d'une accumulation continue. Différentes sections y ont révélé, surtout là où il est bien développé dans le sens vertical, l'existence d'un horizon pédologique matérialisant une discontinuité sédimentaire importante.

Repéré dans la majorité des coupes mises au jour par les travaux qui ont défoncé le cordon littoral, cet horizon a souvent une épaisseur comprise entre 20 et 40 cm et une couleur noirâtre, parfois très foncée, ce qui l'apparente à un vrai sol. La coupe la plus significative, parce que bien dégagée et offrant des possibilités de datation, a été révélée par le recul de la berge gauche de Oued Mrah El Bacha qui débouche au niveau de la limite nord du complexe touristique de Kabila (Figure 2C). Elle a permis, en effet, de trouver, dans la partie supérieure du sol, des restes d'ossements ainsi que des éclats d'une céramique tournée dont certains sont clairement antiques et remontent au III^{ème} siècle ap. J.C. (éclats de sigillée de type C; bord bifide de casserole; anse d'amphore d'importation italique)². Ce site renferme aussi des vestiges de murs anciens reposant sur le sol et le sable sous jacent, dont en particulier une petite construction qui, comp-

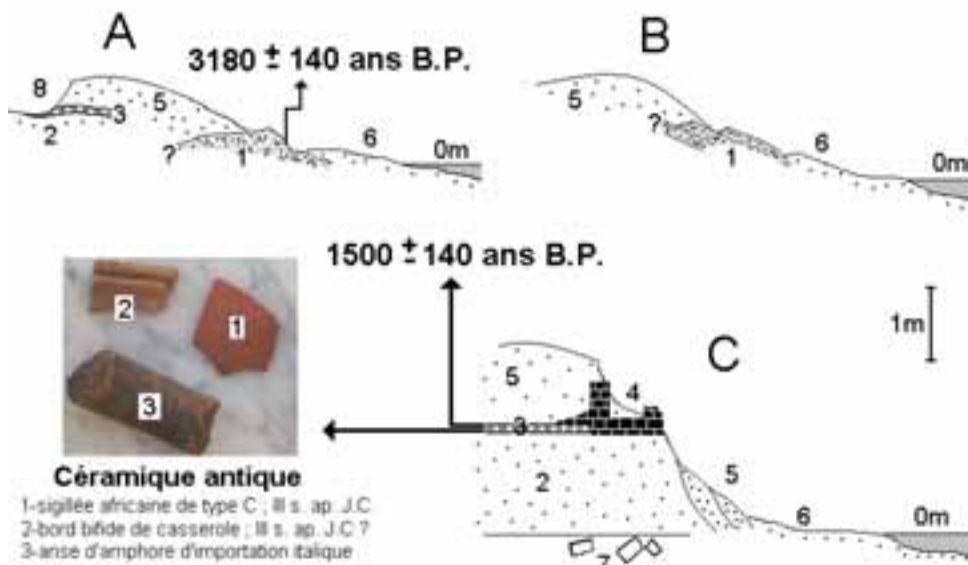


Figure 2. Coupes montrant la structure interne du cordon littoral entre M'diq et Smir-Kabila. A) à environ 200 m au nord de l'hôtel Golden Beach; B) à mi-chemin entre l'hôtel Holiday Club et le port de plaisance de Kabila; C) sur la berge gauche de Oued Mrah El Bacha (en avril 2004). 1) grès marin moyennement consolidé; membre inférieur du cordon littoral; plage fossile; Versilien; 2) partie basale du membre supérieur, meuble, du cordon littoral; 3) sol antique; 4) vestiges archéologiques; 5 et 6) partie sommitale du membre supérieur, meuble, du cordon littoral et plage actuelle; 7) blocs taillés dispersés dans le lit de l'oued; 8) petite carrière de sable.

2 Détermination de Mme Boutheina Maraoui, historienne archéologue au Département d'Histoire de la Faculté des Sciences Humaines et Sociales de Tunis, que je remercie vivement.

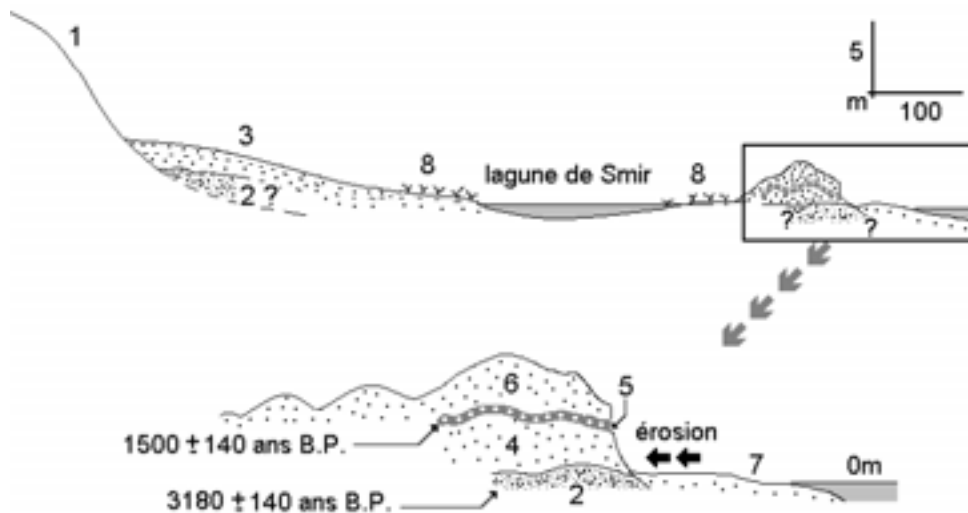


Figure 3. Coupe synthétique à travers la frange littorale de Smir. 1) rupture de pente marquant le passage vers un piémont à glaciais, terrasses et cônes de déjection quaternaires; 2) membre inférieur du cordon littoral; dépôt marin versilien; plage ou cordon littoral fossile; 3) cône de déjection et alluvions holocènes-historiques; 4) partie inférieure du membre supérieur, meuble, du cordon littoral; 5) sol antique; 6 et 7) partie supérieure du membre supérieur du cordon littoral et plage actuelle; 8) marécages des berges de la lagune de Smir.

te tenu de sa forme et du mortier étanche de ses parois internes, nous a paru rappeler les aménagements hydrauliques antiques. Il s'agirait des vestiges d'un petit bassin ou d'une citerne. Une datation, par la méthode du C_{14} , effectuée sur des *Helix* extraits du sol, confirme cette chronologie; elle a donné un âge de 1500 ± 140 ans B.P. ce qui nous place toujours dans l'Antiquité tardive. Précisons toutefois que tout ce dispositif, que nous avons pu examiner encore en avril 2004, n'existe plus de nos jours. Au cours de notre dernière visite, en septembre 2005, nous n'avons retrouvé ni la coupe de la berge de l'oued ni les vestiges archéologiques. Le cordon littoral était sauvagement pulvérisé par un grand chantier pour la construction de grands immeubles!

2 – La plaine littorale

Il s'agit partout d'une plaine alluviale étroite et très basse; sa largeur se réduit localement, comme à la hauteur de la sortie nord du village de Oued Laou, à moins de 250 m et ses altitudes se situent le plus souvent entre 1 et 3 m. Ceci a parfois favorisé, notamment autour des embouchures et là où le cordon littoral barre l'écoulement, le développement des terres humides dont les plus étendues se trouvent autour de l'embouchure de Oued Laou et du cours inférieur de Oued Smir.

Le ruissellement étant toujours superficiel et les cours d'eau à peine encaissés, les coupes sont très rares. Les endroits, où nous avons pu toucher la base de la nappe alluviale appartiennent à la partie septentrionale de la côte de Oued Laou à la faveur

de petites carrières abandonnées. L'une de ces carrières, située du côté aval de la route côtière au droit de Oued Azarza, a atteint, à environ 1,5 m seulement de profondeur, une plage marine fossile. Mais plus loin, surtout en direction de l'embouchure de Oued Laou, les constructions alluviales sont beaucoup plus épaisses et il nous a été impossible de toucher leur contact avec les formations géologiques sous-jacentes.

Nous ne disposons pas de datation absolue pour la plage fossile. Sa cimentation avancée pourrait faire penser à un matériel ancien, tyrrhénien par exemple. Mais aussi bien sa position que son altitude qui ne dépasse pas 2 m, rappellent plutôt les dépôts marins attribués à la remontée versilienne. On serait en présence de l'équivalent du Flandrien signalé à Azla et au pied des falaises des Beni Saïd (André & El Gharbaoui, 1973; El Gharbaoui, 1981) et sans doute aussi du grès marin du membre inférieur du cordon littoral du secteur de Smir décrit plus haut.

On retiendra toutefois qu'à la différence de ce qui a été vu à Smir, cette plage permet, par sa localisation dans la marge interne de la plaine littorale, de dire que la mer a pu atteindre le pied du versant côtier qui doit être interprété, dans ce cas, comme une falaise morte. Ceci est d'ailleurs confirmé par son faciès qui évoque un environnement littoral ou de ligne de rivage. Car elle est faite de sables grossiers, de galets toujours bien roulés et de coquilles brisées témoignant d'un milieu à mode battu.

3 – Le versant de la bordure interne de la plaine littorale

Le contact de la plaine avec les premiers reliefs côtiers est le mieux tranché, dans le paysage géomorphologique, au nord du village de Oued Laou et à la hauteur de l'agglomération de Kaa Assrassa. Il correspond à un versant pentu, à tracé rectiligne et haut de plusieurs décamètres; c'est la falaise morte décrite précédemment.

Outre cette netteté des limites, ces secteurs ont l'avantage de concentrer, dans un espace limité et bien circonscrit, différentes générations de formes et de dépôts. Car ailleurs, surtout là où la plaine s'élargit, comme au droit de Oued Laou et même dans le secteur de Smir, le passage vers les premiers reliefs côtiers accidentés est beaucoup moins net à cause de l'étalement des formes de piémont (El Fellah, 2005) et surtout des discontinuités dues à leur dissection par les eaux courantes.

Les coupes révélées par les ravinements, de plus en plus nombreux et profonds, qui découpent ce versant, exposent souvent une couverture colluviale à matrice argilo-sableuse de teinte rougeâtre et parfois épaisse de plusieurs mètres. Il s'agit le plus souvent de dépôts d'âges variés dont les plus anciens correspondent aux "brèches" attribuées au Quaternaire ancien (El Gharbaoui, 1981). Les plus récents se raccordent latéralement à la nappe alluviale de la plaine. Du côté du Cap Targha, la place est fréquemment donnée à un épais éboulis formé d'éclats souvent anguleux issus de la roche mère locale et disposés selon une structure assez bien litée rappellent parfois les dépôts ordonnés des périodes froides du Quaternaire supérieur. Sur le versant de la bordure méridionale du cours inférieur de Oued Ihakkamine, ces mêmes formations sont scellées par un encroûtement calcaire, à son tour surmonté par un voile éolien meuble. Immédiatement au nord de l'hôtel La Planque, l'attention est retenue par l'existence, dans le tiers inférieur du versant, d'une petite corniche gréseuse qui,

par sa position perchée et sa structure parfois en bancs inclinés dans des directions différentes ainsi que par le caractère homométrique de son matériel et le fait que ce dernier contient des *Helix*, rappelle les éolianites décrites dans bien des littoraux méditerranéens et attribuées au Pléistocène supérieur ou à l'Holocène inférieur à moyen (Paskoff & Sanlaville, 1983).

En fait, les rapports stratigraphiques entre les différentes formations de cette couverture ne sont pas toujours clairs, souvent parce que les sections sont peu longues et ne montrent pas partout des successions significatives. Le secteur compris entre l'embouchure de Oued Sidi Bou Haja et Cap Makkada fait un peu l'exception. Tout en échappant encore à l'extension des espaces bâtis, il connaît, on y reviendra, une accentuation de l'érosion hydrique à l'origine d'entailles assez profondes et longues qui commencent à révéler des coupes de grand intérêt.

L'une de ces coupes se trouve à environ 250 m au sud du Cap Makkada (35°28'344" N, 05°06'36" W). Visible dans un ravin formé suite à la concentration des eaux pluviales par l'une des canalisations qui passent sous la chaussée de la route côtière, elle montre, sur le substratum paléozoïque et les dépôts de pente du Quaternaire ancien, un complexe de matériaux ruisselés et éoliens dont une partie importante est très récente, appartenant à l'Holocène et à l'époque historique.

En réalité, les choses ne sont pas partout aussi claires et la limite entre les dépôts de différentes origines n'est pas toujours évidente. Il n'est pas rare par exemple, de trouver que le matériel ruisselé renferme des lentilles de sables ou de grès éoliens; de l'autre côté, des poches colluviales ou d'éboulis peuvent exister au sein des accumulations éoliennes (Figure 4). On reconnaît parfois des passages latéraux, voire parfois même une imbrication entre ces matériaux. Tout indique que, même si le ruissellement, les vagues ou le vent ont pu chacun l'emporter pendant un laps de temps donné, la nature du terrain, notamment son exigüité et sa position qui en font un espace coincé entre la mer et une barrière topographique pentu et bien tranchée, a toujours favorisé l'enchevêtrement des dynamiques ainsi que les interactions entre les agents en action et les échanges entre les différents compartiments du milieu naturel.

La prédominance des eaux courantes dans le façonnement du paysage devient toutefois prépondérante dans l'axe des principaux cours d'eau. Au débouché de Oued Sidi Bou Haja, appartenant à ce même secteur, la place est donnée à un emboîtement de deux cônes de déjection. Le plus ancien se caractérise par un matériel hétérométrique, souvent grossier. Légèrement encroûté et surmonté par un sol rouge, il rappelle le Salétien ou le Soltanien de la stratigraphie des formations quaternaires du Maroc décrites sur la façade atlantique mais aussi sur le littoral méditerranéen (El Gharbaoui, 1981). Le cône le plus récent montre également un faciès hétérométrique et se raccorde, du côté aval, à la nappe alluviale de la petite plaine littorale. Son matériel remanie des tessons d'une poterie tournée attestant d'un âge historique. Des éclats d'une céramique émaillée, vraisemblablement médiévale, ont même été trouvés dans le tiers supérieur du dépôt.

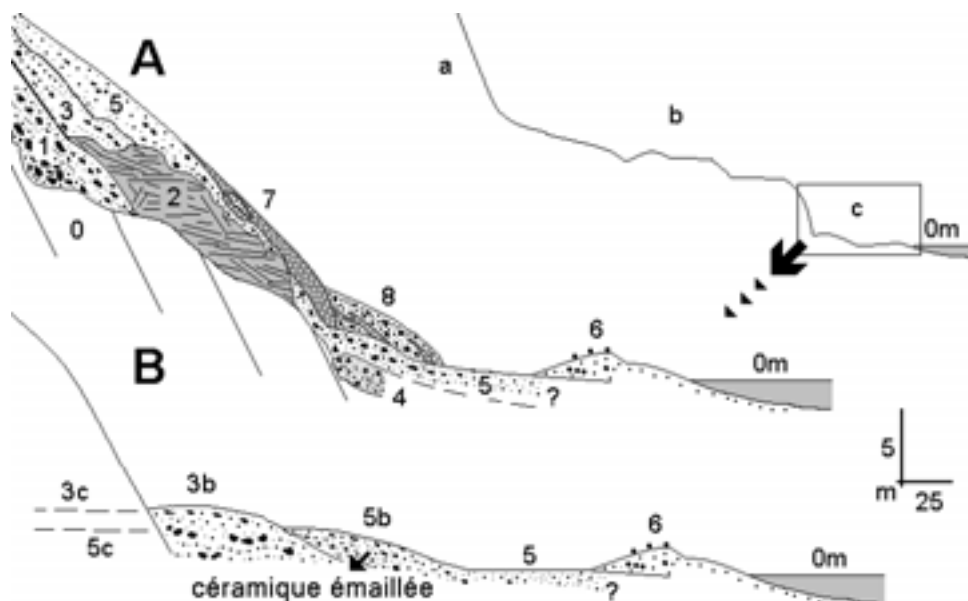


Figure 4. Coupe synthétique des formes et dépôts de la frange littorale du secteur de Oued Laou. A) à l'écart des principaux cours d'eau; B) au droit de Oued Sidi Bou Haja. 0) substratum; 1) dépôts de pente et brèche du Quaternaire ancien; 2) éolianite moyennement consolidée; 3a) colluvions et éboulis du Quaternaire moyen ou supérieur; 3b) cône de déjection, équivalent chronologique de 3; 3c) terrasse alluviale prolongeant 3b dans les vallées; 4) dépôt marin: faciès gréseux ou conglomératique coquillier; Quaternaire supérieur à Holocène; 5a) alluvions de la plaine; Holocènes à historiques; 5b et 5c) modelés de cône de déjection et de terrasse alluviale se raccordant latéralement à 5; 6) cordon littoral actuel; 7) sable éolien meuble aspergeant le versant côtier; 8) cône de déjection en cours de formation en même temps que des aspersions éoliennes.

II – L'évolution actuelle et les risques liés à l'anthropisation récente

Les rares publications relativement détaillées, traitant de l'évolution récente du rivage, datent de la première moitié des années 1990. De plus, elles n'ont accordé qu'une place très limitée aux aspects géomorphologiques. L'accent a été mis, surtout, sur la dynamique sédimentaire souvent par l'étude des conséquences des aménagements hydrauliques ou portuaires (Berriane & Laouina, 1993; Jaaidi *et al.*, 1993; Malek, 1995; El Moutchou, 1995 et 2002; Haïda & Snoussi, 2002). Le modelé du rivage et la dynamique du paysage morphologique sont restés peu étudiés.

A tout cela, il faut ajouter le fait que la situation a sensiblement changé quant à l'occupation du terrain. Les aménagements réalisés depuis et pouvant influencer aussi bien l'évolution de la position du rivage que la dynamique des unités géomorphologiques qui l'encadrent se sont multipliés. Ceci s'est parfois accompagné de l'apparition ou de l'accentuation des dynamiques pouvant être à l'origine de risques dont en particulier ceux en rapport avec l'érosion marine et hydrique et les inondations.

1 – L'affaiblissement des plages et l'accentuation du risque de l'érosion marine

Les plages occupent une place privilégiée aussi bien dans le littoral de M'diq-Smir

que dans celui de Oued Laou. Elles sont souvent larges d'au moins quelques décimètres et ont parfois une épaisseur apparente pouvant dépasser 1 m. Si bien qu'elles peuvent, à première vue, donner l'impression d'être peu concernées par l'érosion marine dont souffrent bien d'autres rivages en Méditerranée et au Maroc. En fait, l'exploitation de documents cartographiques et photographiques de différentes dates ainsi que les observations directes que nous avons pu effectuer au cours des cinq dernières années (2001-2005) dans le cadre des projets MECO (IC18-CT98-0270) et MEDCORE (ICA3-CT2002-10003) révèlent différents signes de faiblesse; certaines plages ont même encouru une dégradation et une érosion avancées.

Une telle évolution doit être, certes, placée dans le cadre général des littoraux sableux qui vivent, déjà à l'état naturel et dans plusieurs régions du monde, des moments difficiles expliqués notamment par l'élévation récente du niveau marin et l'affaiblissement du stock sédimentaire des rivages. Mais les signes de faiblesse, que nous avons pu relever, sont largement dus à des interventions humaines de plus en plus nombreuses et imprévoyantes. Rien de plus expressif que le fait que les formes de dégradation soient presque toujours d'autant plus manifestes et importantes que les aménagements de front de mer sont denses et anciens. En gros quatre principaux types de situations, correspondant à quatre segments de côte de longueur très inégale, existent. Nous les présentons selon un ordre décroissant de l'état de dégradation et de l'importance du risque de l'érosion.

a – La plage de la ville de M'diq: déjà sensiblement amoindrie par l'érosion et de qualité assez dégradée

Cette plage est, aujourd'hui, la plus affaiblie de toutes les plages de la côte M'diq-Smir. Au droit de l'église, située à proximité de la racine de la digue nord du port de pêche, elle est localement large de 20 à 25 m; largeur qui descend à une quinzaine de mètres à la hauteur de l'hôtel Golden Beach. Mais dans tous les cas, elle se caractérise par un profil très surbaissé. Même les vagues des tempêtes courantes peuvent atteindre sa marge interne et s'attaquer aux aménagements qui la bordent.

Une telle situation doit avoir des liens avec un appauvrissement du budget sédimentaire du rivage par le prélèvement de son sable pour servir des chantiers de construction. Elle résulte aussi de la réduction des arrivées des apports terrigènes suite à la densification et à l'extension des espaces bâtis qui ont barré le chemin au ruissellement superficiel et aux petits oueds qui prennent source dans les pentes de l'arrière pays immédiat. Les eaux pluviales sont aujourd'hui contraintes à emprunter une canalisation souterraine qui débouche sur l'estran, immédiatement au sud de l'hôtel Golden Beach, où elles sont plutôt à l'origine de formes de pollution. Mais les facteurs qui ont eu le plus d'effets sur l'évolution récente de la plage sont en rapport, surtout, avec l'implantation du port de pêche et la multiplication des constructions en dur sur le front de mer.

En effet, la plage de la ville de M'diq est, de par sa localisation, l'une des moins favorisées de la région, par la dynamique littorale. Outre son appartenance à un segment de côte baigné par des eaux relativement profondes, elle occupe la racine d'un

grand cap (Cap Negro) causant une importante diffraction de la houle. Ceci en fait plus un site de départ que d'arrivée de sédiments, le courant de dérive littorale le plus actif étant dirigé vers le Nord. L'implantation du port de pêche, en 1963, a aggravé la situation. Car les digues ont coupé cette plage de l'alimentation que lui procurait l'érosion des falaises de la face septentrionale du cap. Enfin, nous sommes en présence d'un rivage densément aménagé et où plusieurs bâtiments sont installés sur le cordon littoral et parfois même sur la partie interne du bas de plage. Il suffit pour le vérifier de comparer la position des constructions de front de mer par rapport au cordon littoral du segment de côte encore non occupé et situé à la sortie nord de la ville. En septembre 2005, un grand chantier de construction ouvert sur le côté nord de l'hôtel Golden Beach en a donné le témoignage le plus criant. Dans toutes les tranchées des fondations on pouvait voir, sur au moins 2 m de profondeur, le beau sable blanc du cordon littoral, marin à la base éolien au sommet.

Or, les méfaits de l'empiètement des constructions en dur sur la plage et du fait de couper cette dernière de sa partie interne sont, aujourd'hui, bien connus (Paskoff, 1993; Oueslati, 2002 et 2004). Les plus graves apparaissent à travers l'effet d'obstacle que constituent de tels aménagements contre la mobilité sédimentaire dans le profil de la plage et l'échange qui peut se faire entre cette dernière et les édifices dunaires qui peuvent la border. Cette dynamique est essentielle, surtout à l'occasion des fortes tempêtes; car elle permet à la plage différentes modalités d'adaptation et d'autodéfense. En son absence, l'action des eaux marines et des vagues, dont l'agitation et l'énergie augmentent suite à leur réflexion par les murs, devient plus destructrice. Parallèlement, et pour les mêmes raisons, la nappe de retrait se renforce favorisant la fuite des sédiments vers le large. On comprend pourquoi le segment de plage le plus étroit se trouve à la hauteur de l'hôtel Golden Beach. Car ici le rivage est bordé, sur plusieurs décamètres, par le mur externe de la terrasse de l'hôtel.

b – La plage du secteur compris entre la ville de M'diq et la digue sud de la marina de Kabila: les premières manifestations des signes de faiblesse et les prémisses d'un passage vers le stade de démaigrissement

Le paysage morphologique change sensiblement par rapport à celui de la ville de M'diq. Ceci est dû surtout au développement des constructions dunaires qui occupent l'espace compris entre la plage et la route côtière (P. 28). D'un autre côté, le rivage est moins densément aménagé. Les constructions les plus étendues et denses se trouvent à la hauteur de l'hôtel Holiday Club. Plus au Nord, alternent de grands palais et de petites concentrations de résidences de haut de gamme, séparés par des discontinuités plus ou moins larges occupées par une petite forêt d'*Acacia* et d'*Eucalyptus* plantée pour fixer les dunes (Martín-Cantarino *et al.*, 1997).

D'après un travail antérieur, basé sur l'interprétation de photos aériennes couvrant la période allant de 1958 à 1988, cette côte appartient à une zone d'engraissement. Le secteur de Kabila est même considéré comme un lieu "d'importantes accumulations de sables en provenance du sud" (Jaaidi *et al.*, 1993). En effet, en considérant l'érosion qui opère dans les rivages de la ville de M'diq et le fait que la dérive littorale la plus active

court vers le nord, on devrait s'attendre à trouver un secteur bénéficiaire en terme de budget sédimentaire. Or, les observations que nous avons effectuées au cours des dernières années nous ont permis de relever plutôt une multiplication des formes de faiblesse.

Celles-ci apparaissent surtout en face des constructions de front de mer dont les murs externes peuvent montrer, même si la plage est encore épaisse et large d'au moins deux à trois décimètres, des formes de déchaussement ou de destruction par les vagues. En réalité, les signes de faiblesse existent même à l'écart des endroits construits. Ils sont souvent matérialisés par un talus frais façonné par les vagues de tempêtes dans le bourrelet dunaire. Ils sont également signalés par l'exhumation du grès marin holocène, décrit plus haut. Limités, en 2001, à un tout petit secteur situé à quelque deux cent mètres au nord de l'hôtel Golden Beach, les affleurements de ce grès, sont devenus plus étendus et ont commencé à se multiplier dans les secteurs plus septentrionaux. Non moins significatif, enfin, est le fait que la plage s'est sensiblement rétrécie au contact même de la digue sud de la marina de Kabila qui, pourtant, intercepte le courant côtier principal. De mars 2001 à septembre 2005, le rivage a reculé d'une dizaine de mètres.

Notons aussi que cette évolution est déjà perçue par une partie des propriétaires des constructions de front de mer. Certains ont même commencé à intervenir par des travaux de protection comme le renforcement des murs externes, l'accumulation de gros blocs de rochers au pied des constructions ou l'édification, contre ces dernières, de talus de sable poussé depuis le bas de plage, parfois épais et hauts de 3 à 4 m.

L'explication de l'évolution vers la situation actuelle doit être recherchée surtout dans les aménagements qui ont conduit à un recul du stock sédimentaire des estrans ainsi que dans des pratiques qui sont de nature à causer des dérèglements dans la dynamique naturelle des plages.

Pour le premier point, on doit rappeler que Oued Smir est équipé, depuis 1991 (Bayed & El Agbani, 2002), par un barrage important. Mais ceci ne semble pas avoir constitué le facteur le plus décisif. Car même avant la construction de l'ouvrage, cet oued ne parvenait pas toujours à pousser sa charge jusqu'à la mer à cause de l'obstacle formé par le cordon littoral. De plus, l'existence de la lagune de Smir et ses marécages est de nature à affaiblir l'écoulement des eaux, dans la partie aval de l'oued, les obligeant à se débarrasser d'une partie de leur charge avant d'atteindre le rivage. Aujourd'hui, le contact avec la mer a été réduit au maximum, l'oued déverse ses eaux dans la marina par l'intermédiaire d'un petit pont sur la route P. 28.

D'un autre côté, l'exploitation du sable de la plage peut paraître négligeable si on ne tenait compte que de la dimension des carrières. En fait, il faut considérer plutôt le nombre des points d'extraction et les placer dans leur cadre qui est un cordon littoral plutôt modeste par sa taille. A la hauteur du petit bois situé au sud de l'hôtel Holiday Club, à environ deux cent mètres au nord de l'hôtel Golden Beach, par exemple, l'une de ces carrières mesure plus de quarante mètres de diamètre sur un mètre à un mètre et demi de profondeur pour un cordon large d'une centaine de mètres et haut de 2 m seulement. Cette côte souffre, en plus d'un prélèvement, parfois très important, de la fraction coquillière qui, à l'état naturel, peut occuper une place importante dans la

constitution sédimentaire de l'estran, allant jusqu'à 25% (Jaaidi *et al.*, 1993). De fait, il n'est pas rare de rencontrer sur le bourrelet de haut de plage ou même en arrière de l'ensemble du cordon littoral des amas de coquilles marines d'allure très fraîche ou plus ou moins enterrés sous du sable éolien. Ils sont parfois même associés à des décharges dissimulées à l'intérieur des petits bois d'*Acacia* et d'*Eucalyptus*. Dans d'autres cas, le coquillage a été étalé sur le sable des dunes sous la forme de nappes parfois épaisses de quelques décimètres, comme s'il s'agissait de sols d'occupation. Il semble que ces pratiques sont menées dans le double objectif de donner une granulométrie plus fine au matériel du bas de plage et donc moins gênante pour les baigneurs et de servir de pavement pour des campements ce qui doit permettre un sol plus stable et aider à limiter les inconvénients de la mobilité du sable. Quoiqu'il en soit, les quantités de coquilles prélevées sont parfois impressionnantes. Dans une conjoncture de pénurie sédimentaire, ceci peut accentuer la faiblesse des estrans. Il est curieux que les travaux antérieurs n'aient pas mentionné ces pratiques qui pourtant semblent anciennes dans la région. En témoignent par exemple, les sols noirâtres, contenant un coquillage abondant, qu'on rencontre en différents points notamment dans le secteur compris entre l'agglomération de M'diq et l'hôtel Holiday.

Concernant le deuxième point, les risques viennent des travaux qui conduisent à la destruction des édifices dunaires et surtout des constructions en dur sur le rivage dont on a énoncé plus haut les méfaits. Pour l'instant, les segments dans lesquels la dune a été défoncée sont relativement limités. Ils se trouvent au voisinage des résidences, notamment les grands palais, et correspondent le plus souvent à des accès à la plage, à des places aménagées comme parking ou à des terrassements des dunes pour la création de jardins. La plage étant encore assez large, les menaces se manifestent surtout à l'occasion des fortes tempêtes. Mais le renforcement du pouvoir érosif de la nappe de retrait suite à la réflexion des vagues par les murs de front de mer est en train d'accélérer la fuite des sédiments vers le large. C'est, sans doute, dans cette fuite qu'il faudrait chercher, au moins en partie, les causes de l'extension des formes de démaigrissement jusque dans le secteur attenant à la digue sud de la marina de Kabila.

c – La plage du complexe touristique de Kabila: encore large malgré une occupation continue de sa frange interne et la destruction de ses dunes

Cette plage est aujourd'hui large, en moyenne, de 30 à 40 m. Elle est pourtant bordée par un front continu de résidences secondaires. De plus, son bourrelet dunaire, dont on peut deviner l'importance en examinant le segment situé immédiatement au nord et encore non occupé, gît sous les villas et leurs jardins.

En fait, le maintien de cette plage doit s'expliquer surtout par sa localisation entre la digue du port de plaisance et l'embouchure de Oued Mrah El Bacha. D'ailleurs, c'est dans ses extrémités nord et sud qu'elle est la plus étendue avec une largeur parfois supérieure à une cinquantaine mètres. Dans sa partie interne elle s'épaissit grâce à des accumulations éoliennes qui forment parfois un bourrelet de 1 à 1,5 m d'épaisseur. Ceci commence d'ailleurs à poser des problèmes d'ensablement dans une partie des terrasses donnant sur la mer.

Les résidences ne doivent pas, pour autant, être considérées comme totalement à l'abri de l'action des vagues. Celles-ci peuvent, à l'occasion de certaines tempêtes, envelopper toute la plage. En témoignent leurs laisses repérables surtout du côté de l'embouchure de l'oued. L'importance de l'attaque qu'elles peuvent exercer se devine des dommages infligés à une digue, située dans la partie centrale de la plage, faite d'une accumulation de gros blocs de rochers autour d'un noyau en béton armé.

Notons enfin, que pour le transit sédimentaire les travaux antérieurs n'ont souvent considéré que le transfert qui se fait du Sud vers le Nord. Or, cette côte est intéressée aussi par un courant de dérive littorale dirigé vers le Sud, moins important sans doute mais qui ne doit pas être négligé. En témoigne l'élargissement de la plage contre la face nord du port de plaisance.

d – Les plages de Oued Laou: bénéficiant d'une alimentation sédimentaire importante, elles sont encore larges et épaisses mais la densification des aménagements sur le front de mer menace de les conduire vers des situations de déséquilibre

La plage a été privée d'une partie des apports terrigènes par différents aménagements hydrauliques réalisés sur le cours moyen et amont de Oued Laou ou suite à l'envahissement, par le bâti, du versant côtier et des petits oueds qui le découpent. Elle porte aussi les traces, parfois nombreuses et grandes, d'extraction de sable pour son utilisation dans des chantiers de construction. De plus, elle est dépourvue, à la différence de celle de la côte de Smir, d'édifices dunaires importants. Pourtant, elle est encore étendue et épaisse; sa largeur est très souvent supérieure à 50 m et dépasse fréquemment 100 m.

Les signes de cette richesse sédimentaire du rivage se voient le mieux au droit des principaux cours d'eau qui continuent à faire parvenir jusqu'au rivage une charge solide importante. Autour de l'embouchure de Oued Laou, le cordon littoral a une largeur supérieure à 200 m et montre une succession de crêtes matérialisant une tendance nette de progradation du rivage au cours des temps récents (Figure 5). La datation, par la méthode du C_{14} , de coquilles de *Glycymeris* prélevées dans une carrière de sable ouverte dans la crête interne, du côté de la berge droite de l'oued, a donné un âge de 590 ± 120 ans B.P. Le rythme et la façon dont se fait l'occupation de la frange littorale risquent cependant de menacer la durabilité d'une telle situation. Différentes imprudences se dégagent des aménagements déjà réalisés et des problèmes pourraient surgir dans l'avenir.

D'une part, le sol de la frange littorale, qui était jusqu'aux toutes dernières années peu occupé et largement réservé aux activités agricoles, a été largement bétonné. Les constructions qui se limitaient à des habitations isolées le plus souvent situées en arrière de la route côtière (S. 608) et qui ne montraient une certaine densité qu'autour des noyaux des petits villages de Oued Laou et de Kaa Assrassse, forment aujourd'hui un front quasi continu. D'autre part, le bâti s'est caractérisé, outre sa densification dans la petite plaine littorale et son extension au versant côtier, par une nette tendance à se rapprocher du rivage. Le cordon littoral est déjà largement envahi et plusieurs constructions ont même mordu sur sa marge externe.

Cet engouement pour une position la plus proche possible de la mer ne cesse de se renforcer. L'occupation du bord de mer est déjà totale entre l'embouchure de Oued Laou et le centre du village du même nom. Elle l'est aussi sur quelques hectomètres au nord de l'embouchure de Oued Sidi Bou Haja et au niveau de la partie centrale du village de Kaa Assrassé. Les seuls secteurs importants qui échappent encore au béton se trouvent au voisinage de Cap Makkada, au sud de l'embouchure de Oued Ihakkamine et entre Kaa Assrassé et la berge sud de Oued Laou. D'autres discontinuités, mais toujours petites, existent dans la partie septentrionale du village de Oued Laou, au Sud de Oued Sidi Bou Haja. Mais leur envahissement ne doit pas tarder, si l'on considère le rythme avec lequel progresse le front de béton.

Nous n'avons pas relevé de traces d'une attaque importante des aménagements par la mer. Mais on sait que les vagues peuvent, ainsi qu'en témoignent les traînées de galets poussés par gros temps, s'avancer jusqu'à la crête du cordon littoral, voire même parfois jusqu'à sa partie la plus interne. Si bien qu'on est en droit de penser que des situations délicates risquent de se produire au moins à l'occasion des tempêtes exceptionnelles. Les constructions de la première ligne pourraient souffrir de l'attaque qu'exerceraient, sur elles, des vagues cherchant à assurer l'échange sédimentaire entre les différentes parties du profil transversal de la plage. Cet échange revêt, on l'a dit, une grande importance pour l'équilibre de la dynamique des plages et est perçu comme une forme d'autodéfense de ces dernières. Les choses pourraient aller plus loin que de simples dégâts accidentels. On sait que très souvent les grosses tempêtes qui entraînent des dommages dans des constructions de front de mer peuvent donner le coup d'envoi d'un processus de dégradation irréversible.

2 – Les risques liés au dérèglement de l'hydrologie continentale

a – Une accélération de l'érosion hydrique

En fait, les marques de l'érosion hydrique existent même sur les pentes encore non atteints par les aménagements récents. Ce qui dénote d'une tendance favorable, déjà à l'état naturel, à l'activité des eaux courantes. Mais la multiplication des interventions humaines, surtout celles causant l'ameublissement des sols, l'affaiblissement

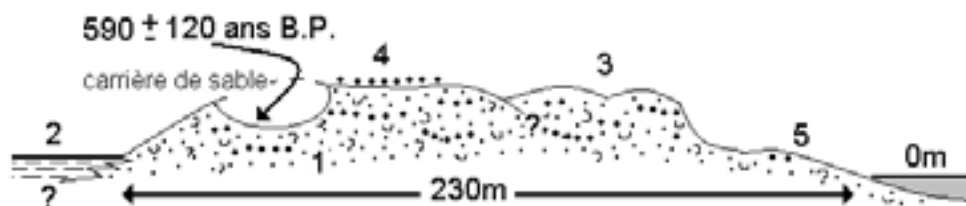


Figure 5. Le cordon littoral à la hauteur de l'embouchure de Oued Laou (coupe au contact de la berge droite). 1) matériel du cordon littoral (sable coquillier avec des passages grossiers de galets bien émoussés); 2) marge externe marécageuse de la plaine alluviale; 3) crêtes externes du cordon littoral; 4) crête interne du cordon littoral avec, à la surface, des galets concentrés après le départ, par déflation éolienne, de la fraction fine.

du couvert végétal et la concentration des écoulements s'est, dans plusieurs endroits, accompagnée d'un renforcement de cette érosion et de son action destructrice. Les illustrations les plus expressives, et qui permettent de mieux rendre compte du poids de la responsabilité de l'homme, existent au niveau de la racine du Cap Targha, au droit de la partie centrale de l'agglomération de Kaa Assrasse et surtout sur le versant côtier du secteur compris entre Oued Sidi Bou Haja et Cap Makkada.

Du côté de la racine de Cap Targha, des interventions, par des murs et des seuils en pierres, visant la protection de la route côtière, ont fini par concentrer les eaux courantes. Ce qui a accentué l'érosion du manteau d'éboulis et de colluvions décrit plus haut, le réduisant parfois à des paquets isolés qui s'accrochent difficilement à un versant très pentu. L'accélération de l'érosion hydrique est également attestée par un modelé de cônes de déjection visible à l'embouchure des petits oueds situés au voisinage de la route côtière. Le matériel relativement grossier de ces cônes, dont l'épaisseur visible atteint localement 1 m, renferme des morceaux d'étoffe ainsi que des fragments de plastique. Précisons néanmoins, que là où le pied du versant côtier est directement baigné par la mer, la destruction de la couverture d'éboulis et de colluvions est accélérée par les vagues. Le sapement qu'exercent ces dernières, surtout à l'occasion des tempêtes, est parfois à l'origine d'une importante dynamique d'arrachements et de glissements. Ceci est, pour l'instant, bénéfique pour le stock sédimentaire de l'estran. Mais au fur et à mesure que cette couverture, qui a déjà disparu sur des superficies indéniables, est épuisée, le rivage se trouvera privé d'une partie de l'alimentation dont il profitait. Les conséquences pourraient être ressenties jusque dans la plage de Kaa Assrasse vers lequel se dirige la dérive littorale la plus active comme on peut le comprendre de la distribution, sur le rivage, du matériel arraché à la falaise.

A Kaa Assrasse même, des ravins parfois profonds de 2 à 4 m et aux parois vives et à recul rapide, comme en témoignent le déchaussement de la végétation qui les borde et la fraîcheur des éboulis qu'on rencontre sur ou au pied de leurs berges, entaillent une épaisse couverture colluviale tendre. Ils se détachent remarquablement dans le paysage surtout pour un observateur installé sur le rivage, grâce à la couleur rougeâtre de leurs berges qui contraste avec les teintes sombres de la végétation du reste du versant. Leur évolution risque d'en faire une source de danger pour le village.

Mais c'est, sans doute, le secteur compris entre Sidi Bou Haja et Cap Makkada qui renferme les situations les plus expressives quant à la recrudescence de l'érosion anthropique. Le versant côtier est affecté par une multitude de ravins allant parfois jusqu'à former un paysage de *bad-lands* caractéristique. Outre l'érosion de terres agricoles, cette évolution commence à prendre de l'ampleur pour menacer plusieurs habitations et risque de s'étendre à des aménagements importants comme l'hôtel La Planque et la mosquée locale. Quoi qu'il en soit, les ravinements constituent désormais l'un des éléments les plus marquants du paysage côtier. Ceci, ils le doivent à leur densité et à leur profondeur qui atteint parfois plusieurs mètres mais aussi à leur tracé rectiligne et à leurs parois très fraîches contrastant, avec les espaces qui les jouxtent, par la couleur rougeâtre de l'épais manteau colluvial qu'ils découpent. En fait, plusieurs d'entre eux doivent l'accélération de leur évolution et parfois même leur apparition à la concen-

tration des eaux pluviales par des ouvrages implantés sur le versant côtier. Les plus actifs se trouvent au droit ou à la sortie de canalisations aménagées sous la chaussée de la route côtière. Ils sont parfois en train d'évoluer vers de petits torrents; leur partie aval est déjà occupée par des cônes de déjection caractéristiques. L'un de ces derniers, situé à quelque 200 m au Sud de cap Makkada, a une longueur axiale de l'ordre de 70 m et son front se suit sur une cinquantaine de mètres immédiatement en arrière du cordon littoral. Des coupes mises au jour par une excavation de forme géométrique, profonde de 1,5 à 2,5 m et large de 5 à 6 m, creusée semble-il pour implanter une construction, a permis de voir que le matériel de ce cône renferme des lentilles de sable éolien ce qui confirme l'idée, soulignée plus haut, de l'imbrication des dépôts liés à des agents différents. Précisons aussi que l'excavation dont il est question était visible en avril 2004; en septembre 2005 elle était entièrement recouverte par de nouveaux apports ruisselés ce qui témoigne, encore une fois, de l'importance et de la rapidité avec laquelle agissent les eaux courantes.

b – Une accentuation du risque des inondations

Ce risque touche déjà différents espaces situés au contact des cours d'eau. Il est le plus manifeste là où des aménagements ont couru l'imprudence d'empiéter sur les sections des oueds très faiblement encaissés ou d'opter pour des positions proches des berges basses. Des exemples, parmi les plus expressifs, existent au voisinage de l'embouchure de Oued Sidi Bou Haja et du cours inférieur de Oued Ihakkamine. Dans les concentrations urbaines, les problèmes résultent aussi d'interventions qui ont favorisé la concentration et le dérèglement du circuit naturel de l'écoulement des eaux pluviales. Leur circulation étant souvent contrariée par les barrières ou guidée par les couloirs de l'espace bâti, ces eaux sont devenues de plus en plus agressives et contraintes à se rassembler au milieu des parties basses de ce dernier. C'est ce qu'on peut voir par exemple, dans la ville de M'diq vers laquelle se dirigent des volumes d'eau de plus en plus importants guidés par les rues des quartiers qui ne cessent d'envahir les pentes environnantes. Même les écoulements qui naturellement se faisaient vers les marécages de Smir ont vu leur cours partiellement détourné vers les parties basses de cette ville. L'accès des eaux pluviales à la mer est réduit à la canalisation, signalée plus haut, qui débouche sur la plage, immédiatement au sud de l'hôtel Golden Beach.

C'est le cas aussi à Kaa Assrassa où les eaux qui dévalent le versant côtier tendent à se rassembler au niveau de la route côtière qui correspond en même temps à l'artère principale du village. Les choses risquent de se compliquer rapidement si la densification du bâti qui borde cette route du côté de la mer, envahissant la partie interne du cordon littoral, n'est pas arrêtée ou, du moins, contrôlée et planifiée en fonction du risque. On peut finir par obstruer les quelques discontinuités du bâti qui permettent encore une évacuation, même difficile, des eaux vers la mer. La situation semble plus délicate qu'à M'diq et le risque est, en tout cas, plus perçu par la population. Car le relief côtier est plus marqué et surtout plus proche du niveau de base, ce qui renforce l'effet des pentes et l'énergie des écoulements. De plus, ces derniers découpent, on l'a vu, un épais manteau de colluvions contenant une importante fraction fine, souvent

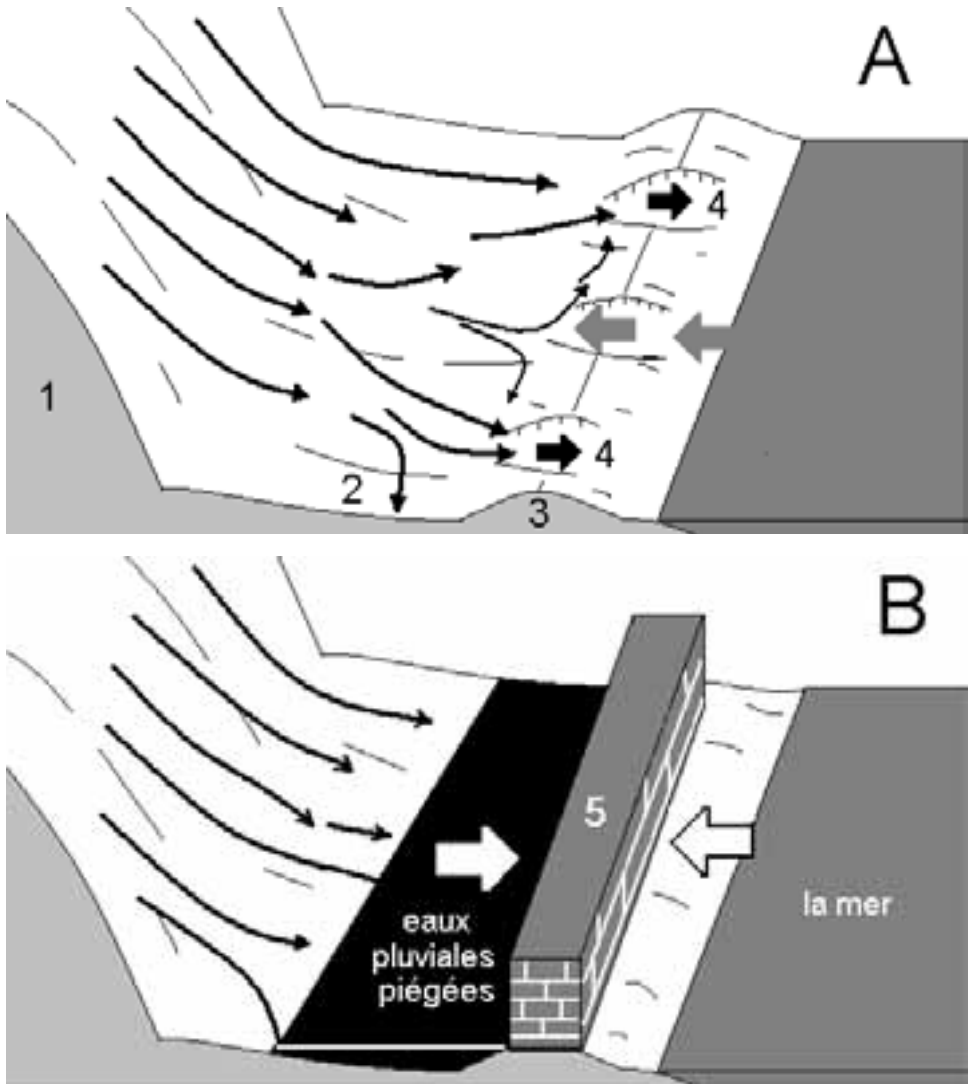


Figure 6. Essai de schématisation de l'évolution de la situation dans le secteur compris entre Oued Sidi Bou Haja et Cap Makkada (sans échelle). A) Avant l'occupation du front de mer; B) Aujourd'hui (2005). 1) versant côtier; 2) plaine alluviale; 3) cordon littoral; 4) brèches dans le cordon littoral ouvertes par les eaux courantes ou par les vagues; 5) alignement de résidences faisant barrière. Les flèches: en noir, les eaux courantes; en gris, les eaux marines; en blanc, la pression et les menaces que pourraient exercer ces eaux.

argileuse. Si bien que, les eaux pluviales peuvent être, outre les problèmes dus à leur stagnation, à l'origine d'atterrissements parfois très gênants pour la vie du village. C'est, en tout cas, ce que nous avons cru comprendre lors de notre visite pour la région en avril 2004, quelques jours au lendemain de pluies assez importantes. Plusieurs parties du centre du village portaient encore une couche d'alluvions argileuses rougeâtres. Là où ils étaient déjà à sec, ces matériaux constituaient une source de nuisance rien que par la poussière soulevée par le vent et la circulation automobile. Enfin, diffé-

rents tronçons de la chaussée étaient dégradés suite à la désintégration de leur bitume, accentuée par les stagnations d'eau.

Mais c'est sans doute la partie nord de la côte de Oued Laou qui donne l'illustration la plus expressive de l'évolution récente vers le risque des inondations. L'alignement résidentiel, formé sur le front de mer, constitue désormais une barrière continue, sur plusieurs hectomètres, barrant le chemin aux eaux qui dévalent les pentes abruptes de l'arrière pays immédiat et qui pouvaient jadis, du moins lors des fortes pluies, percer le cordon littoral et rejoindre la mer. On en a vu, en avril 2004, des preuves dans le secteur le plus septentrional encore non occupé; une brèche large de quelques mètres située au droit de l'un des ravins qui découpent le versant côtier était, en effet, encore reconnaissable. Cette barrière a comme autre inconvénient de défavoriser la plage sur le plan sédimentaire. Car elle bloque contre sa face interne une partie de la charge solide des eaux courantes, récemment accrue d'ailleurs par l'accélération de l'érosion hydrique mentionnée plus haut. Non moins grave est le fait que l'espace coïncé entre les résidences et le versant côtier ait évolué, parce que ces dernières ont cherché à s'approcher le maximum possible de la mer à la recherche d'une position "pieds dans l'eau"!, vers une espèce de gouttière (Figure 6). La situation ne serait pas facile à vivre à l'occasion des pluies exceptionnelles. Une partie des eaux très chargées en sédiments, peut envahir de façon brusque les résidences. Rappelons aussi qu'il n'est pas rare, sous climat méditerranéen, que les orages coïncident avec des types de temps favorables aux tempêtes marines. Les résidences pourraient alors se trouver exposées, au cours du même événement, à une double attaque hydrique; les eaux pluviales du côté interne et les eaux marines du côté externe!

CONCLUSION

Il apparaît donc que la morphologie de la frange littorale, aussi bien à Smir qu'à Oued Laou, est le résultat d'une évolution récente. Les formes et dépôts, qui montrent des différences liés aux spécificités du cadre naturel général, remontent parfois au Pléistocène moyen ou supérieur. Mais la mise en place des principaux traits du paysage, au niveau du rivage et même au niveau de la plaine littorale est très récente. Elle appartient aux derniers millénaires et est en bonne partie d'âge historique. Ces terrains offrent également, par l'exiguïté et le caractère bien circonscrit dans l'espace de leur frange littorale, surtout dans le cas de Oued Laou, une illustration remarquable de l'importance des échanges, par l'intermédiaire des interactions entre les agents naturels en action, entre les différents compartiments du paysage. Ces échanges qui apparaissent déjà à travers l'agencement et la stratigraphie des dépôts hérités des différentes époques ne doivent pas être vus, seulement, comme des phénomènes géologiques. Ils sont encore importants dans l'évolution actuelle et doivent être considérés dans les travaux d'aménagement.

D'ailleurs, les problèmes les plus épineux que connaît déjà la région sont souvent dus à des pratiques négligentes de tels échanges qui ont été annulés ou qui ont vu les modalités de leur réalisation perturbées ou modifiées. Aussi, l'accentuation de l'érosion marine par exemple, n'est-elle pas souvent la conséquence d'aménagements (comme les constructions aux dépens des plages et de leurs dunes ou la linéarisation poussée de l'occupation de la côte) qui ont dérégulé les échanges sédimentaires dans le profil des plages (par les vagues et le vent) et entre les différents segments côtiers (par la dérive littorale) ainsi que les échanges entre le rivage et les dunes littorales et l'arrière pays d'une façon générale (par le vent et les eaux courantes). De son côté, l'accentuation des risques de l'érosion hydrique et des inondations est souvent due à des aménagements qui ont entraîné la concentration des écoulements ainsi que la perturbation de la marche des eaux ou leur blocage par la multiplication des obstacles.

Les mêmes causes peuvent entraîner les mêmes effets. Tous les problèmes évoqués risquent de devenir de plus en plus préoccupants dans l'avenir, car les aménagements imprévoyants continuent à gagner du terrain. Mais ceci ne surprend plus, malheureusement, le scientifique. Les exemples de terrains qui ont évolué vers des stades de dégradation avancés ou qui ont vu les risques naturels devenir de plus en plus menaçants suite aux mêmes interventions humaines évoquées dans ce travail, et dont on devrait tirer des enseignements, ne manquent pas y compris sur le littoral marocain. Non loin de là, en effet, une partie des beaux rivages sableux de Tanger ont connu une dégradation alarmante (El Moumni *et al.*, 2002; Snoussi & Long, 2002). Les plages de l'hôtel Malabata sont déjà encombrées de gros enrochements et d'importants bâtiments bordant la plage Marbel, située immédiatement au sud-ouest, ont été démolis.

Mais on peut toujours espérer. Car aussi bien à Smir qu'à Oued Laou, la situation n'a pas atteint un stade très critique; tout n'a pas été encore occupé. Nous avons plutôt affaire à des sites à la croisée des chemins. Si bien que, des possibilités d'interventions, dans le but d'améliorer les choses, existent. Mais leur réussite dépendra du cadre dans lequel elles seront conduites. La réalisation d'un plan d'aménagement et de gestion qui tient compte de la situation actuelle avec ses contraintes et ses atouts mais qui accordera une place importante à la dimension prospective, comme par exemple la prise en compte des risques liés à l'élévation du niveau marin annoncée, est une urgence. Mais ceci ne suffirait pas; il faudra s'assurer aussi une garantie, surtout par des structures bien adaptées et compétentes et des moyens juridiques, de suivi et d'applicabilité des recommandations de ce plan et de la durabilité de l'esprit dans lequel il est conçu.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans le cadre des activités, et grâce au soutien, des projets MECO (ERB-IC18-CT-98-0270) et MEDCORE (ICA3-CT-2002-10003), financés par la Commission européenne et conduits sous la direction générale de Prof. Felicita

Scapini. Ma reconnaissance et mes remerciements pour tous ceux qui ont donné de leur temps et de leur vie et veillé à la bonne marche de ces projets.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDRÉ A & EL GHARBAOUI A. 1973. Aspects de la morphologie littorale de la péninsule de Tanger. *R.G.M.*, 23-24: 125-149.
- BAYED A. & EL AGBANI M.A. 2002. Les marais de Smir: un milieu fragile d'intérêt remarquable, pp. 98-106. In: Scapini F., Ed. Baseline research for the integrated sustainable management of Mediterranean sensitive coastal ecosystems. A manual for coastal managers, scientists and all those studying coastal processes and management in the Mediterranean. *Firenze: IAO*.
- BERRIANE M. & LAOUINA A. 1993. Environnement et aménagement des côtes marocaines: étude de cas. *Actes du Symposium de Tétouan-Tanger-Rabat*, pp. 99-117.
- MARTÍN-CANTARINO C., PASTOR-LOPEZ A. & SEVA-ROMAN E. 1997. Transformaciones en el paisaje natural del litoral mediterráneo de Marruecos durante la época del protectorado español (1912-1956). II: repoblaciones forestales de dunas y espacios costeros en la comarca de Tetuán. *Actes du Séminaires sur les marais Smir-Restinga (Maroc), Travaux de l'Institut Scientifique, Rabat*, pp. 85-95.
- EL FELLAH B. 2005. Géomorphologie et cartographie du bassin versant de l'Oued Smir. In: Bayed A. & Scapini F., Édits. Ecosystèmes côtiers sensibles de la Méditerranée: cas du littoral de Smir. *Travaux de l'Institut Scientifique, Rabat, Série Générale*, 4: 1-8.
- EL GHARBAOUI A. 1981. La terre et l'homme dans la péninsule tingitane: étude sur l'homme et le milieu naturel dans le Rif occidental. *Travaux de l'Institut Scientifique, Rabat, Série Géol. & Géogr. Phys.*, 15: 1-439.
- EL MOUMNI B., EL ARRIM A., MAATOUK M., EL HATIMI I., WAHBI M & TRIBAK A.A. 2002. Erosion de la baie de Tanger. *CIESM Workshop series*, 18: 43-47.
- EL MOUTCHOU B. 1995. Dynamique côtière actuelle et évolution morpho-sédimentaire de la frange littorale méditerranéenne entre M'diq et Oued Laou (région de Tétouan, Maroc nord-occidental). *Thesis, University Mohammed V, Rabat*.
- EL MOUTCHOU B. 2002. Dynamique côtière et évolution spatio-temporelle de la frange littorale méditerranéenne entre Fnideq et Martil (province de Tétouan, Maroc). *CIESM Workshop Series*, 18: 35-37.
- HAÏDA S. & SNOUSSI M. 2002. Problèmes d'érosion du littoral méditerranéen marocain et techniques de réhabilitation. *CIESM Workshop Series*, 18: 49-52.
- JAAIDI E.B., AHMAMOU M., ZOUGARY R., CHATRE B., EL MOUTCHOU B., MALEK F. & NAIM K. 1993. Le littoral méditerranéen entre Tétouan et Ceuta et atlantique entre Tanger et Asilah (Maroc): impact des aménagements portuaires sur la dynamique côtière; cas des ports de M'diq, Restinga-Smir, Tanger et Asilah. *Actes du Symposium de Tétouan-Tanger-Rabat*, pp. 21-33.

- MALEK F. 1995. Evolution morpho-sédimentaire de la frange littorale méditerranéenne au nord de Tétouan entre M'diq et Fnideq (Maroc nord-occidental): interface des causes naturelles et anthropiques, impacts des aménagements portuaires. *Thesis, University Mohammed V, Rabat.*
- MORHANGE C. & PIRAZZOLI P.A. 2005. Mid-Holocene emergence of southern Tunisian coasts. *Marine Geology*, 220: 2005-2013.
- OUESLATI A. 2002. Epargner aux plages le danger de l'érosion marine, pp. 25-31. In: Scapini F., Ed. Baseline research for the integrated sustainable management of Mediterranean sensitive coastal ecosystems. A manual for coastal managers, scientists and all those studying coastal processes and management in the Mediterranean. *Firenze: IAO.*
- OUESLATI A. 2004. Littoral et aménagement en Tunisie; des enseignements de l'expérience du vingtième siècle et de l'approche géoarchéologique à l'enquête prospective. *Tunis: Orbis presses.*
- PASKOFF R. 1993. Côtes en danger. *Paris: Masson.*
- PASKOFF R. & SANLAVILLE P. 1983. Les côtes de la Tunisie: variations du niveau marin depuis le Tyrrhénien. *Maison Orient Médit.*
- SNOUSSI M. & LONG B. 2002. Historique de l'évolution de la baie de Tanger et tentatives de réhabilitation. *CIESM Workshop Series*, 18: 39-42.

Les relations entre les changements des paysages du bassin du fleuve Segura et les écosystèmes dunaires de son embouchure (Espagne sud orientale)

E. Seva^{a*}, C. Martín^a, J.E. Martínez^b & A. Pastor-Lopez^a

^a Departamento de Ecología

Universidad de Alicante

Ap. 99 – E 03080 Alicante, Espagne

^b Unidad de Cartografía de los Recursos Naturales

Universidad de Alicante

Ap. 99 – E 03080 Alicante, Espagne

* Corresponding author: eduardo.seva@ua.es

At the end of the 19th century a great quantity of sand from the coastal bar buried the old village of Guardamar del Segura (South coast of the province of Alicante). The fact that their inhabitants were not using dunes retention methods, in order to prevent the burial of village, it is an unequivocal sign that this sandy environment had not been a part of their daily life for many generations.

The archaeological, ecological (malacofauna) and literature analysis demonstrated the non-existence of a dune habitat in the area. This was supported from the excavations of the ruins from Phoenician (9th century BC) and Islamic times. These were located in a promontory that closed a great lagoon. These geographical features were described by a Greek sailor in the 6th century BC, during a trip along the Alicante coast.

The origin of this dune system is multiple: 1) the consumption of wood in the Iberian mining industry of Early Bronze Age caused an important deforestation; later, 2) the massive cutting of wood for a growing naval industry (13th to 17th century); and 3) an accelerated change in the agricultural operations of 18th and the 19th centuries. These historical processes caused intense erosive phenomena generating sediments that were the origin of the actual dune system.

Key words: dune system, dune restoration, deforestation, South eastern Spain, Guardamar

La zone d'étude	32
Aperçu historique	34
Analyse de relations Bassin-Embouchure	37
Conclusions	40
Remerciements	41
Bibliographie	41

LA ZONE D'ÉTUDE

Guardamar del Segura est une municipalité côtière située au Sud de la province d'Alicante, dans le Sud-Est de l'Espagne (Figure 1). Elle est connue pour sa tradition agricole et abrite l'un des principaux systèmes dunaires considérés dans un état de conservation acceptable. Le climat, de nuance méditerranéenne, est chaud avec des hivers modérés et une pluviométrie faible. Le développement agricole des derniers siècles a permis de soutenir une large infrastructure d'irrigation dans la plaine fertile du fleuve Segura ou une bonne partie de la municipalité où se trouve. Ce paysage aboutit à la même ville qui est en contact avec le système dunaire que la sépare de la mer.

Le Segura est l'un des cinq grands bassins hydrologiques de la façade méditerranéenne de l'Espagne (Figure 2). Sa dynamique met en relation les territoires et paysages de six provinces (Jaen, Granada, Almería, Albacete, Murcia et Alicante) avec la Méditerranée. La localisation actuelle de son embouchure se trouve à 2 km au Nord de la ville de Guardamar del Segura. Le système dunaire actuel est le résultat de processus historiques qui ont été étudiés dans le cadre d'une l'interaction à deux échelles: celle du bassin hydrographique dans son ensemble et celle de l'embouchure (Figure 3).

Study Area in the Alicante Province (Vega Baja - Segura River Basin)

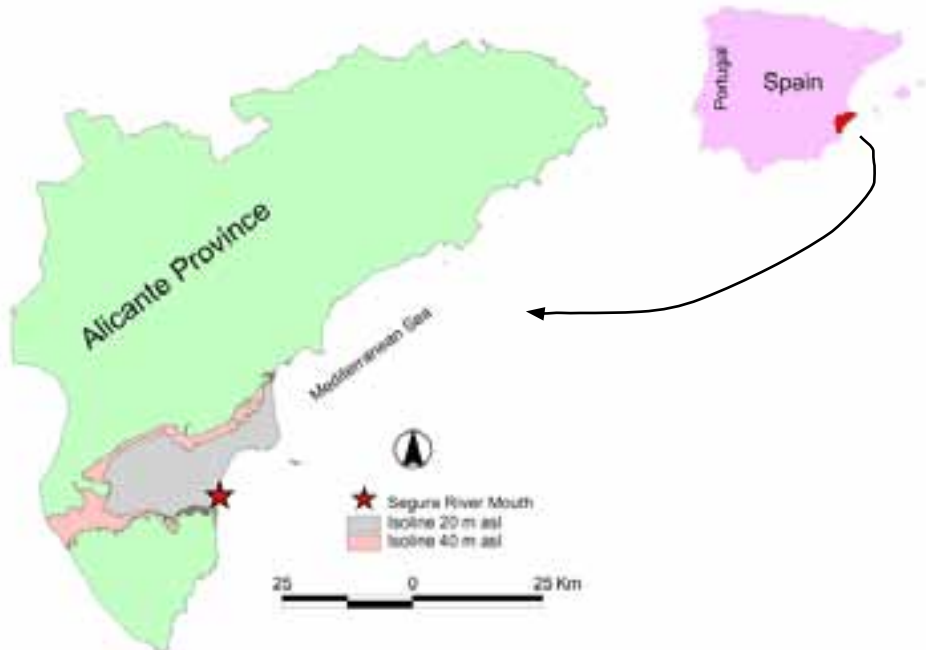


Figure 1. Zone d'étude, Sud de la province d'Alicante. La province est indiquée en noir sur la carte de l'Espagne. L'étoile marque l'embouchure du Segura. Les isolignes de 20 et 40 m d'altitude incluent l'aire étudiée et la connexion principale avec le bassin hydrographique. La ville de Guardamar del Segura est située au Sud de l'embouchure.



Figure 2. Dans la Côte Méditerranéenne, on définit cinq grands Bassins Hydrographiques. Celui du Segura est le quatrième du Nord au Sud, limité au Nord par le Jucar, au Sud par le bassin du «Sur», et à l'Ouest par le Guadalquivir. Source: MIMAM (2004), Ministerio de Medio Ambiente. Pendant plusieurs siècles, le fleuve Segura a connecté territoires et paysages à une distance 190 km de l'embouchure. Cette connexion a été partiellement coupée par la construction de barrages de la fin du XIXème siècle à la première moitié du XXème siècle.



Figure 3. Image Landsat TM ou on peut voir l'embouchure du Segura à la limite inférieur. Le cap de Santa Pola et L'île de Tabarca au Sud-Est. Les aires plus foncées représentent des zones humides. Les deux plus grandes se trouvent au Sud du delta du fleuve Vinalopó (délimité par une ligne blanche). El Hondo à l'Ouest, Las Salinas de Santa Pola à l'Est. Un peu plus au Sud se trouve La Sierra del Molar qui était une île séparée de la côte ancienne.

APERÇU HISTORIQUE

En 1897, le Département de Promotion espagnole (Ministerio de Fomento) a été sollicité pour trouver une solution au problème des sables côtiers qui menaçaient d'enterrer le village de Guardamar del Segura (Alicante). Pendant les années précédentes une grande avancée de sable avait, en effet, été observée dans les vignobles et les arbres fruitiers; les dunes avaient même atteint les dernières maisons de la ville (Figure 4). La masse et les quantités de sable mobile étaient énormes en comparaison avec le morceau de terre qui était colonisé par la végétation. Six ou sept générations d'habitants ont eu à faire face à de grands volumes de sable que les vents poussaient.



Figure 4. La Ville de Guardamar del Segura menacée par les sables à la fin du XIX siècle.

Les travaux ont commencé en 1901 avec l'ingénieur Mira i Botella et ses 129 ouvriers. Ils ont consisté en l'abaissement des crêtes des dunes qui pouvaient atteindre 30 m d'altitude (Figure 5), la plantation d'*Ammophila arenaria* en sillons et l'emploi de la condensation de la rosée pour la première fois dans ce type de projets sur les plantes de pin pignon (*Pinus pinea*). Furent également essayées diverses techniques, comme l'exploitation de l'effet aérodynamique des crêtes pour arrêter l'avancée des dunes. Les travaux ont été achevés avec succès au cours de l'année 1929.

Le résultat, tel qu'on peut le voir de nos jours, est une association hétérogène des espèces qui ont survécu. Toutefois, le pin pignon domine, même près de l'embouchure (Figure 6), et constitue un grand parc local avec peu d'attributs d'un écosystème dunaire. Notons aussi que pendant l'exécution des travaux précités a été faite la dé-



Figure 5. Les travaux de modification de la morphologie dunaire ont commencé dans les premières années du XXème siècle. Ces interventions en combinaison avec les reboisements avec espèces de pins (*Pinus pinea*, *Pinus halepensis*) et *Ammophila* furent essentiels pour la fixation des sables et la transformation des écosystèmes côtiers résultants.



Figure 6. L'embouchure du fleuve Segura en 1980. On peut voir la forte intervention que représente les reboisements dans les formations dunaires. Les lignes des reboisements s'observent à droite de l'image et arrivent presque à la plage. En arrière on peut distinguer la Plaine de La Vega Baja remplie pendant plusieurs milliers d'années par les sédiments procédant du bassin hydrographique du Segura.

couverte d'un site archéologique «La Fonteta». Il s'agit d'une *rabita* musulmane caractéristique des IX-XIèmes siècles, installée sur un substrat argileux, un sol très commun dans la zone (González-Prats, 1999; González-Prats *et al.*, 1999). Dans les périodes d'activité humaine de cette *rabita* on ne détecte pas de substrat sablonneux et les restes de la faune malacologique trouvée, sont caractéristiques des ambients non sablonneux (Rico-Alcaez & Martín-Cantarino, 1989; Martín-Cantarino *et al.*, 2000). Cela indique que le système dunaire n'était pas présent dans cette période en cet endroit.

L'hétérogénéité des matériaux utilisés dans la construction des murs a nourri diverses hypothèses quant à l'origine de ces matériaux. En fait, la réponse se trouvait quelques mètres plus bas, dans une muraille qui faisait partie d'une fortification de 4 ou 5 m d'épaisseur appartenant à un site phénicien remontant aux IX-VIèmes siècles avant Jésus-Christ (Figure 7). Il s'agit vraisemblablement de l'un des plus importants de la Méditerranée occidentale après Gades (Cadix), avec une population de trois mille habitants (González-Prats *et al.*, 1999). Cette conclusion était liée avec l'aire occupée par ce site phénicien (déterminée par techniques de geo-radar, (Jauregui, 2004, comm. personnelle). Il s'agissait d'un centre de coordination commerciale avec les tribus ibériques du sud-est de la péninsule. En plus, il n'y a pas dans ce niveau de l'excavation archéologique des signes dans la faune et dans les sédiments qu'on puisse mettre en rapport avec la présence de sable et en conséquence avec un système dunaire.



Figure 7. Restes Archéologiques de la *Rabita de La Fonteta* localisés sous les sables et les formations de pin pignon (*Pinus pinea*) du reboisement du XXème siècle.

Le plus surprenant c'est que à la base des murs, il y a des restes de l'embarcadère d'un port rudimentaire. Aujourd'hui la ligne de rivage en est éloignée de quelques 450 m! Et la muraille est toujours enterrée par 6 m de sable.

ANALYSE DE RELATIONS BASSIN-EMBOUCHURE

Les questions qui méritent d'être posées au sujet de la vitesse de la dynamique dunaire sont les suivantes:

- Quelle est la cause de l'apparition de ce volume de sable dans les plages de Guardamar dans un temps si court?
- Pourquoi n'y a-t-il pas eu formation d'un delta?
- Ces phénomènes sont-ils purement physiques ou ont-ils été déterminés par des facteurs socio-économiques?

La réponse se trouve à l'autre extrémité du fleuve Segura. De fait, on sait que Almeria et Murcia sont deux provinces métallurgiques du Sud-Est de l'Espagne. Hispania produisait une grande partie des métaux qui circulaient en Méditerranée, du Calcolitique (3300 avant J.-C.) jusqu'à la fin de l'époque romaine, pendant la crise des invasions barbares (Contreras-Cortés, 2000; Contreras-Cortés & Cámara-Serrano, 2002).

D'un autre côté, les témoins archéologiques étudiés par Domergue (Domergue, 1990) indiquent que le Sud-Est ibérique a longtemps vécu sous un régime d'exploitation des métaux. C'était le cas sous les Barca (VI- IIIèmes siècles avant J.-C.), les carthaginois et les grecs qui menaient le commerce avec le Levant d'Alicante (Seva-Román, 2002; Seva-Román & Vidal-Bernabeu, 2004). Les métaux extraits dans différentes mines (Figure 8) étaient principalement le plomb et, secondairement, l'argent et le cuivre (Bendala-Galán, 2003).

La production minimum journalière a été estimée à 100 kg de plomb pour les mines proches de Cartagena et de La Unión et à 150 kg d'argent pour les mines de Babelo (Bendala-Galán, 2000). Les galeries descendaient jusqu'à 300 m de profondeur et il fallait utiliser des poutres et des piliers. D'un autre côté, l'excès de l'utilisation de charbon végétal dans la métallurgie a été une constante jusqu'à des temps récents. C'est ainsi par exemple, qu'on peut lire chez Caro Baroja, à propos de la métallurgie vasque, que le fer s'obtenait à base de quantités fabuleuses de ressources. Selon la recherche menée par Juan Luis Roman sur la comptabilité d'une mine de la Sierra de Gádor, un panneau mentionne que pour un total de 700 kg de plomb par semaine dans un four ibérique, il fallait 1700 kg de charbon menu, ce qui représente 7 tonnes métriques de bois vert employé dans ce type de four. Cela veut dire que les rapports poids de métal et poids de bois employé dans les fours était de 1:10, cela illustre une magnifique efficacité du four (Román-Del Cerro, 1990). Voilà un bon principe de perturbation écologique qui conduit à la déforestation.

Les métaux étaient utilisés en partie pour la fabrication des armes (Almagro-Gorbea, 2003) et en partie dans les conduites d'eaux, la construction navale, carène des

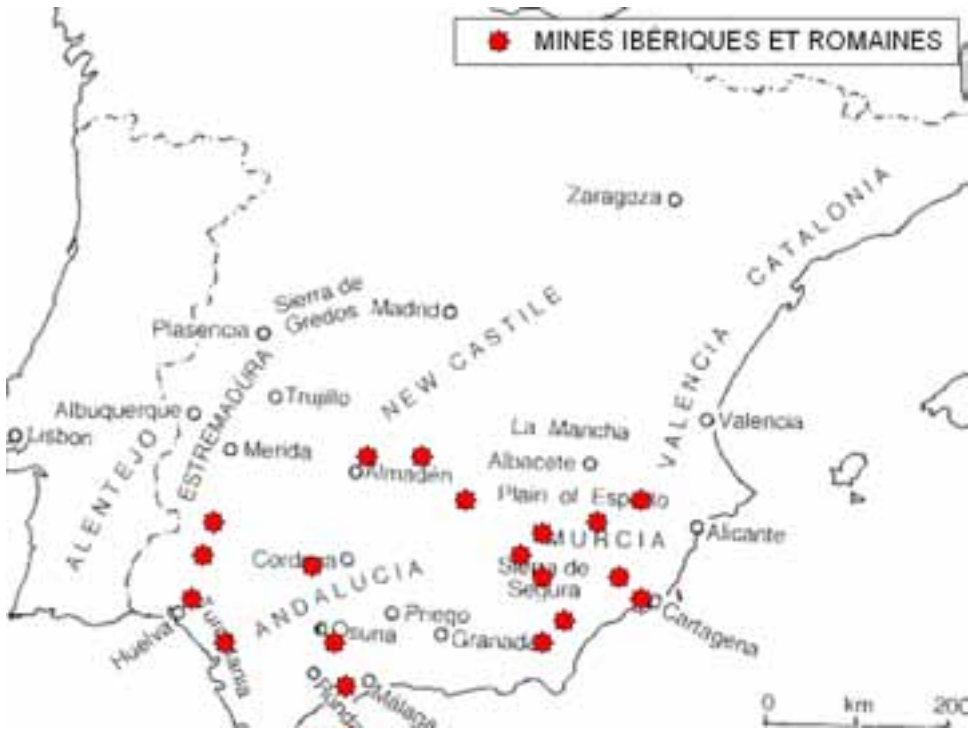


Figure 8. Mines ibériques et romaines. On peut voir que au moins cinq de ces importantes exploitations se trouvent dans l'aire du bassin hydrographique du Segura, ce qui peut affecter la production des sédiments arrivant à l'embouchure.

bateaux, les sondes, les amarres, l'architecture, l'orfèvrerie, etc. Ce métal était tellement abondant qu'on l'a utilisé comme base pour l'écriture.

Le site de La *Rabita* de Guardamar et la fortification phénicienne constituent le dernier bastion d'une petite chaîne de collines traversées par le fleuve Segura. La fortification, avec son petit port, correspondait à l'embouchure (ou "la marge aval") du marécage dont Avieno nous parle dans la *Ora maritima* quand il traduit la description de la côte d'Alicante dans le *Périple massaliote*, tout en faisant allusion à la *immensa palus* (Román-Del Cerro, 1993) à la ville d'Herna habitée par les tartesses et au fleuve Alebus (Vinalopó).

Le texte de Rufio Festa Avieno dans *El Periplo y Ora Maritima* (IV^{ème} siècle après J.-C.). Adaptation d'une description anonyme du littoral du VI^{ème} siècle avant J.-C. (520 avant J.-C.):

*Post iugum Traete eminet / brevisque iuxta Strongyle stat insula / dehinc in huius insulae confiniis
 Immensa tergum latera diffundit palus / Theodorus illic – nec stupori sit ibi / quod in feroci barbaroque stat
 loco
 Cognomen huius Graeciae accipis sono – / proreperit amnis. Ista Phoenices prius / loca incolebant rursus hinc
 se littoris*

*Fundunt harenae et littus hoc tres insulae / cinxere late. Hic terminus qondam stetit / Tartessiorum hic Herna civitas fuit
 Gymnetes istos gens locos insederant / Sicani ad usque praefluentiss alveum / nunc destitutus et diu incolis carens
 Sibi sonorus Alebus amnis effluit / post haec per undas insula est Gymnesia / populo incolarum quae vetus nomen dedit*

En effet, la cuvette qui recevait les eaux des fleuves Segura et Vinalopó était un grand marécage, une zone humide entourée par des sites ibériques et postérieurement par d'autres cultures comme celles d'Illicis, d'Aspis, d'Oriola, de Crevillente, de Cox, Benejuzar, etc. (Mayer & Olesti, 2001) (Figure 9). Mais aujourd'hui ne subsistent, de ce grand marécage, que quelques fragments de zones humides autour du delta du Vinalopó: les *Salinas de Santa Pola* et *El Hondo de Crevillente*.

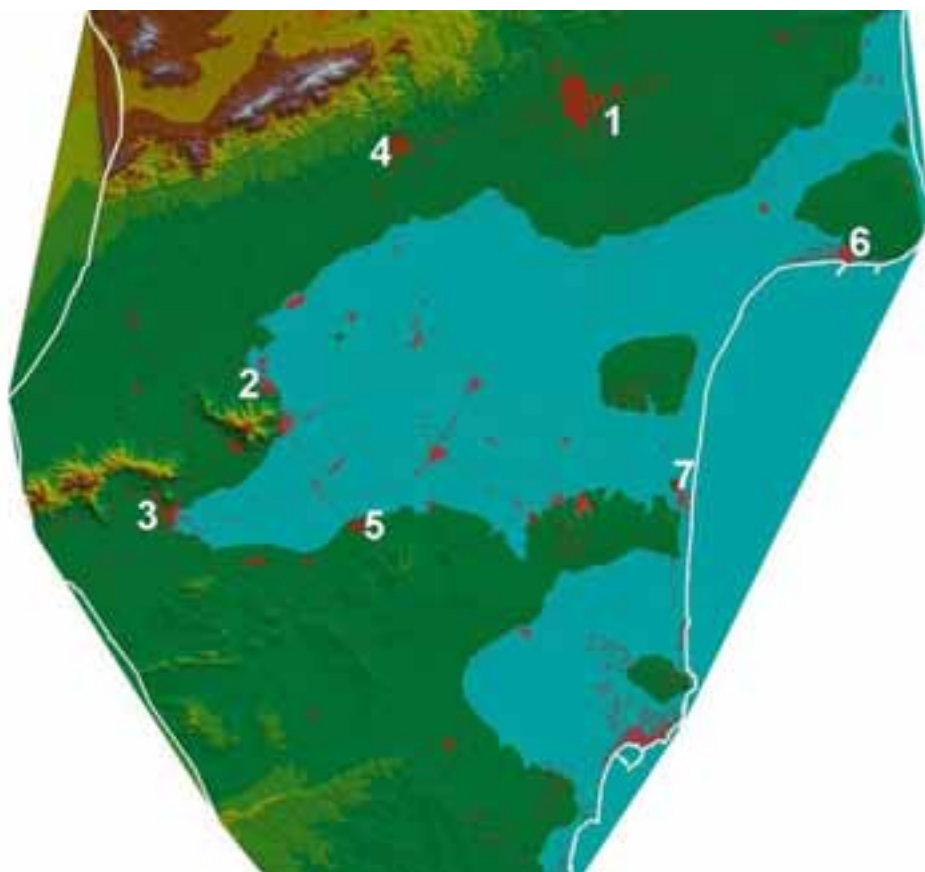


Figure 9. Représentation topographique générée à partir du modèle d'élévation du terrain représentant l'aire qui formait l'ancienne baie mentionnée par un marin grec. On peut distinguer la ligne de côte actuelle en blanc, à droite. On indique la position des principaux sites habités: 1) Illicis, Elche actuellement; 2) Cox; 3) Oriola, Orihuela actuellement; 4) Crevillente; 5) Bigastro; 6) Santa Pola; 7) Guardamar del Segura. Les taches plus foncées qui se trouvent dans l'aire occupée par la baie (gris clair) représentent les nouvelles villes qui ne contiennent pas de restes archéologiques romains ou ibériques.

Un exercice de système d'information géographique sur la carte topographique digitale (E 1:50000, 1998, résolution 25 × 25 m) du Sud d'Alicante et considérant les terrains compris entre 0 et 10 m s.n.m. a révélé, dans un TIN (triangulated irregular network), d'une manière très évidente, les trois promontoires qu'Avieno signalait dans son récit: les trois îles qui s'éloignent sur la *immensa palus*.

C'était là la cuvette à remplir. Un calcul rapide du volume de la cuvette avec une épaisseur de 10 m permet de conclure qu'il y a 150 hm³ de matériel fin. Les sédiments déposés par le fleuve dans quatre barrages du bassin à peine en quatre-vingt ans sont estimés à 90 hm³. On comprend donc que l'absence d'un delta est due au fait que les sédiments ont été utilisés dans le remplissage des différentes parties de la cuvette.

Si on considère les faits les plus remarquables dans les périodes d'une intensification des apports (les siècles XII^{ème} au XIX^{ème}) et si nous croyons les notes de Grove & Rackham (2001), à propos des bois profitables de la péninsule, du point de vue de la construction de navires à l'occasion de batailles pour l'armée et les colonisateurs de l'Amérique, la petite glaciation du Moyen Age et le maximum de l'élevage de la transhumance en Espagne, la couverture végétale aurait fortement décliné (Bauer-Manderscheid, 1980).

Enfin, la grande expansion agricole du XVIII^{ème} siècle nous conduit à changer totalement d'échelle au niveau des dimensions régionales d'exploitation agronomique. C'est ce qui se dégage par exemple, des cartes de deux petits villages situés dans les parties moyenne et amont du bassin du fleuve Segura. Le niveau de diversité, plus haut, était lié à la proximité du territoire exploité durant une longue période. Mais au cours des derniers siècles, les domaines agricoles sont devenus extensifs, ce qui favorise le recul de la diversité.

La régulation des eaux par l'homme n'a pas été homogène pour tout le bassin. Si on considère, tout ensemble, la forte tradition métallurgique du sous bassin Guadalentin du fleuve Segura (peu régulé et proche à la cuvette considérée) et les fortes pluies d'automne dans le Sud-Est, tout nous invite à imaginer que en peu de temps le remplissage final de la cuvette est produit. En même temps, la sélection du matériel sédimentaire par les vagues de la mer a généré le volume nécessaire de sable pour enterrer la ville de Guardamar. À peine cent soixante années avant ça, le cardinal Belluga avait commencé les ouvrages pharaoniques de l'assainissement de la région, le drainage des eaux encore accumulées et leur atterrement pour disposer de nouveaux villages. Ça nous montre que si les anciens habitants de Guardamar n'avaient pas investis les moyens nécessaires pour arrêter l'avancée des dunes auparavant, c'était parce que il n'y avait une telle quantité de sable.

CONCLUSION

Ainsi, il apparaît que l'étude d'un organisme hydrographique peut être beaucoup plus qu'une simple question de baisse des eaux. Elle peut être très révélatrice d'événements physiques et socio-économiques variés et importants.

Le cours inférieur est un amplificateur de tels événements et l'embouchure offre l'occasion pour leur reconstitution ainsi que pour la connaissance des processus et dynamiques intervenus à travers le temps. On y apprend également que c'est grâce à l'érosion qui agit dans les parties situées à l'amont que les terres de l'aval doivent leur fertilité.

Aussi, est-il absolument nécessaire qu'une place importante soit accordée aux études à grande échelle et que soit assumée la liaison historique des faits pour connaître le point final du récit.

La régulation des eaux par les barrages freine notamment les dynamiques sédimentaires des systèmes dunaires; et les perturbations humaines finissent par casser leur intégrité.

Les cinquante dernières années n'ont connu aucun changement, dans les usages du territoire, de niveau comparable aux processus de déforestation mentionnés. Mais c'étaient des années de régulation des eaux, par la construction des barrages et d'autres ouvrages et infrastructures hydrauliques importants. Ces aménagements ont été à l'origine d'une réduction, très forte, des apports de sédiments à la côte. La rupture de ce lien sédimentaire entre le bassin et les écosystèmes côtiers représente une substitution du facteur physique dominant, mais jamais une élimination de la connexion. L'identification des nouveaux facteurs dominants est essentielle.

Nous mesurons, fréquemment, les événements écologiques sur l'échelle des temps géologiques. Or, les faits historiques peuvent parfois permettre une représentation meilleure de la réalité.

REMERCIEMENTS

Nous voulons exprimer notre gratitude à Prof. F. Scapini par son support et au Prof. A. Oueslati par ses commentaires et l'amélioration de la rédaction en français.

BIBLIOGRAPHIE

- ALMAGRO-GORBEA M. 2003. La romanización del mundo ibérico del sureste, pp. 11-19. In: Las ciudades y los campos de Alicante en época romana. *Revista Canelobre. Excma. Diputación de Alicante*.
- BAUER-MANDERSCHIED. E. 1980. Los montes de España en la Historia. *Madrid: Ministerio de Agricultura*.
- BENDALA-GALÁN M. 2000. Tartesios, íberos y celtas. *Ed. Temas de Hoy*.
- BENDALA-GALÁN M. 2003. La influencia feniciopúnica en Alicante y su ámbito geográfico y cultural, pp. 21-33. In: Las ciudades y los campos de Alicante en época romana. *Revista Canelobre. Excma. Diputación de Alicante*.
- CONTRERAS-CORTÉS F.Y. 2000. Análisis histórico de las comunidades de la Edad del Bronce del Piedemonte meridional de Sierra Morena y Depresión Lina-

- res-Bailén. Proyecto Peñalosa, Arqueología. Monografías 10. *Sevilla: Consejería de Cultura.*
- CONTRERAS-CORTÉS F.Y. & CÁMARA-SERRANO J.A. 2002. La jerarquización en la Edad del Bronce del Alto Guadalquivir (España). El poblado de Peñalosa (Baños de la Encina, Jaén). *Oxford: British Archaeological Report Series 1025.*
- DOMERGUE C. 1990. Les mines de la péninsule ibérique dans l'antiquité romaine. *Collection de l'école française de Rome.*
- GONZÁLEZ-PRATS A. 1999. Catálogo exposición: La Fonteta 1996-1998, el emporio fenicio de la desembocadura del río Segura. *Universidad de Alicante.*
- GONZÁLEZ-PRATS A., RUÍZ-SEGURA E. & GARCÍA-MENARGUEZ A. 1999. La Fonteta 1997. Memoria preliminar de la segunda campaña de excavaciones ordinarias en la ciudad fenicia de la desembocadura del río Segura, Guardamar (Alicante). La cerámica fenicia en Occidente, centros de producción y áreas de comercio. *Instituto Juan Gil Albert y Generalitat Valenciana.* (257-301).
- GROVE A.T. & RACKHAM O. 2001. The Nature of Mediterranean Europe. An Ecological History. *New Haven: Yale University Press.*
- MARTÍN-CANTARINO C., PETERS J., PÉRIN N. & LIGNEREAUX Y. 2000. La malacofauna de La Picola, pp. 80-89. In: Badie A., Gaidrellat E., Moret P., Rouillard P., Sánchez M.J. & Sillières P, Edits. Le Site Antique de la Picola à Santa Pola (Alicante, Espagne). *Paris-Madrid: Éditions Recherche sur les Civilisations. Casa Velázquez.*
- MAYER M. & OLESTI O. 2001. La *sortitio* de Illici. Del documento epigráfico al paisaje histórico. *Dialogues d'Histoire Ancienne* 27/1, 109-130.
- RICO-ALCARAZ L. & MARTÍN-CANTARINO C. 1989. La malacofauna de la Rábita de Guardamar. In: Azuar, R., Ed. La Rábita califal de las dunas de Guardamar (Alicante). *Museo Arqueológico Provincial – Diputación Provincial de Alicante. Alicante. España.*
- ROMÁN-DEL CERRO J.L. 1990. El desciframiento de la lengua ibérica en “La ofrenda de los pueblos”. *Alicante: Ed. Aguaclara.*
- ROMÁN-DEL CERRO J.L. 1993. La paleo-metalurgia en una mina de galena de Gádor. In: El origen ibérico de la lengua vasca. *Alicante: Ed. Aguaclara.*
- SEVA-ROMÁN R. 2002. Caracterización cerámica y relaciones culturales en la prehistoria reciente de Alicante. *Universidad de Alicante.*
- SEVA-ROMÁN R. & VIDAL-BERNABEU G. 2004. Entre la Geología y la Arqueología: un sincretismo necesario. *Geotemas 7. Homenaje a Jiménez de Cisneros y Hervás. Sociedad Geológica de España – Universidad de Alicante:* 309-312.

A geographical information system in Tuscan wetlands: land use changes in modern and contemporary age¹

M. Azzari*, C. Berti, T. Pileggi & G. Tarchi

Dipartimento di Studi Storici e Geografici
Università degli Studi di Firenze
Via San Gallo, 10 – 50129 Firenze, Italia

* Corresponding author: azzari@unifi.it

The object of this research is to produce a detailed profile on the wetlands of Tuscany which includes an historical outline, the monitoring of the present situation and finally an evaluation of the environmental and social-economical impact brought about by plans for tourist development. It also tries to foresee the organization of environmental, socio-economical and historical data in a GIS. We thus aim to create a geographical database on wetlands as well as an atlas. The data is acquired in time series and analyzed with GIS tools. The paper is focused on acquisition of land use/land cover data from historical cartography and remote sensing sources.

Key words: wetlands, GIS, historical cartography, landscape, land use/land cover

Introduction	43
Case studies	44
Methodology	45
Phases of the research	45
Data sources	45
GIS analysis	47
Results and discussion	49
References	52

INTRODUCTION

Wetlands, once considered to be economically “fringe areas” and often unhealthy lands, are nowadays unanimously recognized as a resource, not only in terms of bio-

1 The contents of this presentation have been partially published in Azzari M., Berti C., Paolini R., Pileggi T. & Tarchi G. 2005.

diversity, but also from a strictly economical point of view. They are also seen as zones which can attract a sensible and sustainable tourism (Pinna, 1983). “A correct management of wetlands, which allows for their reclamation, protection and increase in value for social and collective aims, cannot but take into consideration an in-depth and detailed knowledge of all their territorial, naturalistic and socio-economical components. A priority is the definition of the status of Italian wetlands, their extension and their reduction rate, as well as their dynamic social and economical structures, in order to identify the priorities of intervention” (from the guidelines “Per un piano nazionale per le zone umide in Italia”, Ministero dell’Ambiente, ob. 1.1).

Beginning from such a premise, one of the main objects of the research program is the reconstruction of the history of intervening transformations in wetlands and former wetlands. We have thus focused and tuned our work on and around the discovery and analysis of changes in land use as the foremost indicator of change in the historical landscape (Azzari *et al.*, 2002a; Azzari & Magazzini, 2003). The areas under examination are the Tuscan wetlands and former wetlands.

In Tuscany as many as 59 wetland areas have been registered. Among these we find mountain, fluvial, coastal and karstic areas, all of which are unique and with an extremely fragile ecosystem (Tomei *et al.*, 2001). Some of these are naturalistic oasis of considerable interest and can also be considered open-air laboratories for environmental study/education; others on the other hand still require more adequate instruments of conservation. The “Regione Toscana” (the Tuscan Region administrative body) has for some time promoted a research project on Tuscan wetlands which has produced an enormous quantity of precious and detailed knowledge of the single biotope (Ramsar sites, habitat and protected species, instructions 79/409/CEE and 92/43/CEE), and on the different species of flora and fauna present, with particular consideration given to threatened or vulnerable species (MedWet/Regions project, www.eurosite-nature.org).

Case studies

In addition to a precise study on single wet areas it is necessary to analyze the territorial scale in order to reconstruct the processes not only in present-day residual wetlands, but also in the areas once characterized by the presence of vast marsh extensions. Therefore we have chosen to study coastal wetlands and former wetlands; areas which originated from the formation of sand-dune bars created by sediment deposits of fluvial and marine origin: the coastal area around Lago di Porta (provinces of Massa and Lucca), coastal Versilia, the area surrounding the Lago di Massaciuccoli (provinces of Lucca and Pisa), the Pisa coastal plain (from the mouth of Serchio river to Livorno), the coastal plain south of Livorno up to and around Cecina, the southern Val di Cornia (province of Livorno), parts of the Grosseto Maremma (including the areas of former lake/marsh of Castiglione and Laguna di Orbetello). In addition to these coastal areas, additional objects of the research are the principal inland wetlands created by the gradual changing process of vast levelled areas which became marshland because they were interested by

complex fluvial-lacustrine systems: the wetland of Fucecchio and the former wetlands of Bientina and of the Val di Chiana (Figure 1).

METHODOLOGY

The adopted methodology is based on the integration and comparative analysis of archaeological, historical and geographical data coming from different sources (historical cadastral maps, large scale historical cartography, historical documents, aerial photographs, thematic paper cartography, vector databases relating to the theme *land use/land cover* and other digital vector layers). The central part of the research work was based upon the acquisition of historical cadastral maps preserved in the National Archives of Tuscany. The complex set of data taken into consideration has been stored and analyzed by means of a GIS. The comparability of information between past and present phenomena allows the understanding of some transformation of the wetland and former wetland landscape focusing particularly on land use change. The terms land use and land cover, notwithstanding the differences between the two different interpretative approaches, has been considered as a principal indicator of landscape transformations. A Geographical Information System and a Tuscany Wetlands Atlas can offer knowledge and analyzing tools to support projects of local sustainable and durable development (Azzari *et al.*, 2002b; Azzari *et al.*, 2004; Azzari *et al.*, 2005).

Phases of the research

The research work has been organized into phases: reconstruction of time series on land use and other layers (hydrographical network, coastline position, road network, settlement system) from different sources; census and mapping of environmental and cultural heritage; normalization and input of data in a GIS; analysis of landscape changes through GIS tools.

Data sources

The central part of the work is based on the research on the change of land use which, as typically done for geo-historical works, refers to a widely varied array of sources (old cartography, recent thematic cartography, aerial views, contemporary topography, etc..). Despite the use of such diverse sources (this was done in order to historically and thematically contextualize the research) and notwithstanding the differences in data availability, the research work was principally based on the acquisition of digital material (three different sources) on land use, which covers the past two centuries and differs both in technique and aim.

For the first half of the 19th century, maps from three different cadastres that were made in the first half of 19th century have been used: the *Catasto Ferdinando-Leopol-*

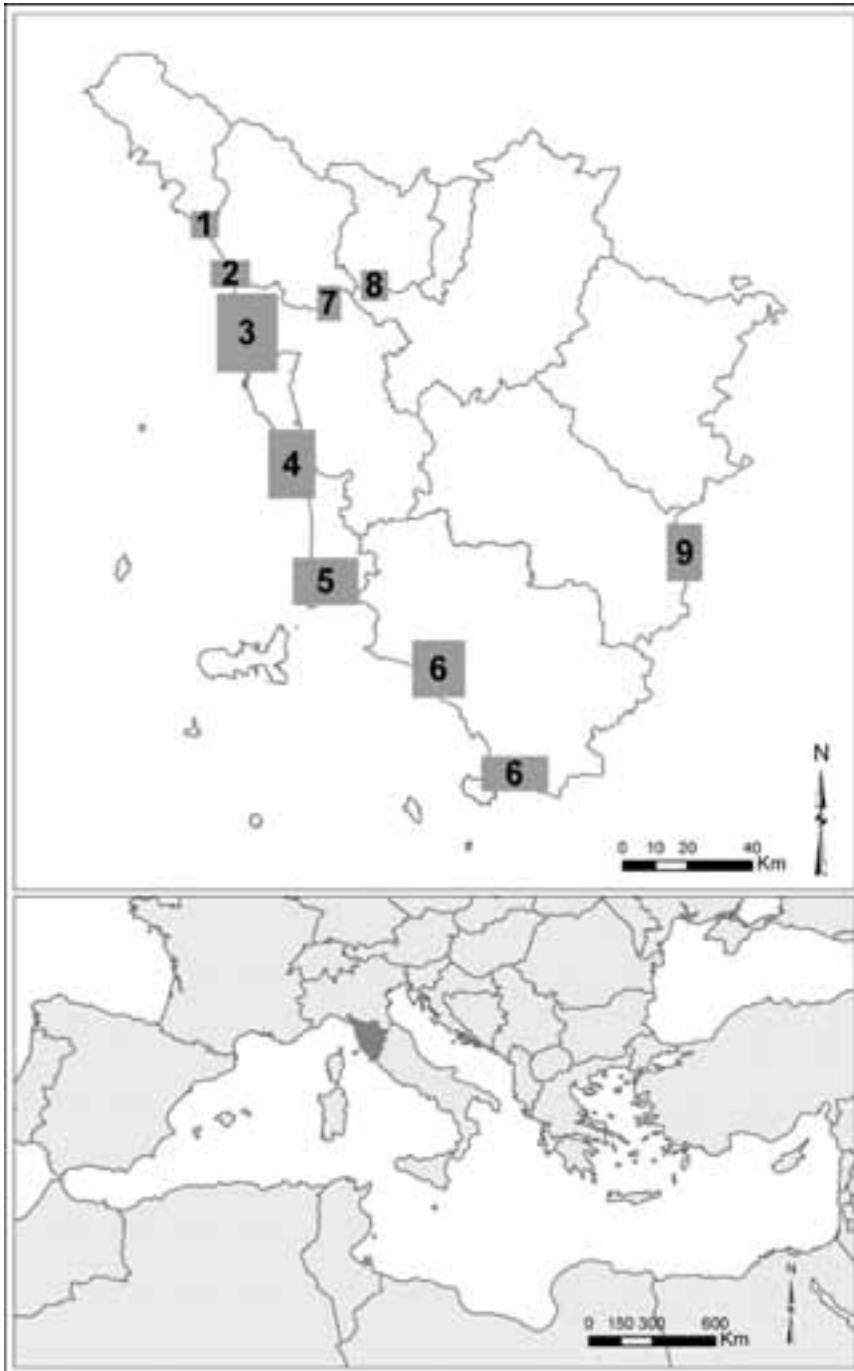


Figure 1. Case studies in Tuscany (Italy). Coastal wetlands and ex-wetlands: 1. coastal area around Lago di Porta, 2. coastal Versilia, 3. Pisa coastal plain, 4. coastal plain south of Livorno around Cecina, 5. southern Val di Cornia, 6. Grosseto Maremma, with the areas of ex-lake/marsh of Castiglione and Laguna di Orbetello. Inland wetlands: 7. Bientina plain, 8. Padule di Fucecchio, 9. Val di Chiana, completely reclaimed during 18th and 19th centuries with the exception of Montepulciano and Chiusi lakes.

dino (also known as *Catasto Generale della Toscana* or *Vecchio Catasto Terreni*) in Tuscan Grand-Duchy (1817-1835); the *Catasto Borbonico* in Lucca Duchy (1820-1860) and the *Catasto di Maria Beatrice* in Massa and Carrara Duchy (1820-1825).

The importance of these sources in geo-historical studies lies in the geometric precision of such cartography and in the fact that these surveys give us an historical framework of the Tuscan territorial layout in a pretty detailed scale (the maps are in scale 1:2500 and 1:5000) before the transformations that took place in the 20th century (Azzari *et al.*, 2002b). Such maps, integrated with registers and indication tables, constitute a precious source of information concerning the regional territorial outline before the somewhat dramatic changes brought about with the 20th century (use and distribution of property, hydrography, roads, location of human settlements) (Biagioli, 1975; Ludovico, 1991).

In comparison to the usual 30 to 40 classes of use present in the most analytical modern content tables, the formulas used in the *Catasto Generale della Toscana* to describe the type of land cultivation are extremely numerous and varied. The reason for this is to be found in the need of effectively analyse and describe appropriately each single land enclosure.

For the 1950s the aerial views of the GAI flying group (Gruppo Aereo Italiano) have been used. These were accomplished in 1954 (in black and white) and despite having a different scale, they are very useful as they completely cover the Italian territory.

The source used for later years (the 1990s) is based on orthophotos done in 1996 for AIMA (Azienda di Stato per gli Interventi nel Mercato Agricolo) by the “Compagnia Generale Riprese Aeree di Parma”. These aerial views have been used because – in addition to being of high quality and being in a fairly large scale – they are in digital format and can thus be directly inserted in the GIS.

The land cover layer has been interpreted from the aerial photographs (GAI flight and AIMA orthophotos) according to the content tables created by the Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo (ISSDS) within the Sistema Informativo Nazionale Ambientale (SINA). This classification system has been studied to describe in an efficient way the features of the Italian landscape in order to be compatible with Corine Land Cover classification. The 72 entries of land use are grouped in 9 first-level categories: even in this case, a large space has been given to natural, agricultural and forest aspects, while all anthropic areas are gathered in few categories.

GIS analysis

From the georeferencing and the digitalization of maps and aerial photographs (even photointerpreted) we got georeferenced vector layers, concerning not only land use, but also hydrographical network, coastline position, road network and settlement system. If opportunely codified within a common legend, they represent a starting point for the transformation analysis and the realization of maps which synthesize trends (Figures 2 and 3).

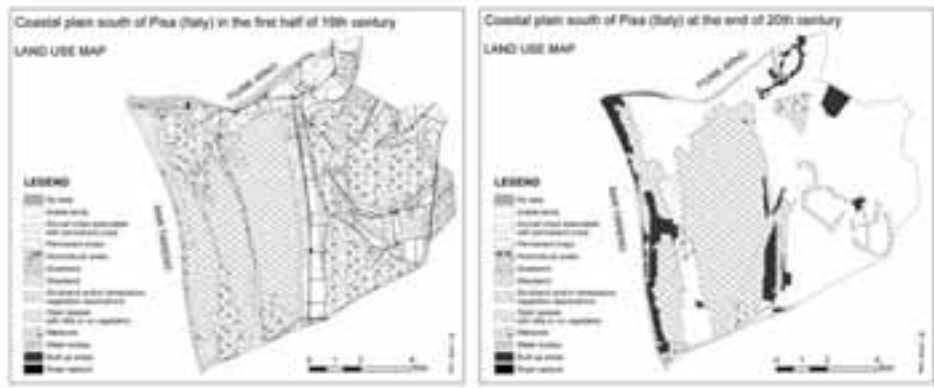


Figure 2. Southern Pisa plain land use map in the first half of 19th century (source: *Catasto Generale della Toscana*) and at the end of 20th century (source: AIMA orthophotos).

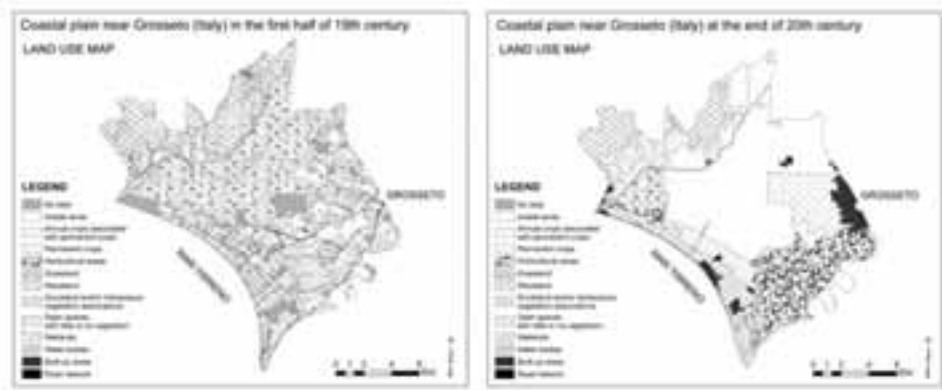


Figure 3. Grosseto plain land use map in the first half of 19th century (source: *Catasto Generale della Toscana*) and at the end of 20th century (source: AIMA orthophotos).

The integration in a geographical database of sources with different format, origin, scale and acquisition techniques has required an accurate normalization work, while the different formats by which historical data have been made available have required different practices. Nevertheless the work unity has not been compromised, on the contrary, positive effects from the methodological point of view have been registered (Azzari *et al.*, 2002a, 2005).

The first problem that it is wise to remind, is the chronological discontinuity of data: there is an interval of 130 years between the oldest source and the next one (the GAI flights). This is because it is difficult to obtain information on land use in the years between the Old Cadastre and the aerial photographs of the 1920s and 1940s (done by the Allied Forces and the RAF) with the single exception maybe of the New Cadastre.

Generally we can however observe that if the coastal landscape has altered considerably during the course of a century and one half, the great environmental changes

(which have brought about the disappearance of most wetlands once present) can be dated back to the '20s and '30s of the 20th century. Also, the many changes that have determined the current landscape physiognomy have started in the early part of the '50s, when the urbanization and industrial processes have considerably increased. The second issue that has been faced is the scale, age or type discontinuity of the data needed to be compared. On one hand you find yourself dealing with 19th century cadastral maps, whose aim was mostly fiscal, and on the other you might have data coming from an aerial photograph done in order to describe the actual physical covering of the land: it is thus a matter of different philosophies and approaches which obviously bring along different classification systems. A large part of research work has been done on land use reclassification, and this has been done through the use of a newly arranged legend with a reduced number of classes in order to compare data and cartography (Azzari *et al.*, 2002a).

A new classification system of land use/land cover with limited number of categories has been studied in order to allow the comparison and the interpretation of map data. With this classification we tried to respect the features of every single original legend; nevertheless synthesizing implies to lose some details and to have some strainings. The new legend has been elaborated referring to that of the map Corine Land Cover and trying to respect as much as possible some peculiarities of the 19th century cadastral documents (Azzari *et al.*, 2004).

The above-mentioned legend summarizes the different categories included in the original legends and gathered them in 12 categories, which, we believe, are able to efficiently describe the land use for considered period (Arable lands, Annual crops associated with permanent crops, Permanent crops, Horticultural areas, Grassland, Woodland, Scrubland and/or herbaceous vegetation associations, Open spaces with little or no vegetation, Wetlands, Water bodies, Built-up areas, Road network). During the creation of map drafts, an evocative color has been associated to each category in order to get an effective visualization.

RESULTS AND DISCUSSION

Without any doubt, the most significant fact is represented by the almost total disappearance of all the vast wetlands (Figures 2 and 3) which constituted the characterizing stretch of landscape in the first half of the 19th century (the marshes of the Apuan coast except for the “Area Naturale Protetta di Interesse Locale del Lago di Porta”, the southern Padule di Massaciuccoli, the Padule Maggiore and Stagno in the Pisa plain and the large Lago di Castiglione on the Grosseto coast). The result of massive land reclamation operations, made with water-scooping machines in the '20s and '30s in the Pisa and Grosseto Maremma areas, is a landscape dominated by wide and flat stretches of fields fit for seed, almost bare of any trees and marked by the regular succession of canals and straight roads (Figure 4). Only recently a flourishing horti-



Figure 4. Landscape in a reclaimed area (Valdichiana).

culturist farming has been introduced and it has rapidly reached notable dimensions (Berti *et al.*, 2003).

On the Apuan area instead, the former wetlands have been occupied by industrial activities and residential settlements and only some hilly areas have partly maintained the landscape settlement photographed by 19th century cadastral cartography, with olive trees, vines, fruit trees and small settlements, often well preserved in their topographic structure, on the hills overlooking the plain and on the cones (Azzari & Magazzini, 2003).

The notable general expansion of the edified and urbanized areas that has taken place mostly since the '50s, has influenced the entire coast. This phenomenon regards both the growth of the historical urban areas like Carrara, Massa, Pietrasanta, Viareggio, Pisa and Grosseto (whose outer suburbs have reached the surrounding countryside) and also the development of new bathing seaside rivieras along the coast – at first almost completely uninhabited and now massively filled up with concrete buildings and, ultimately, the realization of infrastructures such as a road network, railways and airports along the coastline (Azzari, 1992).

However, we might often interpret, in the sign of a substantial preservation the tendency relative to the wooded areas, as a confirmation of quantitative data, corresponding to the good quality of forest environment, variously altered by human activity. A positive exception in the study areas is represented by the areas of the Parco Naturale Migliarino, San Rossore, Massaciuccoli, where the remaining farms have limited their transformation interventions (Cervellati & Maffei Cardellini, 1988).

For some decades the tendency toward the re-naturalization of some environments has brought about the reform of circumscribed wetlands or the extensions of small areas which have survived the reclamation operations. The phenomenon was probably favoured by the consolidating of territorial policies more knowledgeable and more attentive to environmental problems which, with planning norms oriented toward the conservation of natural areas, have disciplined interventions on the territory. The institution of the two parks of Migliarino, San Rossore, Massaciuccoli, and Maremma as well as some natural reserves (Diaccia Botrona and Lago di Porta) proves this trend.

Table 1. Southern Pisa Plain: land use transformation between 1825 and 1996. Source: Catasto Toscano, Volo GAI, Ortofoto AIMA.

Land use	Surface ratio*		
	1825	1954	1996
No data	–	–	–
Arable lands	12.7%	53.3%	51.3%
Annual crops associated with permanent crops	6.2%	0.7%	1.2%
Permanent crops	–	1.2%	–
Horticultural areas	0.1%	–	–
Grassland	5.8%	–	–
Woodland	29.0%	32.9%	32.9%
Scrubland and/or herbaceous vegetation associations	9.0%	2.3%	1.1%
Open spaces with little or no vegetation	2.8%	1.0%	0.7%
Wetlands	30.5%	0.7%	2.7%
Water bodies	2.6%	2.6%	2.3%
Built-up areas	0.3%	5.2%	7.7%
Road network	1.1%	–	–

* Please note that because of differences in scale in the sources, the class “Road network” is not always present.

Table 2. Grosseto Plain: land use transformation between 1825 and 1996. Source: Catasto Toscano, Volo GAI, Ortofoto AIMA.

Land use	Surface ratio*		
	1825	1954	1996
No data	4.9%	–	–
Arable lands	16.3%	61.7%	41.6%
Annual crops associated with permanent crops	0.4%	7.5%	12.4%
Permanent crops	0.6%	1.5%	4.9%
Horticultural areas	0.1%	0.1%	15.9%
Grassland	1.3%	–	–
Woodland	10.6%	11.5%	12.2%
Scrubland and/or herbaceous vegetation associations	34.5%	3.9%	1.5%
Open spaces with little or no vegetation	0.7%	2.4%	2.0%
Wetlands	27.5%	8.2%	3.4%
Water bodies	2.5%	2.5%	2.5%
Built-up areas	0.1%	0.8%	3.7%
Road network	0.7%	–	–

* Please note that because of differences in scale in the sources, the class “Road network” is not always present.

For two case studies – which we believe to be of interest (the Grosseto area plain and southern Pisa area plain) – we are herein presenting in detail the data acquired along the research work (Tables 1 and 2).

The analysis conducted in the chosen areas (the northern Tuscan coast, the Pisa plain, Grosseto Maremma and the Padule di Fucecchio) has pointed out, apart from a few exceptions, the radical transformation of these coastal former wetlands, but it has also permitted us to register for assessment some significant remains of past territorial settlements, as well as individual environmental wealth (monumental trees, rare flora and fauna species, morphological features, etc.) and cultural heritage (monuments, old farms and rural buildings, traces of the historic road network, place-names, constructions linked to the hydraulic works of the past, etc.).

In conclusion, this methodological approach, and in particular the acquisition of historical informative levels from past cartography and their successive integration in a GIS, has evidenced the importance of the contribution that the studies of historical geography can offer for a deeper knowledge of the territory, considering the historical values deposited upon the present form of the landscape with the object of activating more harmonious and sustainable local development policies.

REFERENCES

- AZZARI M. 1992. Tra mare e monte, pp. 131-150. In: Greppi C. Ed. *Paesaggi della costa toscana. Firenze-Venezia: Giunta Regionale Toscana, Marsilio.*
- AZZARI M., BERTI C., PAOLINI R., PILEGGI T. & TARCHI G. 2004. Le aree umide ed ex umide della Toscana. GIS e cartografia del passato, pp. 183-188. In: *Atti della 8ª Conferenza ASITA "Geomatica. Standardizzazione, interoperabilità e nuove tecnologie" (Roma, 14-17 dicembre 2004). Varese: Tipografia Artestampa.*
- AZZARI M., BERTI C., PAOLINI R., PILEGGI T. & TARCHI G. 2005. Per un atlante delle aree umide in Toscana: le trasformazioni nell'uso del suolo in età moderna e contemporanea. In: Azzari M. & Favretto A. Edits. *Beni Ambientali e Culturali e GIS. GIS, dalla cartografia del passato al telerilevamento, Atti del IV workshop Beni Ambientali e Culturali e GIS (Firenze, novembre 2003). Firenze: Firenze University Press. (CD-ROM, ISBN 88-8453-334-1).*
- AZZARI M., DE SILVA M. & PIZZIOLO G. 2002a. Cartografie del passato e GIS per l'analisi delle trasformazioni del paesaggio. In: Azzari M., Ed. *Beni ambientali e culturali e Geographical Information Systems. Firenze: Firenze University Press. (CD-ROM, ISBN 88-8453-033-4).*
- AZZARI M., DE SILVA M. & PIZZIOLO G. 2002b. Il trattamento della cartografia storica all'interno di un GIS per la ricostruzione della storia di un territorio. In: Azzari M., Ed. *Beni ambientali e culturali e Geographical Information Systems. Firenze: Firenze University Press. (CD-ROM, ISBN 88-8453-033-4).*
- AZZARI M. & MAGAZZINI P. 2003. GIS, remote sensing and historical cartography for analysis of changes in rural spaces, pp. 565-576. In: *Actes UGI Con-*

- ference. Sustainability of Rural Systems (Paris-Montpellier 4-10 juillet 2001). *Montpellier: IGU SRS Commission.*
- BERTI C., PILEGGI T. & TARCHI G. 2003. Selve e paduli. Analisi geostorica delle trasformazioni del paesaggio nelle pianure costiere della Toscana. In: Azzari M., Ed. Beni ambientali e culturali e Geographical Information Systems. *Firenze: Firenze University Press.* (CD-ROM, ISBN 88-8453-117-9).
- BIAGIOLI G. 1975. L'agricoltura e la popolazione in Toscana all'inizio dell'Ottocento. Un'indagine sul Catasto particellare. *Pisa: Pacini.*
- CERVELLATI P.L. & MAFFEI CARDELLINI G., Edits. 1988. Il Parco di Migliarino, San Rossore e Massaciuccoli. La storia e il progetto. *Venezia: Marsilio.*
- LUDOVICO A. 1991. Rilevamento architettonico e topografico. Metodi e strumenti nei secoli XVIII e XIX. Catasti geometrici preunitari e la misura generale del Granducato di Toscana. *Roma: Kappa.*
- PINNA M., Ed. 1983. La protezione dei laghi e delle zone umide in Italia. *Roma: Società Geografica Italiana.*
- TOMEI P., GUAZZI E. & KUGLER P. 2001. Le zone umide della Toscana. Indagine sulle componenti floristiche e vegetazionali. *Firenze: Regione Toscana.*

Limits of stakeholder participation in sustainable development: “Where facts are few, experts are many.”¹

L.F. Cassar ^{a*}, E. Conrad ^a, G.H. Griffiths ^b & S. Morse ^b

^a International Environment Institute, Foundation for International Studies
University of Malta
Old University Building, St Paul Street, Valletta, VLT 07, Malta

^b Department of Geography, Whiteknights
University of Reading
Reading RG6 6AB, UK

* Corresponding author: louis.f.cassar@um.edu.mt

The notion of including stakeholders, those affected (positively or negatively) by a sustainable development programme in both its design and implementation, has become a central concern for those implementing such programmes. Such an approach is often referred to as ‘stakeholder participation’, as ‘participatory development’ or more simply still as ‘participation’. How best to achieve this has been the topic of a substantial literature, with a host of different methodologies presented and promoted. Each has its own advantages and disadvantages, but there has been surprisingly little discussion in the sustainable development literature as to the limits and dangers of participation irrespective of the approach employed to ‘best’ facilitate it. Inter-linked with the limits of participation is the role of specialists and expert opinion in sustainable development. This paper discusses the results of participatory exercises conducted in Gozo (Malta) between 2003 and 2005. On the positive side, participation yielded many useful and interesting insights and invoked a sense of ‘involvement’ in sustainable development, but there were problems and these are discussed in this paper. For example, the outcome of the exercise crucially depends upon representation, and a simplified vision of ‘community’ often employed in participation to make it practicable can load the process in favour of certain stakeholder groups at the expense of others.

Key words: stakeholder participation, sustainable development, conservation

Introduction	56
Materials and Methods	58
Site selection	58
Data collection	59
Results	63
Discussion	70
References	71

1 An oft-reported quotation of Donald R.Gannon.

INTRODUCTION

The role of what is often referred to as ‘stakeholder’ participation in the sustainable management of protected areas is typically based upon an assumption that participation is a fundamental human right. Those affected have a right to be involved in the decision-making processes. Participation can also make conservation more effective. There are a number of points here, including the desirability of identifying variation in stakeholder perspective and how this can be addressed, the fact that people can feel more involved and motivated if they are included in the process and the identification of issues by locals which can be missed by outside experts. However, set against this are the problems of stakeholder participation, including the cost in terms of resources and time. There is also the issue of representation – the so-called ‘myth of community’. This has received much attention in the development literature in particular. This is related to the so-called ‘myth’ of consensus (Peterson *et al.*, 2005) allied to a myth of community (Guijt & Shah, 1998). Participatory techniques often attempt to draw out some underlying issues that need addressing or to go further and explore solutions that can emerge from the community itself. In either case agreements as to what ‘is’ and what ‘needs’ to be done are required, even if these are multiple rather than single in nature. Well-established techniques such as multi-criteria analysis (MCA), integrated assessment and risk-analysis can help elicit a pattern given such a set of multiple goals, objectives and perspectives (Marjolein & Rijkens-Klomp, 2002; Willis *et al.*, 2004; Mendoza & Prabhu, 2005). But what if there is little agreement over what the important issues are, let alone how to address them? What if people have little common interest and needs and hence there is little or no consensus? After all, any community encompasses a wide range of individuals and social units spanning gender, age, ethnicity, experience and wealth spectra, and *a priori* one would expect to find little consensus and would not be surprised if one did not emerge (Hibbard & Lurie, 2000). Participatory approaches could well discover such richness and acknowledge the lack of consensus, itself a valid finding and possibly engendering a new awareness among the community. It is more likely that these differences will lead to a diverse set of actions, some of which may well be contradictory such as environmental protection versus economic growth (Peterson *et al.*, 2005). Worse still it may be that differences are suppressed either by the community or, even worse, by the facilitator(s), in order to arrive at a supposed consensus (Mendoza & Prabhu, 2005). While everyone may feel a sense of fulfilment that the process is finally over, agreed action points may rapidly evaporate. The participatory exercise may also do no more than draw out the views and wishes of those with the loudest voice and simply reinforce and exacerbate existing power inequalities within the community (Mosse, 2001; Cornwall, 2003; Peterson *et al.*, 2005). Consensus becomes an expression of the desires of the minority at the expense of the majority.

Protected areas occupy a large proportion of the earth’s land surface, probably only second to forestry. In 2003 it was estimated that protected areas occupied more than 11% of the world’s land area (WRI, 2003). However, many are under pressure from

human activity. Currently some 55% of the global area protected in reserves is open to sustainable resource use and human intervention (Green & Paine, 1997), although there can be conflicts between conservation and development (Wells & Brandon, 1992; Kemf, 1993; Ghimire & Pimbert, 1997). Establishment of protected areas can be accompanied by the imposition of strict limitations on the use of natural resources leading in extreme cases to the eviction of communities living inside the parks (Colchester, 1994). Such 'imposed' reserves typically have little (if any) participation from the communities living in the protected zones. The result has sometimes been severe social conflict and opposition (Pimbert & Pretty, 1995). In the last ten years there has been a re-evaluation of the importance of local involvement and the introduction of more participative approaches which stress social justice (Phillips, 1999; Borrini-Feyerabend *et al.*, 2000; Barrow & Fabricius, 2002) and the need to consider conservation within an all-embracing umbrella of sustainable development.

In many ways the Mediterranean is a unique space in which to consider the conflict between conservation and development. There are 21 countries that bound the sea, ranging from developed countries on the Basin's northern shores to less developed ones on the southern shores. Its landscapes and topography, as well as the habitats and biota, all contribute towards the region's richness and diversity (Leon *et al.*, 1985). The destruction of Mediterranean Basin ecosystems can have serious and far-reaching effects, notably, the loss of essential functions in the balance of ecosystems, reduction in goods and services provided, and species extinction (Batisse, 1990). A further loss of species will diminish the aesthetic value of the region, which may have an unquantifiable effect on future generations (Cassar, 2001). Numerous important areas are not adequately protected and various are under threat, mainly from development (Synge, 1993; Blondel & Aronson, 1999).

This is much the case in the Maltese Islands, where landscapes have become fragmented and biotopes often relegated to restricted refugia around which conflicting land uses abound. Frequently, the only physical connections between these patches of natural and semi-natural habitats are plots of agricultural land intersected by a myriad of criss-crossing dry stone rubble walls and a network of water conduits or *widien* (freshwater courses) that bisect entire stretches of landscape. These vegetation communities are dynamic systems that often gradually merge into each other forming mosaics and the dividing line between different assemblage types is often hazy and unclear. For example, maquis communities may change imperceptibly into high garrigues, or merge into phryganas that in turn integrate with steppic elements; some of the changes may be fundamental and apparent while in other cases, where merging with relatively similar habitat types or splitting into 'sub-communities' occurs, it may not appear so evident. Indeed the Maltese Islands provide a microcosm of a highly anthropised environment that one encounters throughout the Mediterranean Basin, where all natural and semi-natural communities interface with disturbed habitats or with secondary succession vegetation colonizing abandoned agricultural land.

This paper seeks to explore some of the tensions between conservation and sustainable development as envisioned by a range of diverse 'stakeholders'. The context is

the Island of Gozo (Malta) in the Mediterranean. The research has two components. First, how can a notion of 'ecological quality' be employed to identify areas that could be prioritised for conservation? Second, once such areas have been identified, to what extent is it possible to arrive at a consensus as to the human induced pressures that they may face?

MATERIALS AND METHODS

Site selection

The Maltese Islands are often seen as a microcosm of the Mediterranean. Despite their size, the islands are home to a rich variety of biotopes, which host several endemic forms. With the highest human population density in Europe, the Maltese Islands also have a very rich history, having been subject to numerous rules and civilizations over time, ranging from the Phoenicians, Romans and Arabs to French and British in more recent times. Each of these colonizers left their mark in a variety of ways, not least through the impact on the landscape. Since the archipelago was initially identified as a potential destination in the late Fifties, various changes were made to the landscape in order to accommodate the growing needs of the tourism industry. Concurrently, the phenomenon of agricultural land abandonment, common to most other countries in the region, has become most prevalent on mainland Malta. This is probably due to the fact that more and more people joined the services industry as new opportunities arose. However, this trend does not appear to be too evident on the Island of Gozo, where agricultural practice is still fairly widespread. One reason may be that Gozo is, as yet, not marketed as a separate destination and, therefore, only receives a small number of tourists compared to the main Island of Malta, mainly in the form of day-trippers.

The unplanned development of the years after independence, mostly but not exclusively that of the Seventies and Eighties, has disfigured entire rural landscapes beyond redemption. Even if tourism development has, thus far, not crept in as it did in Malta, over the millennia agricultural development has severely damaged ecosystems on Gozo (Cassar & Gauci, 2005). As a consequence, exceedingly important biotopes, supporting scientifically interesting biota, including a number of endemic forms such as the Maltese Salt-Tree (*Darniella melitensis*), a relic of the Tertiary, the Maltese Spurge (*Euphorbia melitensis*), the Maltese Everlasting (*Helichrysum melitense*), the Maltese Rock-centaury (*Palaeocyanus crassifolius*), the Gozo Hyoseris (*Hyoseris frutescens*) and the Maltese Cliff-orache (*Cremnophyton lanfrancoi*) among others, have literally become pocketed throughout Gozo within remaining habitats, such as karstic plateaux, sheer sea-cliffs and scree environments. Although recent planning and environment protection legislation has slowed the process of unsustainable urban sprawl somewhat, it is clear that some negative aspects of the scenario described above will persist, albeit, at a slower pace. Loss of habitats and biota will down-grade the aesthetic value and

rural character of the island's landscapes that may result in undesirable consequences for future generations, in both social and economic terms.

Data collection

The research had a number of phases:

1. characterisation of the ecology of the entire island, based on field survey;
2. analysis of the characterisation in order to identify sectors within the island of high 'ecological quality' that may serve as candidate sites for conservation;
3. detailed characterisation of the sites identified as of high ecological value – nine sites;
4. the use of participatory methods to identify the human induced pressures that exist within and around the sites identified in (2) above; and
5. the use of a survey amongst a range of stakeholder groups to weight the relative importance of the pressures said to exist within and around the sites.

The first phase of the study was based on ecological field research carried out on the Island of Gozo between the summer of 2000 and early spring of 2003. The broad-brush survey of the entire island was conducted whereby habitats were characterized by visual assessment, during walkover surveys, on the basis of geomorphological features and biotic assemblages. All biotopes and assemblages across the island were mapped on survey sheets (scale 1:2500) and subsequently digitized. Each entry, representing the 809 different polygons within the Gozo ecology Geographic Information Systems (GIS), was subsequently weighted according to a set of evaluation criteria presented in Table 1. The suite of conservation value appraisal criteria are, by and large, based on the Ratcliffe Conservation Review Criteria of 1977 and the IUCN Criteria (modified Ratcliffe criteria) of 1986; however, the entire suite and each of their explanatory memoranda ('justification') were designed specifically for the current research on the Island of Gozo. These may also be extrapolated to other central Mediterranean island ecosystems, and, with further modification, they may also be applied universally.

The 10 desirable criteria were given a weight of +1 while the 3 undesirable criteria were each allocated a value of -1. It was decided to take the simplest approach possible, i.e., additive (Morse *et al.*, 2001). Thus:

$$EQ = \sum_{i=1}^{i=13} \pm c_i Q_i$$

Where:

EQ = 'ecological quality' for the polygon based on criteria (i) from 1 to 13

c_i = coefficient (+1 or -1)

Q_i = value of criterion i for the polygon

A series of digital map images, each indicative of the individual criteria, were produced and the summation of each of the criteria produced a digital map representing

Table 1. Criteria employed in the evaluation of ‘ecological quality’ (Cassar, ongoing research). a) Criteria considered as “positive” (desirable); b) Criteria considered as “negative” (undesirable).

a)

Criterion	Justification
1. Rarity	Linked with the presence of species that are listed in the Red Data Book for the Maltese Islands and, any assemblages and communities, as well as species newly discovered or whose status has deteriorated (since the publication of the RDB), that are deemed rare, scarce and/or endangered.
2. Endemism	Presence of endemic forms, including the palaeoendemics, neoendemics (which are uniquely Maltese) and subendemics. The latter comprise species that are restricted to the circum Sicilian island complex, which includes Sicily and its surrounding islands, the Maltese Islands, the Pelagian Islands (Lampedusa, Linosa and Lampione), and Pantelleria.
3. Irreplaceability	This criterion refers to the presence of locally important ecological resources such as species, assemblages and habitat types, which may be of value both ecologically and culturally. The presence of such assets immediately conveys a unique sense-of-place associated with local landscape perspective; the prominence of the archaeophytic carob (<i>Ceratonia siliqua</i>) within the context of the Maltese landscape is a case in point. Thus, it would be detrimental both culturally and ecologically if such assets, which characterise Maltese rural landscapes were to be eliminated, say, for purposes of infrastructure and development.
4. Distinctiveness	This criterion reflects the biogeographic importance of a biotope, assemblage or species. One may find species within the Maltese Islands that are not adequately represented on mainland Europe, but which coexist with distinct assemblages and communities to form mosaics. These are recognised by classification schemes (e.g. Palearctic Habitat Classification) as distinctive biotopes that are characteristic of the Maltese Islands or the circum Sicilian Island complex.
5. Extent	Conservation value of a given landscape or parcel of land is a function of its size or extent. Thus, larger extent equates with enhanced stability and reduced vulnerability to pressures, risks and impacts of immediate or surrounding land use. A landscape should be of sufficient extent to support viable ecological communities; this may also include adjacent agricultural areas or distant seminatural areas that are however linked by wildlife corridors. Areas of significant extent will, for example, provide species at the top of the food chain, such as raptors, suitable territory for foraging and hunting.
6. Naturalness	This is a somewhat difficult criterion, primarily in the context of the Mediterranean, where virtually all landscapes and assemblages have been influenced and/or modified by the human agency. ‘Relative disturbance’ may be a more appropriate way by which to describe this criterion; it suggests that those biotopes that have been least subject to modification are particularly valuable.
7. Regeneration	This criterion refers to two closely related scenarios, both relating to regeneration. In the first instance it refers to situations where a given terrain or habitat shows signs of unaided regeneration, either through secondary succession or through the diffusion of community elements from adjacent areas. The second scenario reflects the potential of a degraded biotope, in phytosociological and spatial terms, for ecological restoration and management.

Criterion	Justification
8. Richness & diversity	This criterion is linked primarily with species richness within a community/biotope, but also to habitat diversity within a landscape. Such a criterion may be utilised to quantify the conservation value of areas (i) where relatively full communities occur; (ii) where a variety of ecologically valuable habitats occur within a parcel of land; and, (iii) where large scale regeneration is taking place, as a result of which, species richness within the assemblages present is high.
9. Connectivity	Presence of or close proximity to wildlife corridors and 'stepping stones' within a landscape and/or between habitats is a crucial component of conservation value and viability since major causes of decline or loss of biological diversity is often due to fragmentation or isolation of biotopes and ecosystems. Habitat connectivity facilitates movement of fauna, mostly, but also flora (as seeds and spores), across the terrain and ensures continued viability of populations and communities. In the Maltese Islands, and numerous other places within the Mediterranean, wildlife corridors may include dry stone rubble walls which form complex networks across farmland, dense <i>Opuntia</i> stands, carob tree dominated assemblages, valley systems with tributary channels and derelict land.
10. Protection status	Reflects the legal status, in terms of nature conservation and environmental management, of a given parcel of seminatural terrain within a landscape. This is an easily quantifiable criterion since any area that is under some form of legal protection within the Maltese Islands is clearly documented.

b)

Criterion	Justification
11. Habitat loss	Evidence of severe degradation and habitat loss due to human agency. This is largely consistent with the following factors: insensitive urban expansion and ancillary development; illicit dumping of inert waste; farmyard slurry and concrete sluicing; quarrying; inappropriate afforestation; damming of valley systems and watercourses; and, large scale reclamation for cultivation.
12. Displacement	Manifests a significant presence of invasive species, often alien or opportunistic forms, characterised mainly by generalist species (ruderals) capable of exploiting transient gaps in habitat-space and, subsequently, by low diversity assemblages consistent with the steppic early pioneer stages of a secondary succession. Such representation is indicative of intensive biotope or habitat disturbance.
13. Fragmentation	Evidence of landscape fragmentation as a result of infrastructural development, such as: (i) road construction; (ii) coastal 'embellishment' such as hard-landscaped promenades; and, (iii) establishment of open-pit quarries and open-air storage for quarried materials, farmsteads, batching and asphalt plants within rural 'outside development zone' areas. Other cases in point that lead to fragmentation include poor landscaping design often using inappropriate planting schemes, untraditional methods of agriculture, hotel and other catering establishments in remote rural areas, golf courses, scrap yards, concentrations of bird-trapping sites in ecologically sensitive areas, and, screeding of watercourses (conversion of valleys into country lanes and roads), among others.

ecological quality. It may, of course, be argued that the effect of one criterion may exert a more substantial pressure on the landscape and its ecology than another and therefore their respective weightings should vary. However, it is unlikely that differential weightings would change the map of ecological quality for Gozo hence a weighting of ± 1 in this context is a reasonable assumption.

Once the sites of high ecological quality had been identified it was necessary to characterise them in greater depth to provide confirmation of their quality. Assessment employed line intercept (direct measurement through line transect approach) or quadrat (modified Braun-Blanquet approach) methods. Biotopes within each of these sites were characterized on the basis of the Palaearctic habitat classification – Malta Biotope list (Devillers-Terschuren & Devillers-Terschuren, 2001) (Table 2).

The pressures which exist at each site were then identified. This stage of the process was participatory in nature. The approach selected was soft systems methodology (Bell & Morse, 1999, 2003). A number of discussion meetings and participatory seminars were held with key respondent/stakeholder groups. A week-long activity, entitled “*Landscape integrity assessment for sustainability in the coastal zone*”, was held in Gozo with participants from various Mediterranean countries, together with Maltese and Gozitan counterparts. The participants were subdivided into working groups of between three and five persons per group and asked to produce ‘rich pictures’ based on their observations and findings to describe key issues afflicting the sites. Rich pictures are an informal way for workshop participants to share their thoughts and express their concerns in a manner that could be discussed and reviewed by colleagues. As a tool of communication, rich picture methodology brings out a wealth of information in terms of emotions, description and content; it is only after the rich picture is produced and the intended outcome discussed with other groups that major issues of importance are raised and ‘new foci for shared concern raised’ (Bell & Morse, 2003). The step that followed was the identification of pressures and the tasks required to address the issues, which the participants then presented in plenary. A second focus group seminar was held during the initial part of 2005, where a group of local planners were familiarized with the selected sites and their surrounding landscapes. Three work parties visited each of the sites and identified the key issues afflicting the sites. The planners then created ‘rich pictures’ to describe pressures they had identified for each of the selected sites, subsequently deriving a list of the actions/solutions deemed necessary to tackle the issues. The pressures identified by all focus group seminars were more or less similar.

The final phase of the research was the weighting of the importance of the pressures identified using the ‘soft systems methodology’. Laminated cards with images of common pressures existing at the selected sites within the coastal landscapes were produced and a total of 230 stakeholders were approached and asked to rank the pressures in terms of their importance on the island. Stakeholders were selected from the following groups:

- (i) affected locals, which included farmers (land-owners), ramblers, locals that frequent the sites for their scenic value and Maltese residents in Gozo;

- (ii) resource users, which include bird shooters and trappers, hoteliers, restaurant and cafe owners, shop owners, quarry owners and the like;
- (iii) government and other official agencies, such as the Ministry for Gozo, Local Councils, the Malta Environment & Planning Authority, Heritage Malta, etc.;
- (iv) non-governmental organizations (NGOs), such as Nature Trust, BirdLife (Malta) and Wirt Ghawdex (Gozo Heritage Society); and
- (v) scientific community, which includes individuals who have an academic interest in the natural history of Gozo, in its landscapes and landform and in its rural cultural heritage.

Every effort was made to ensure that the size of the sample was representative in terms of realities in Gozo, that are governed by group size and geographical extent, so as to engage the widest possible stakeholder coverage in the exercise. Essentially, interviewees ranked the pressures identified for the nine selected sites with regard to impact significance and magnitude. As it happened, some of the interviewees had site specific information, while others had a much wider overview. The pressures ranked were:

- quarrying;
- pollution from agriculture;
- urbanisation;
- visitor/recreational pressures;
- hunting and trapping;
- grazing;
- landfill;
- reclamation, land abandonment and proliferation of alien species.

Ranks were from 1 (least important or significant) to 8 (most important/deemed most significant), and the results were analysed with non-parametric methods (Mood's median test) to identify differences in perception between the stakeholder groups. Mood's median test can be used to test the equality of medians from two or more populations and, like the Kruskal-Wallis Test, provides a non-parametric alternative to the one-way analysis of variance.

RESULTS

With some of the criteria described in Table 1 above, there is a greater spatial concentration of high values than with others. There appears to be some correlation between *distinctiveness*, *endemism*, *richness & diversity*, *naturalness* and *protection status*, for example, which show a marked concentration of high values at three general locations on the island, notably the Dwejra/Qawra region, the Ta Cenc area and the Ta Magun/Ta Tocc region. One of the principal reasons why these sites harbour such important ecological features is possibly due to the fact that the terrain is karstic, thus, with much exposed rock and shallow pockets of soil. The lack of soil cover, coupled

by the sites' exposure to strong winds, has caused people to pay little attention to these locations in terms of farming opportunities. Over the centuries, people tended to shy away from these areas, as a result of which, the biotopes present continued to develop with relatively less disturbance than other areas on the island. Consequently, criteria such as *richness & diversity* and *naturalness* scored highly in these areas.

Rarity is particularly evident along inaccessible coastal areas such as rupestral environments, sheer sided valleys, sea cliffs and escarpments. There is obviously some overlap between this criterion and *endemism*, for example, since most endemic species, with the possible exception of *Chiliadenus bocconei*, are rare, localised or vulnerable.

Irreplaceability refers to the presence of locally important ecological resources such as species, assemblages and habitat types that may be of value both ecologically and culturally. The presence of the archaeophytic assemblages, such as those comprising the carob (*Ceratonia siliqua*), within the context of the Maltese landscape is a case in point. Carobs are ubiquitous in the rural environment of the Maltese Islands and would normally be seen dotting the landscape, mostly on the three most common land cover elements in Gozo, that is, on the verges of fields, at the base of escarpments and on valley-beds, hence the widespread distribution of this criterion.

For other criteria, *connectivity*, *fragmentation*, *regeneration* and *extent*, there is a more even distribution across the island. The reasons are varied and for the most part unrelated. In the case of *connectivity*, this largely depends on geomorphology and land use relating to agriculture, since the criterion refers to wildlife corridors, which include: (i) dry stone rubble walls, a most common landscape feature in the Maltese Islands that manifests complex networks of such walls across farmland; (ii) dense *Opuntia* stands, which are exceedingly common in Gozo and which serve much the same purpose as the hedgerows of northern Europe where wildlife corridors are concerned; (iii) carob tree dominated assemblages, which create a habitat of dense thickets among boulder screes, escarpments and open farmland, thus serving as 'stepping stones' within a landscape and/or between habitats; (iv) valley systems that link different parcels of land; and, (v) derelict land that serves as a linkage within rural landscapes. The hilly topography criss-crossed by numerous valleys and freshwater run-off conduits, together with extensive agricultural practice across the entire island, all contribute to the provision of linkages across and within rural landscapes in Gozo; hence, the even distribution of this criterion. For *fragmentation*, the smallness of the island (67.1 km²) coupled with a relatively large local and visitor population has caused the authorities to invest considerably in the island's infrastructure. Road and other infrastructural development across the island, but particularly in coastal areas, has resulted in the fragmentation of entire landscapes. Gozo's largest land user, i.e., agricultural practice, both in terms of livestock farms and open field cultivation, has also contributed vastly towards landscape fragmentation. Predictably, in order to support the on-going construction activity, the establishment of open pit quarries and open air storage for quarried materials, batching and asphalt plants within rural zones have also left their mark. In addition, large concentrations of bird trapping sites, often in ecologically sensitive areas, have also led to the fragmentation of the landscape.

The criterion *regeneration* refers to two related scenarios: (i) where a given terrain or habitat shows signs of unaided regeneration, either through secondary succession or through the diffusion of community elements from adjacent areas; and, (ii) when a degraded biotope has the potential, in phytosociological and spatial terms, for ecological restoration and management. The GIS map for this criterion shows a fairly widespread spatial extent, largely due to the prevalent trend in agricultural land abandonment as a result of which natural regeneration slowly sets in. Another reason is due to the availability of a fair number of degraded biotopes, which potentially can be restored.

Extent in the context of Gozo refers to relatively largish parcels of land of sufficient size to support viable ecological communities. In this context, it may also include adjacent agricultural areas or outlying semi natural areas that are however linked by wildlife corridors. The spatially widespread nature of this criterion in Gozo is largely due to the fact that agriculture, the biggest land user in Gozo, surrounds most existing biotopes, thus serving as a buffer zone for ecologically important sites.

The criterion *displacement* indicates a considerable presence of invasive species, often the result of intensive biotope or habitat disturbance, as generalist species and, subsequently, steppic early pioneer stages of a secondary succession exploit transient gaps in habitat space. Although this phenomenon is fairly widely distributed across the entire island, there appear to be significant concentrations on the northern segment of Gozo where the topography is rugged and the landscape is characterised by hilly terrain, karstic plateaux and related escarpments. The reason for this substantial presence of invasive species may be associated with agricultural land abandonment due to the difficulty in cultivating the rugged landscape, as a consequence of which, the terrain, which would have been initially disturbed by farmers, would provide favourable habitat for the establishment of alien and ruderal species.

It may appear that *habitat loss* is not significant in Gozo. However, this criterion portrays a snapshot of the situation at the time of assessment as otherwise one would have been compelled to consider all agricultural land that once supported natural biotopes. Thus, wherever there was clear evidence of severe degradation and habitat loss due to human agency, such as (i) insensitive urban expansion and ancillary development; (ii) illicit dumping of inert waste, farmyard slurry and concrete sluicing on semi natural or natural areas; (iii) quarrying; (iv) inappropriate afforestation; (v) damming of valley systems and watercourses; and, (vi) large scale reclamation for cultivation, the polygon in question would have scored, in this case, a “-1”. The impacts that were registered included all of the above but were largely related to quarrying activity and associated spill over, bird trapping sites, reclamation of land for agriculture, insensitive construction and farm related activity. Although it does not seem to occupy a significant spatial extent, it is nonetheless widespread, and, given that more habitat loss is registered in the future, there is a good chance that this will influence the distribution of other criteria such as naturalness, extent, connectivity and possibly others.

Employing the criteria listed in Table 1, the results of mapping ecological quality across the island are shown in Figure 1. The key in this figure represents values rang-



Figure 1. Map representing ecological quality of Gozo. Ecological quality of each polygon was found by summation of the criteria in Table 1, with each criterion being weighted +1/-1. The nine sites selected for more detailed investigation are shown in Table 2.

ing from -3 (low ecological value) to +9 (high ecological quality). As can be seen from Figure 1, a number of coastal sites have a high ecological quality and it is these sites, which were then employed for more detailed analysis.

No doubt, the biotopes at these sites became more diverse and species rich after the cessation of large-scale herding at least half a century or so ago. The sites *per se* are also of minor importance where agriculture is concerned since the terrain mostly comprises karstic topography, rugged escarpments, steep sided valleys, coastal dunes and/or acute clay slopes. Therefore, there would have been little interest over time in developing these into agricultural parcels of land, although some did, in the past, contain cultivated pockets of land. Additionally, the northern (Ghajn Damma, Ghajn Barrani, Ramla l-Hamra, Ta Tocc/Ta' Taksis, Rdum San Filep and Tal-Magun) and western sites (Dwejra/Qawra) are quite exposed to strong north-westerly winds.

In assessing the sites during the soft systems process, key respondent/stakeholder groups were asked to identify predominant pressures and key issues afflicting the sites and the surrounding landscape. The pressures identified for these nine sites during the process are summarised in Table 3. It appears that bird hunting and trapping are present at every site. This is not surprising since such activity is deemed, practically, endemic within the context of the Maltese Islands. Also, in view of the rural character of the sites in question, coupled by their coastal location (ideal for incoming migratory birds), bird shooting and trapping is typically widespread.

For the subsequent ranking exercise:

- 'Urbanisation' was used to cover 'illegal construction', 'threat from development' and 'proximity of urbanisation'.
- 'Recreational pressure' was used to cover 'visitor pressure', 'unregulated camping', 'climbing and abseiling' and 'recreational activities'.

Table 2. The nine sites of high ecological quality and their characterisation.

Site	Characterisation
Il-Qortin tal-Magun	Plateau formation with <i>Cistus</i> garrigue, Western-Mediterranean <i>Anthyllis phrygana</i> , Sicilian Channel <i>Periploca</i> scrub, Mediterranean Heath and Hybleo-Maltese sea cliff community.
Wied Sabbar	Steep sided gorge with rocky slope and valley-bed biotopes, including Maltese Rdum community- <i>Triadenia</i> brush mosaic, Thermo-Mediterranean buckthorn <i>Asparagus</i> brush, Tree spurge formation, <i>Aloe vera</i> assemblage and Italo-Sicilian sub-Mediterranean deciduous thickets.
Il-Qawra/Dwejra	Solution subsidence structure and associated escarpments with large concentrations of Maltese Rdum and aerohaline communities.
Ramla l-Hamra	Coastal sand dunes with elements of Western Tethyan embryonic dunes and Northern Mediterranean sand couch dunes, together with Mediterranean <i>Cyperus capitatus</i> dune assemblage.
Ta' Cenc	Sheer coastal cliffs with a somewhat species-rich example of Maltese Rdum communities with numerous endemic forms, Thermo-Mediterranean <i>Coronilla</i> garrigue and Thermo-Mediterranean brush).
Irdum San Filep	Coastal boulder scree with Mediterranean Heath, Tree-spurge formation, Labiate garrigue, Spiny spurge garrigues – cushion garrigues of very dry soils of the Thermo-Mediterranean zone, Ermes and Buckthorn <i>Asparagus</i> brush.
Ghajn Barrani	Clay dominated hillside, freshwater and maritime assemblages comprising Chaste tree thickets, Tree-spurge formation, Aerohaline community, West Mediterranean Tamarisk thickets and Riparian cane formations.
Ghajn Damma	Clay slopes and sheer coastal escarpment with Mediterranean halo-nitrophilous scrub, Maltese Rdum and aerohaline communities and Chaste tree thickets.
Ta' Taksis/Ta' Tocc	Inland escarpment with mixed assemblages comprising Labiate garrigue, Italo-Sicilian sub-Mediterranean deciduous thickets, Mediterranean Heath and Southern riparian galleries and thickets.

Pressure to construct illegal structures in the countryside and the prevalence of trampling also score highly in the local context. Other pressures of some significance include the often illegal take-up of land for reclamation purposes (which results in the loss of semi natural assemblages), the abandonment of agricultural land (which brings with it rubble-wall degradation and, as a result, accelerated erosion), and the release of herbicides and pesticides into the environment, notably into the hydrological system. Other pressures, which do not appear to be widespread within the selected sites, but whose impact would do irreversible harm, include open pit quarrying, the spread of urban development, the use of alien species and consequent displacement of indigenous flora, and disturbance caused by recreational activities in ecologically sensitive areas.

Grazing was generally ranked as the least important pressure and urbanisation as the highest. The other pressures rest between these extremes but there were some significant differences between stakeholder groups. For four of the pressures there was a statistically significant difference amongst the stakeholder groups in terms of their

Table 3. Pressures identified by key actors during the soft-systems process. Shaded cell = presence of pressure at site.

Pressures	Sites of high ecological quality								
	Dwejra/Qawra	Ghajjn Barrani	Ghajjn Damma	Ramla L-Hamra	Rdum S.Filep	Ta' Cenc	Ta' Magun	Ta' Tocc	Wied Sabbar
Quarrying	Shaded						Shaded		
Illegal construction	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded		Shaded	Shaded	
Hunting and trapping	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded
Pollution from agriculture	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded
Land abandonment	Shaded				Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded
Threat from development						Shaded			Shaded
Visitor pressure	Shaded			Shaded					
Unregulated camping	Shaded			Shaded					
Climbing and abseiling	Shaded								
Grazing	Shaded				Shaded		Shaded		
Planting of / displacement by alien species	Shaded				Shaded		Shaded		
Landfill		Shaded							
Recreational activities				Shaded		Shaded			Shaded
Land take-up through uncontrolled reclamation		Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	Shaded	
Proximity of urbanization							Shaded	Shaded	

perceptions of pressure: pollution from agriculture, urbanisation, recreation and land fill. Indeed the data suggest that there are three groups of responses:

- Group 1: NGO representatives and the scientific community,
- Group 2: affected locals and resource users,
- Group 3: official agencies.

The correlation between responses of categories within the first group is perhaps not too surprising, given that there is much interaction between these categories. A similarity in ranking of pressures between them would therefore be expected. Similarly the categories of affected locals and resource users would also be expected to share similar outlooks on pressures faced by Gozo. Given the somewhat frugal way of life in Gozo, many affected locals would in effect also double as resource users on occasion, particularly since many locals are land owners who would be willing to exploit economic gain if the opportunity arose. Hence, the correlation between responses of these two categories was, to a certain degree, expected.

The only significant difference in ranking of pressures between the sexes was with regard to 'reclamation', with women seeing it as less of a problem than men. This may be attributed in part to the lifestyle in Gozo, where men have more exposure to out-

door agricultural activities as also hunting and trapping, and women may therefore be less aware of the extent and consequences of the issue.

There were some significant differences between age groups, although the pattern was difficult to discern. Grazing, for example, was considered as more of a problem by the 31-40 age group compared with other age groups, but the reasons for this are not entirely clear, although one may speculate that members of this age group seek to visit the countryside for recreational purposes with families, and may associate grazing with potential competition for countryside use. An interesting trend with regard to differences between age groups was that associated with landfill. A clear pattern of declining importance attributed with increasing age was evident. Those under 31 considered the issue as more important than those over 50. This is clearly related to environmental awareness and health concerns especially with regard to young children.

The median scores of stakeholder group responses derived were combined with pressures identified at the nine sites to generate a set of cumulative scores of pressure for these sites, as perceived by the different stakeholder groups (Figure 2).

As indicated in Figure 2, the sites with the highest scores (i.e. greatest threat) are Irdum San Filep and Il-Qortin tal-Magun. With regard to these two sites, there also appears to be a good level of conformity in the perception of pressures amongst the different stakeholder groups. There was less conformity with regard to identification of pressures for the other seven sites and this is especially true of those sites ranked lowest in terms of pressure (threat), namely Ta' Cenc and Wied Sabbar. However, NGO representatives and the scientific community identified a higher level of threat than other stakeholders. It may be that these two groups are particularly aware of

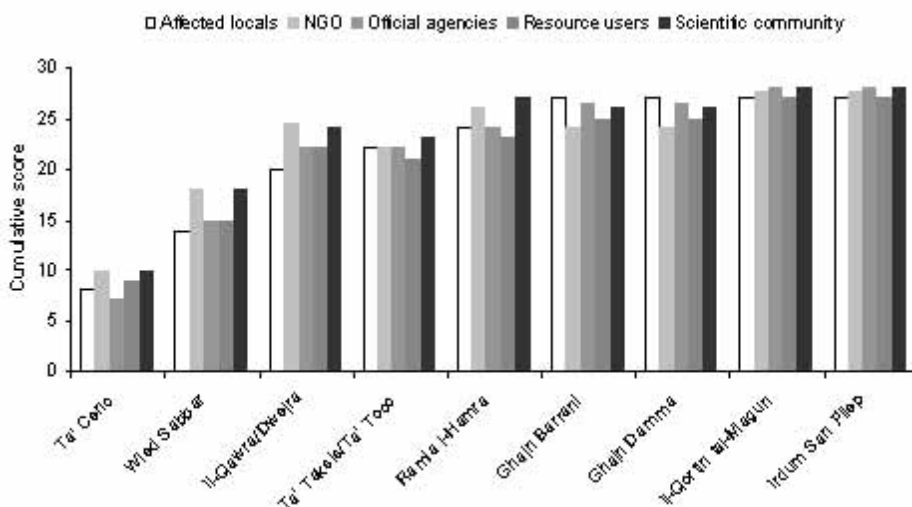


Figure 2. Cumulative scores of pressure for the nine sites identified as being of high ecological quality.

the issues at these two sites due to a much publicised pending development application for these sites. One should note, however, that the methodology adopted did not request participants to rank the identified pressures in relation to the nine sites but rather with regard to the island in general. The correlation between the pressures identified at the sites and the stakeholder responses was extrapolated at a later stage through statistical methods. If, however, respondents had been asked to rank pressures with specific regard to individual sites, it is envisaged that the responses may possibly have been different.

DISCUSSION

The results collected to date provide evidence that ecological quality can be used to identify sites of importance for conservation. While the criteria employed and weighting method used are open to discussion and elaboration, the results do appear to identify sites of known ecological importance on the island. In this study, this process comprised an expert driven undertaking, which in essence involved mapping of ecological assets on an island scale through a broad-brush survey. This was followed by more detailed field characterisation that engaged the use of transect and quadrat methodology of macrophytes at the nine specific sites that from the initial phase appeared to support important ecological communities and assemblages. The detailed assessment clearly confirmed the importance of these sites.

The participatory phase of the research involved key respondents/stakeholders in identifying the pressures prevalent at the sites and in ranking their relative importance throughout the island. Participation as employed here was a relatively straightforward process spanning an initial 'soft systems' process followed by a more formal ranking survey. The results show that differing pressures exist at the sites and stakeholder groups do perceive these pressures as being different in terms of relative importance. While there was generally little difference based on gender, there were some differences based on age group and more based on stakeholder categories. However, some correlations between the responses of different stakeholder groups were evident, such as for instance, responses of NGO representatives and of members of the scientific community.

The on-going Gozo research presents a suite of challenges, not least the quantification of pressures and responses and their 'weighting' by stakeholder groups. The result is envisaged to be a methodology that builds upon participatory approaches understanding the conflict between conservation and development with a view to making the latter more sustainable. However, problems remain. While the expert driven step of the process may appear to be very objective in the sense that it was based on a modified version of the widely accepted Ratcliffe criteria, it does incorporate a great deal of subjectivity with regard to what criteria to include, how they should be assessed and how they should be weighted. Also, while the participatory process gener-

ated many useful insights, there is the issue of representation to consider. For the soft systems component, pressures were identified by selected groups of people and the results therefore reflected the views of these groups.

The next step will be to superimpose the ecology layer of the GIS onto the digitised layer of landscape units with a view to identify any correlation between ecological value and landscape type. It is further envisaged that the acquired methodology may be extrapolated, for conservation purposes, to other scenarios further afield, within the Mediterranean and beyond. The development of this methodology, which encompasses ecological quality and pressures, is specific to sites rather than landscapes. However, it would be a relatively straightforward task to repeat the expert participatory process using landscape as the spatial unit of assessment rather than 'sites'. In this case, what matters is that respondents can resonate with the spatial unit, and landscapes, as delineated in the present study, provide readily apparent and easily recognizable units.

REFERENCES

- BARROW E. & FABRICIUS C. 2002. Do rural people really benefit from protected areas – rhetoric or reality? *Parks* 12(2): 67-79.
- BATISSE M. 1990. Conservation des écosystèmes Méditerranéens. *Paris: Economica*.
- BELL S. & MORSE S. 1999. Measuring the immeasurable. The theory and use of sustainability indicators in development. *London: Earthscan*.
- BELL S. & MORSE S. 2003. Measuring sustainability. Learning by doing. *London: Earthscan*.
- BLONDEL J. & ARONSON J. 1999. Biology and wildlife of the Mediterranean region. *Oxford: Oxford University Press*.
- BORRINI-FEYERABEND G., FARVAR M.T., NGUINGUIRI J.C. & NDANGANG V. 2000. Co-management of natural resources. Organising, negotiating and learning-by-doing. *GTZ/IUCN. Heidelberg: Kasperek Verlag*.
- CASSAR L.F. 2001. Integrated Coastal Area Management Part 1: Training Manual. *Vienna: United Nations Industrial Development Organisation (UNIDO)*.
- CASSAR L.F. & GAUCI P. 2005. Introduction to landscape ecology in Gozo. In: Buhmann E., Leo K., Beck-Koh A. & Kircher W., Eds. Landscape Architecture Proposals for Gozo Island. *Bernburg*.
- COLCHESTER M. 1994. Salvaging nature. Indigenous peoples, protected areas and biodiversity conservation. UNRISD Discussion Paper No. 55. *Geneva: UNRISD*.
- CORNWALL A. 2003. Whose voices? Whose choices? Reflections on gender and participatory development. *World Development* 31(8): 1325-1342.
- DEVILLERS-TERSCHUREN P. & DEVILLERS-TERSCHUREN J. 2001. Palae-arctic Habitat Classification. *Council of Europe (Strasbourg)*.
- GHIMIRE K.B. & PIMBERT M.P., Eds. 1997. Social change and conservation. Environmental politics and impacts of national parks and protected areas. *London: Earthscan*.

- GREEN M.J. & PAINE J. 1997. State of the world's protected areas at the end of the twentieth century. Paper presented at the IUCN WCPA symposium on 'Protected Areas in the 21st Century: From Islands to Networks'. Albany (Australia), November 1997.
- GUIJT I. & SHAH M. 1998. The myth of community: gender issues in participatory development. London: IT Publications.
- HIBBARD M. & LURIE S. 2000. Saving land but losing ground. Challenges to community planning in the era of participation. *Journal of Planning Education and Research* 20(2): 187-195.
- KEMF E. Ed. 1993. Indigenous peoples and protected areas: the Law of the Mother Earth. London: Earthscan.
- LEON C., LUCAS G. & SYNGE H. 1985. The value of information in saving threatened Mediterranean plants, pp. 177-196. In: Gomez-Campo C., Ed. Plant conservation in the Mediterranean area. Dordrecht (Netherlands): W. Junk.
- MARJOLEIN B.A.V. & RIJKENS-KLOMP N. 2002. A look in the mirror; reflection on participation in Integrated Assessment from a methodological perspective. *Global Environment, Change-Human and Policy Dimensions* 12(3): 167-184.
- MENDOZA G.A. & PRABHU R. 2005. Combining participatory modelling and multi-criteria analysis for community based forest management. *Forest Ecology and Management* 207(1-2): 145-156.
- MORSE S., McNAMARA N., ACHOLO M. & OKWOLI B. 2001. Sustainability indicators: the problem of integration. *Sustainable Development* 9(1): 1-15.
- MOSSE D. 2001. 'People's knowledge', participation and patronage: operations and representations in rural development, pp. 16-35. In: Cooke B. & Kothari U., Eds. Participation the New Tyranny. London: Zed Books.
- PETERSON M.N., PETERSON M.J. & PETERSON T.R. 2005. Conservation and the myth of consensus. *Conservation Biology* 19(3): 762-767.
- PHILLIPS A. 1999. Working landscapes as protected areas. In: Stolton S. & Dudley N. Eds. Partnerships for protection. New strategies for planning and management for protected areas. London: Earthscan.
- PIMBERT M.P. & PRETTY J.N. 1995. Parks, people and professionals. Putting 'participation' into protected area management. UNRISD Discussion Paper No. 57. Geneva: UNRISD.
- SYNGE H. 1993. Action Plan for Protected Areas in Europe. Gland: IUCN.
- WELLS M. P. & BRANDON K. E. 1992. People and parks: linking protected area management with local communities. World Bank/WWF/USAID. Washington: World Bank.
- WILLIS H.H., DEKAY M.L., MORGAN M.G., FLORIG H. K. & FISCHBECK P.S. 2004. Ecological risk ranking: development and evaluation of a method for improving public participation in environmental decision making. *Risk Analysis* 24(2): 363-378.
- WRI (World Resources Institute). 2003. World Resources 2002-2004. Decisions for the Earth: balances, voices and power. Washington: WRI.

Socioeconomic conditions in coastal areas. A comparative analysis

M.A. Abdrabo

Centre for Environment and Development for the Arab Region and Europe (CEDARE)
Environmental Information Unit
Cairo, Egypt

Email: mabdrabo@cedare.org.eg

Coastal areas, at the global level, hold a major proportion of population and economic activities, which depend mostly on the environment and its natural resources such as agriculture, fishing, tourism and industry. Such conditions reflect the importance of coastal areas and their natural resources to the welfare of the communities living in these areas. Human activities, meanwhile, usually involve a wide range of negative impacts on the environment, especially if these activities were either unplanned or exceeded the carrying capacity of the environment. This meant increasing the pressures on the environment and natural resources and thus threatening the chances of attaining sustainable development in these areas.

Such conditions, accordingly, require proper management of the coastal areas that integrates human activities within a coherent setting of planning policies that address environmental carrying capacity. For such management to be effective, proper and in-depth study of various socioeconomic, as well as environmental conditions, prevailing in coastal areas need to be undertaken in an integrated manner.

It is usually argued that great similarities do exist between different coastal areas of the Mediterranean region, not only in terms of environmental conditions, but also socioeconomic conditions. Such similarities, and despite possible differences, have promoted calls for developing a common guidelines for coastal zone management in the region.

This paper intends to conduct a comparative analysis of socioeconomic conditions in two southern Mediterranean sites; namely Rosetta area (Egypt) and Oued Laou area (Morocco). This analysis intends to pinpoint the main similarities as well as differences between both sites, in order to assess the potential for setting broad guidelines to attain sustainable development in the Mediterranean region in general.

The work conducted in the two sites, which involved significant field work, showed that great similarities in terms of socioeconomic conditions in the two sites do exist. The study also found that deteriorating environmental conditions have adversely affected those communities, especially the poor, and the vicious circle between environmental deterioration and poverty does exist. Such conditions, meanwhile, require substantial development efforts that take into account environmental consideration.

Key words: coastal areas, environmental management, integration, Mediterranean coasts, socioeconomy

Introduction	74
Socioeconomic context	75
Methodology	76
Comparative analysis	77
Conclusions and Recommendations	81
References	81

INTRODUCTION

Coastal areas are usually rich in their natural resources that provide great opportunities for economic activities, especially resource-based economic activities such as agriculture, fisheries, tourism, oil and gas extraction, and maritime transport that tend to locate in these areas. Moreover, coastal areas represent major pooling areas, which attract large number of immigrants, who have increasing demand for housing, energy, goods and services. Such conditions mean on one hand over-exploitation of natural resources in these areas and the generation of considerable quantities of wastes, which are disposed of in the environment, on the other. Consequently, coastal areas are facing increasing pressure that threatens their important economic and social roles in upholding the welfare of current and future generations (UNEP, undated).

Such conditions, accordingly, require proper management of the coastal areas, in an integrated manner, in order to attain sustainable development (Solaris-Leal & Alvarez-Gil, 2003). This development need to integrate human activities within a coherent framework of policies that integrates socioeconomic and environmental conditions (Selman, 1992). For such management to be effective, various socioeconomic, as well as environmental conditions, prevailing in coastal areas need to be related together in order to have solid grounds for comprehensive and integrated management and planning. It was argued in this respect that the essence of an overall socioeconomic evaluation is to determine the effects of ecosystem functions on society and how changes in these functions might affect society (Turner *et. al.*, 2000).

There is usually some form of consensus that Mediterranean countries enjoy, among themselves, great similarities, not only in terms of environmental conditions, but also in socioeconomic conditions. Such similarities, and despite existing differences especially between the north and south, have promoted calls for developing common guidelines for coastal zone management in the region.

The purpose of this paper is to conduct a comparative analysis of socioeconomic conditions in two southern Mediterranean sites; namely Rosetta area (Egypt) and Oued Laou area (Morocco). This analysis intends to pinpoint the main similarities as well as differences between both sites, in order to assess the potential for setting broad guidelines to attain sustainable development in selected study sites.

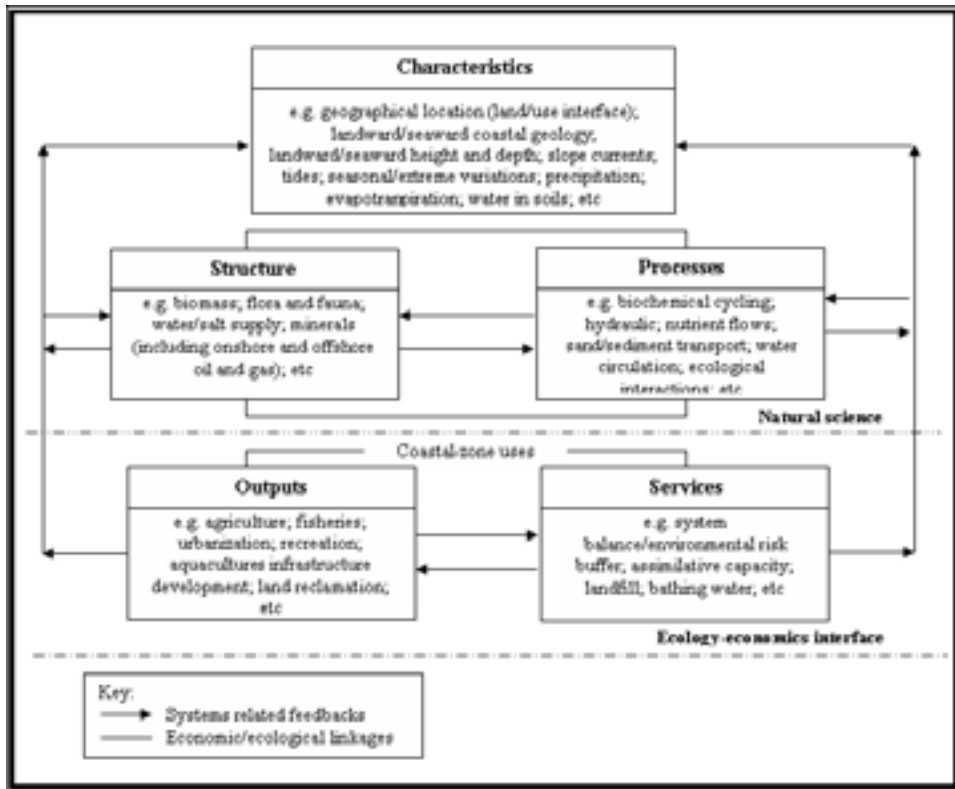


Figure 1. Ecological and economic interface in coastal areas (source: adapted from Turner, 1999).

SOCIOECONOMIC CONTEXT

Socioeconomic context refers to a wide range of interrelated and diverse aspects relating to or involving a combination of social and economic factors. These aspects could, in general, be categorized into several categories including, economic, demographic, public services, fiscal and social (Rau & Wooten, 1980). The social aspects may, for instance, involve community life as well as social and cultural attitude and values. Community services may meanwhile be concerned with housing and requirements for public services such as water, sanitation, communications, police and fire protection facilities, solid waste disposal as well as health and educational services. Demographic aspects may include population growth structures, distribution and density. Similarly, economic factors may include general characteristics, structures and changes of various economic activities and employment (Muddock *et al.*, 1986).

A socioeconomic assessment is thus a way to learn about the social, cultural, economic and political conditions of stakeholders including individuals, groups, communities and organizations. However, it should be noted that socioeconomic conditions are usually hard to identify and assess, as they are related to the human beings and their characteristics, which usually differ widely within the same community and

Table 1. Indicators for socioeconomic impacts (source: Abdrabo & Hassaan, 2003).

Impact area	Indicators
Economic conditions	Economic structure
	Income levels
	Job opportunities
Community structure, institution and infrastructure	Health and social services in study area, including health, workforce, law enforcement, fire protection, water supply, wastewater treatment facilities, solid waste collection and disposal, and utilities
	Transportation systems in study area, including highway, rail, air, and motorway
	Tourism and recreational opportunities in the study site
	Tax levels and patterns in the study area, including land, sales, and income taxes
	Institutional structure
	Community cohesion, including organized community groups
	Social orders including community attitudes, lifestyle and history of the community
	Distinct settlements of ethnic groups
Demographic conditions	General trends in population size for study site
	Migration trends in the study area
	Population characteristics in the study area including distribution by age, gender, ethnic groups, educational level and family size
	Poverty and wealth distribution
Employment	Employment composition
	Unemployment rate
	Availability of job opportunities and their nature

from one community to another. Moreover, as socioeconomic assessment deals with dynamic variables, no comprehensive list of areas of concern could be developed to fit socioeconomic assessment in all cases. However, there is a number of broad sets of socioeconomic impacts that could be developed including economic impacts, demography, employment, health, and community resources including political, social, economic and cultural conditions (Table 1).

METHODOLOGY

Attaining the overall goal of such socioeconomic assessment, socioeconomic work had to be organized and conducted properly and in a systematic way that allows for consistent comparison and reasoned judgment. Thus, the first step was to develop a detailed socioeconomic profile in the two sites, through data and information acquired from secondary sources. Extensive field work was planned to fill the gaps and acquire on a wide range of issues; including residents' views, priorities and problems. The field work relied on:

1. Conducting field surveys, using stratus sampling technique, which are based mainly on personal interviews with the residents in the two sites. The employment of such a technique was intended to ensure high rate of response and the seriousness of the answers given by the interviewees. A total number of 516 and 40 cases were interviewed at Rosetta (31°23'58.06" N, 30°24'50.29" E) and Oued Laou (35°27'21.17" N, 5°05'58.77" W), respectively, reflecting population size in each area.
2. Conducting interviews with local officials, in the two study sites, to discuss existing conditions and planned actions in the area. For example, a meeting was held with "Qaed" or the head of the executive authorities in Oued Laou in April-May 2004. Several meetings were also held with a number of officials in Rosetta.
3. Recording general observation in the two sites.

COMPARATIVE ANALYSIS

According to recent estimation, Rosetta area had a population size of 95514 in 2003, distributed mainly in three human settlements; Rosetta city, Burg Rashed and El Gediah villages (Beheira Governorate, 2003). According the 1994 Census, Oued Laou, meanwhile, had a population of about 25000 inhabitants, with Oued Laou village representing the main population centre in the area with about 30% of the population (7500 inhabitants). The remaining part of population was distributed in a number of hamlets scattered in the area. This means that the human settings in Rosetta were characterized by clustering; in contrast to that in Oued Laou, which tended to be dispersed.

The age structure of the two samples was somewhat different, with the average age of the sample in Oued Laou reaching 51 years. This was due to the fact about one-third of the cases were 60 years old or over. The average age of Rosetta sample was 41 years, which was due to the large proportion of the interviewees in the 30-50 years age group (Figure 2).

The illiteracy rate within the sample in Oued Laou was found to be about 50%, which was around the national rate in Morocco of about 52%. Similarly, the illiteracy rate in Rosetta sample was found to be about 47.90% which was slightly higher compared to the average national for Egypt, which was 45.40%.

Concerning family size, it was found that the average family size was about 5.7 persons in Oued Laou sample, compared with about 4.7 in Rosetta sample. Such a difference in family sizes between the two areas could be attributed to the age structure of the samples, which tended to be younger in the case of Rosetta.

Concerning living conditions, in terms of housing conditions and infrastructure and services, very limited number of cases in Oued Laou area indicated that they had problems related to their residences. Furthermore, despite that educational services for different levels were available in the area, health services seemed to be inadequate as the area had only one public clinic. There was no problem with water and electri-

city as they were provided widely in the area, yet the fees charged was considered by the majority of the cases to be high. Low accessibility was, meanwhile, an issue of great concern for the residents as the main access to Oued Laou depended on one narrow road, which was partially damaged in some of its sections, connecting the village with Tetouan city. Still, a project was being planned for doubling and improving this road.

Living conditions were worse in the case of Rosetta area, with the majority of cases (82.36%) complaining from a number of problems in their residence and surrounding area due to lack of basic services and infrastructure. Despite the high percentage of access to basic services and infrastructure found in Rosetta area, the quality and quantity of provided services was an issue of concern. For example, 44.60% (201 cases) complained of the limited quantity and/or quality of potable water.

Primary economic activities were found to be the main dominant activities of the economic structure in the two sites, with 47.50% and 42.44% of the Oued Laou and Rosetta samples were engaged in primary activities, respectively. These primary activities, including agriculture and fishing, meant that the residents in the two sites were highly dependent on the environment and its natural resources to earn their livelihood (Figure 3). It also means that they would be susceptible to risks and possible changes in the environmental conditions.

Industrial activities were found to be totally absent in the case of Oued Laou area, while in the case of Rosetta area though some industrial activities were present, they were very limited. These industrial activities, which included 31 small brick factories, were also resource-based and caused air pollution and contributed to traffic congestion due to the movement of heavy trucks transporting raw material and products to and from these factories.

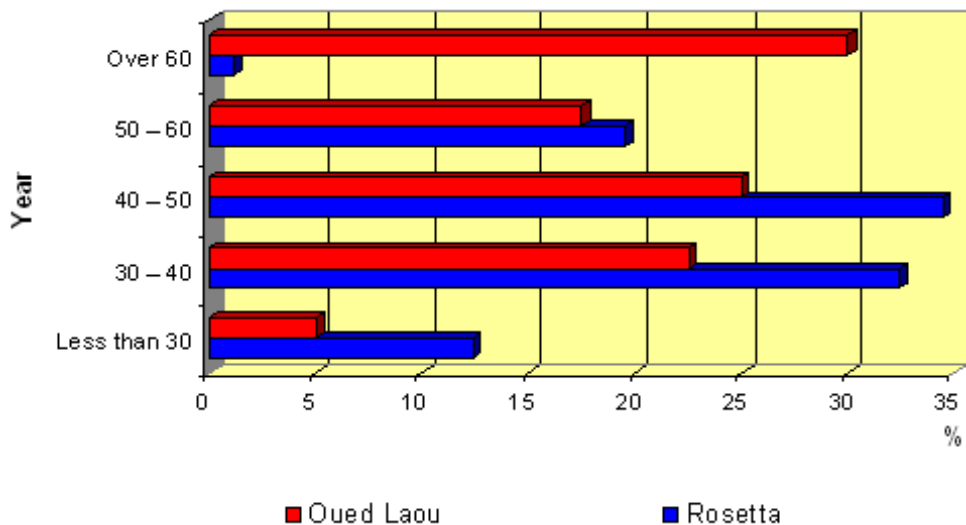


Figure 2. Age structure of the samples in Rosetta (Egypt) and Oued Laou (Morocco).

Tourism activities, in Oued Laou, were seasonal and mainly local and contributed largely to the promotion of the area in summer. The impacts of tourism activities concentrated in the coastal strip and decreased gradually inward. Despite that Rosetta area has considerable tourism assets including a number of historical sites and large beach areas, tourism activities was significantly limited and thus had marginal benefits for the area. Such limited tourism activities could be attributed to deteriorated environmental quality in the area, and lack of tourism infrastructure such as hotels, especially with the tough competition from other nearby summer resorts, namely Alexandria.

The low income levels found in Oued Laou and Rosetta, expected with the nature of economic activities and prevailing living conditions, led to more pressure on the environment and out migration from these areas. However, the destination of migration in the former case was towards Europe, where 65% of the sample individuals suggested that they had relatives working in Europe. It was found that about 57.50% of the cases received financial support from their relatives working abroad. Out migration movement in the case of Rosetta was of local nature to other areas within Egypt, which could be due to the limited opportunities to travel abroad. It was found therefore that the financial support received by relatives in Rosetta was quite limited.

About 40% and 14% of the cases in Oued Laou and Rosetta areas indicated that they had problems related to their work in general and a decline in productivity in particular. The majority of those who complained from problems in their work (68.75%), in Oued Laou attributed that to inefficient old irrigation system. Meanwhile, about one-third (33.30%) of those who complained from work problems in Rosetta area suggested that they were suffering from production decline.

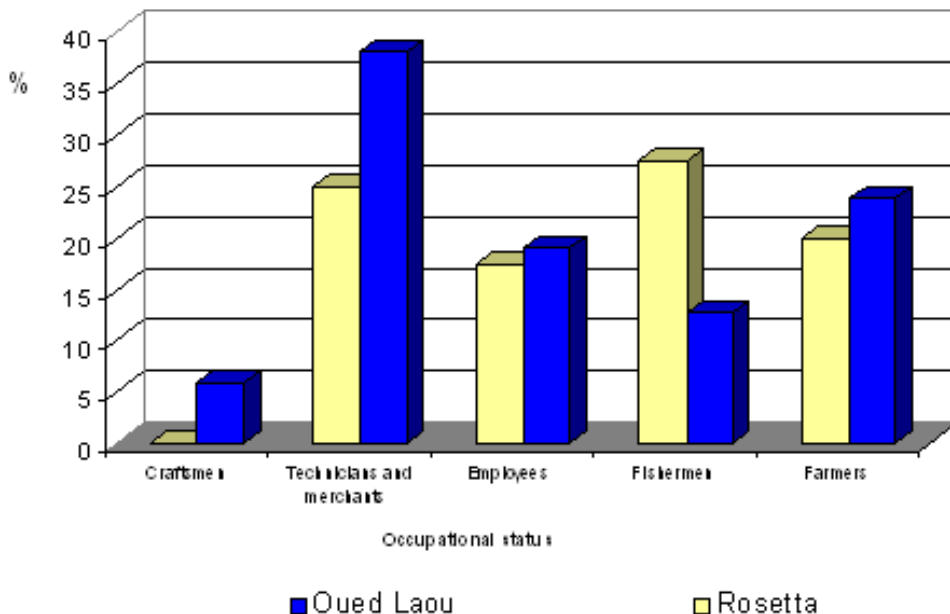


Figure 3. Occupational status of the samples in Rosetta (Egypt) and Oued Laou (Morocco).

To assess the environmental awareness of population and their perception of environmental problems in Rosetta area, individuals were asked about the three most significant environmental issues prevailing there and their potential impacts. They suggested that these issues included the aquacultures (fish farms) in the Nile, the brick factories, and retreating coastline due to coastal erosion. Generally, no significant difference between rural and urban areas was found in terms of environmental awareness.

To assess the population's perception of environmental problems in Oued Laou, the interviewed individuals were asked about the prevailing activities in the area and their impacts on the environment. 85% of the respondents thought that tourism activities, mainly in summer, had positive impacts on the area in terms of income generation and trade promotion and that they did not have any adverse impacts on the environment in the area. They also claimed that agricultural and fishing activities had no adverse impacts on the local environment. It could be suggested that such a response reflects their concern about income earning activities, as they did not want to associate such activities with any adverse impacts, especially with prevailing low income levels.

Concerning governmental efforts to protect the environment, the only government obvious action in the case of Oued Laou was an attempt to protect some of the threatened fish species because of over fishing activities. The government, in this respect, stopped issuing permits for new fishermen or boats. In Rosetta, no significant government efforts existed to protect the environment, except for a failed attempt to remove the aquacultures in the Nile.

In order to assess the potentials for public participation, interviewees were asked about their willingness to participation in solving the problems that they suffer from. The willingness to participate in solving the problems at work was found to be very low; with only 13.60% of those who had problems at their work expressed their willingness to participate in solving their problems at work through efforts only.

Meanwhile, the potentials for participation in solving the problems in residence were found to be relatively high, where about one-third only (34.50%) of those having problems in the area where they live, expressed their willingness to participate in any schemes or programs for solving their problems. Concerning the methods by which they can participate in these schemes, 36.70% of them stated that they can devote time and efforts, and 63.30% stated that they can provide financial support to such programs.

Meanwhile, 28.00% of those who were unwilling to participate in any program to solve their problems stated that they are not responsible for take an action towards their problems and the action should be undertaken by the government and local authorities. Moreover, 8.80% and 3.00% of those unwilling to participate indicated that was due to their low income levels and mistrust of the government, especially when considering the very limited government efforts in the area, respectively. The remaining 60.20% did not indicate the reason underlying their unwillingness to participate in solving their problems.

It could be argued that public participation and the role of NGOs were completely missing in Oued Laou. The main communal activities were provided by a number of cooperatives, which were considered by the interviewees to be inefficient. In Rosetta, it was found that only 5.10% of the sample stated that there was a NGO in the area where they live, of which 34.80% suggested that they benefited from the services provided by the NGO. This can be taken as an indication of limited role of NGOs in Rosetta area, which were only present in Rosetta city.

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

The study in hand started with a notion that great similarities do exist between different coastal areas of the Mediterranean region, not only in terms of environmental conditions, but also socioeconomic conditions. It could be suggested that the comparison conducted in this study showed that considerable similarities, in terms of environmental as well as socioeconomic conditions do exist between the two study sites. Such similarities could be summarized in:

1. Dependence of the economic structure on natural resources.
2. Dominance of rural context of socioeconomic and cultural conditions.
3. Insufficient infrastructure and services.
4. Low level of environmental perception accompanied by limited or absence of public participation and role of NGOs.
5. The stress on the environment and the resulted declining productivity leading to out migration movements either to Europe in the case of Oued Laou and other parts of Egypt in the case of Rosetta.

Such conditions would strongly support the argument that attaining sustainability in these areas and similar ones in the Mediterranean regions is questionable. Therefore, in the light of the similarities found in environmental and socioeconomic conditions, concerted and well-organized efforts need to be undertaken at the regional level to provide technical and financial support at the local level to promote sustainable development. Such support has to provide institutional support to local authorities, while promoting the role of public participation and efforts of the NGOs.

REFERENCES

- ABDRABO M. & HASSAAN M. 2003. A manual for socioeconomic study. *Cairo: Centre for Environment and Development for the Arab Region and Europe (CEDARE)*.
- BEHAIRA GOVERNORATE INFORMATION CENTER. 2003. Population estimation, unpublished data.

- MUDDOCK S.H., LEISTRITZ F.L. & HAMM R.R. 1986. The state of socioeconomic impact analysis in the United States of America: limitations and opportunities for alternative futures. *Journal of Environmental Management* 23(2).
- RAU J.G. & WOOTEN D.C. 1980. Environmental impact analysis handbook. *New York: McGraw-Hill Book Company.*
- SELMAN P. 1992. Environmental planning. *London: Paul Chapman Publishing Ltd.*
- SOLARIS-LEAL I. & ALVAREZ-GIL O. 2003. Socioeconomic assessment of Punta Allen: a tool for the management of a coastal community. *Cancún, Mexico: Quintana Roo.*
- TURNER R.K. 1999. Integrated natural and socioeconomic science in coastal management. *London: CSERGE Working Paper GEC 99-14.*
- TURNER R.K., BROUWER R., GEORGIU S. & BATEMAN I. 2000. Ecosystem functions and services: an integrated framework and case study for environmental evaluation. *London: CSERGE Working Paper GEC 2000-21.*
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). (March 2005). Conceptual framework and planning guidelines for integrated coastal area and river basin management:
<http://www1.unep.org/depi/icarm/guide.doc>

Poverty levels and environmental quality in Rosetta, Egypt

*M.A. Hassaan & M.A. Abdrabo**

Centre for Environment and Development for the Arab Region and Europe (CEDARE)
Environmental Information Unit
Cairo, Egypt

* Corresponding author: mabdrabo@cedare.org.eg

Poverty can be seen as a process of exclusion from access to certain basic physical or economic, human and social assets. The interrelationship between poverty and environment is becoming undeniable, where dealing with environmental degradation in a given society necessarily requires considering poverty levels in such society. Such a interrelationship, between environment and poverty, is more apparent in fragile ecosystems such as coastal areas, where people depend largely on the environment and its natural resources in earning their living.

This means that in-depth examination of socioeconomic conditions and consequently determination of the main factors underlying poverty and existing environmental conditions may assist in breaking the vicious circle between poverty and environmental degradation.

This paper examines the interrelationships between environmental quality and poverty levels prevailing in Rosetta area. In order to attain such an objective, the poverty levels in the area are assessed to identify prevailing poverty levels among different groups. Thereafter, environmental issues of concern in the area are determined and their linkages with poverty levels are examined.

The study showed that there was a high level of poverty in Rosetta area. Yet, no significant relationship between poverty and some social and demographic characteristics, such as educational levels, household size and age of household heads, was found to exist. Meanwhile, linkages between poverty and environmental conditions were found to exist. Such linkages, it could be argued, were highly apparent when dealing with irresponsible activities, which increase the pressure on the environment and natural resources.

Breaking such linkages, or the vicious circle, between poverty and environment degradation, a comprehensive approach is needed. Such an approach would require the development of a plan to deal with economic, social and environmental aspects in integrated manner.

Key words: Egypt, environmental quality, field surveys, poverty, socioeconomy

Introduction	84
Case study	85
Socioeconomic context.	86
The field work	87
Conclusions and Recommendations	92
References	93

INTRODUCTION

Due to the changing nature of poverty over time and from place to another, poverty is considered to be multi-dimensional in nature, which makes it quite difficult to provide a precise definition for. Nevertheless, poverty can be easily identified through a number of issues, related to a number of socioeconomic characteristics and adversely affect people's standard of life. In this context, the poor may suffer from lack of shelter; low access to health care; illiteracy; unemployment; fear for the future; higher probabilities of losing a child to illness; powerlessness and/or lack of representation and freedom.

Poverty can also be seen as a process of exclusion from access to certain basic physical or economic, human and social assets¹. The physical or economic assets may include fertile land, clean water, job opportunities and/or physical as well as financial capital. Human assets may, meanwhile, include quality education and good health. Social assets may include public services, community networks and social support systems (Assaad & Malak, 1998). This means that poverty is not only associated with a monetary dimension reflected in insufficient income. Rather, poverty is a multi-dimensional phenomenon that is associated with non-monetary dimensions such as health and education (UNDP, 1997; Coudouel *et al.*, 2002).

Due to the pressures and constraints facing the poor, they are usually unable to forgo their present subsistence in favor of environmental quality. Also, they usually have low resilience to changes and risks as they have no or few options and low savings. Accordingly they are forced to overexploit environmental resource to meet their current needs. This means that the absence of long-term horizon leads usually to environmental degradation, which in turn affects adversely those same poor in making their living. This finally leads to a vicious circle of poverty and environmental degradation. Such vicious circle is quite obvious in coastal areas, where the residents depend largely upon environmental resources from which they derive most of their subsistence directly and/or indirectly (Prakash, 1997).

The objective of this paper is to examine the interrelationships between environmental quality and poverty levels prevailing in Rosetta area (Egypt). This firstly requires assessing the poverty levels in the area to identify the prevalence of poverty within different groups of the community. This is followed by identifying the linkages between environmental issues and poverty.

1 The terms "assets" refers to a variety of resources and processes that can be used to create sustainable livelihoods and a good quality of life.

Measurements of poverty vary at different levels; macro, community, or household and individual level. Poverty at each of these levels has its own characteristics that can be used as indicators of poverty (World Bank, undated). At the household and individual level, the main indicators of poverty are associated mainly with a wide range of characteristics including demographic, economic, and social characteristics.

Concerning demographic characteristics, the poor tend to have larger household size and higher dependency ratio. Also, poor households headed by women usually suffer more than those headed by men.

Meanwhile, the economic characteristics of poor households may include higher rates of unemployment, job changes, and lack or total absence of any economic assets. Thus, households' income is considered to be one of the most common indicators of poverty. However, some argue against the use of income as the sole indicator of poverty on the grounds that the declared income levels are generally under-estimated as individuals tend to make false declaration about their income levels. Additionally, the existence of some non-monetary forms of income (hidden income) (e.g. farm households consume most of their production on-site) (World Bank, undated). Income, also, does not reflect the social dimensions of poverty, including for instance, the availability of basic services and infrastructure as well as other basic requirements. In this context, it was argued that consumption rather than income is preferred to measure household poverty since consumption is less subject to fluctuations because of household's smoothing behaviour, and since it is subject to relatively fewer measurements errors (Astrup & Sebastien, 2003).

Concerning structure of household consumption expenditures (expenditure patterns), poorer households tend to locate major part of their income to meet their basic needs, particularly food. In other word, the basics, especially food, represent a significant part of total spending by the poor households (World Bank, undated).

The income and consumption-based poverty lines were, nevertheless, criticized as they do not take into account access to human and social assets that are critical to the standard of living such as clean water, education, clean environment, and health care. Also, they do not measure the quality of life that could be achieved from consumption and income (Assaad & Malak, 1998). Despite these critiques, assessment of poverty based on social indicators, also, faces considerable difficulties as it should be based not only on access to basic services but also on assessing the quality of the services themselves, which requires considerable information and involves technical assessment. Therefore, poverty assessment in this study is based on income-based poverty lines.

CASE STUDY

Rosetta area, Egypt, is located in the north-western part of the Nile Delta. It is bordered on the north and north-western by the Mediterranean Sea with a coastline about 29 km and to the east by Rosetta Nile branch.

Socioeconomic context

The study site has, according to official estimates, a total population of 95514, of which 70.60% are urban population concentrated in Rosetta city (31°23'58.06" N, 30°24'50.93" E). The remaining 29.40% are rural population concentrated in two villages, namely Burg Rasheed and EL Gediah villages, located about 5 and 2 km to the north-west and the south-east of Rosetta city, respectively (Figure 1). Rosetta city, like other semi-urban areas in Egypt, is considered to be a pushing area that has witnessed out-migration of about 34% of its population size during the past two decades (CAPMS, 1998).

Concerning the age structure, it was found that the young population category (less than 15 years old) represent 35.60% of the total area population. While the working age group (15-64 years old) and the (over 64 years old) group represent 61.40% and 3.00% of the total population of the city, respectively (CAPMS, 1998). Concerning illiteracy, 47.90% of the total population of the study area were illiterate. Such a rate seems to be slightly higher compared to the average national, which was 45.40%. Furthermore, the illiteracy rate was found to be higher among women (55.60%) compared with 40.50% for men. Also, the illiteracy rate was found to be higher in rural areas (about 51%) compared to about 43% in urban areas. The university graduates proportion of the

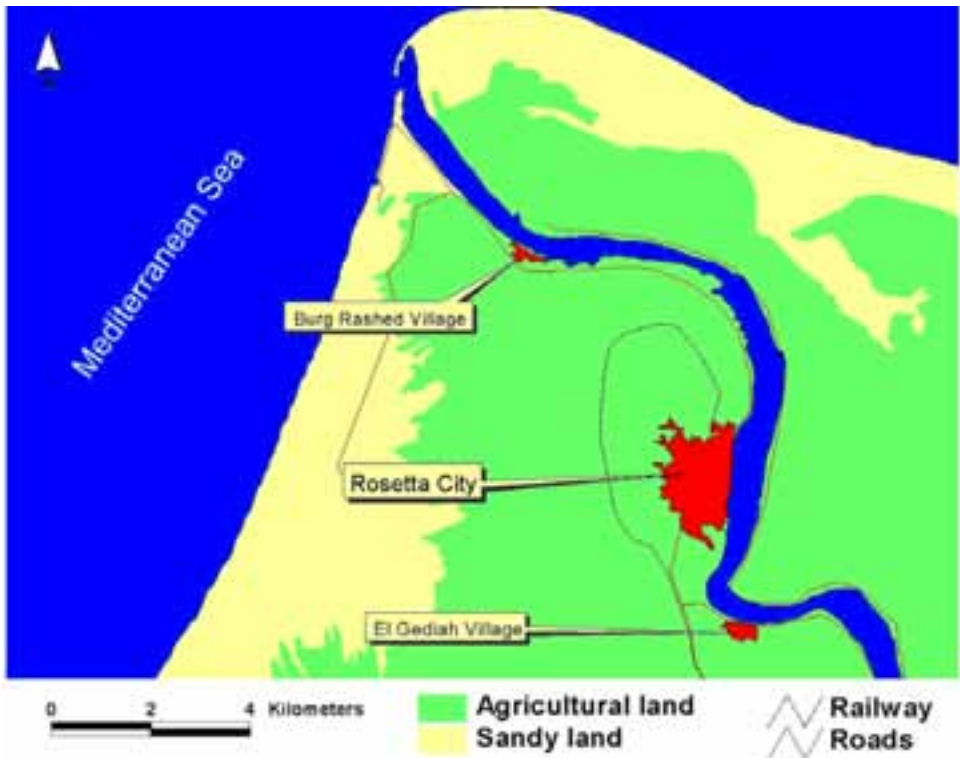


Figure 1. Map of Rosetta area (Egypt).

population represents about 3.10% (4.50% in urban areas and 2.00% in rural areas). Meanwhile, it was found that about 26.2% of the total population were high school graduated and 22.7% can only read and write (CAPMS, 1998).

Concerning economic structure, the majority of the labourforce in Rosetta area were found to be distributed between agriculture and fishing, service, and manufacturing industries, which included about 42%, 18%, and 15% of the total labourforce in the study area, respectively. This is followed by trade and tourism activities, which had about 10% of the total labourforce (Behaira Governorate, 2003). This highlights the dominance of primary activities, represented by agricultural and fishing (about 42%), which depend directly on the natural resources in coastal area and agricultural land. This means that those working in these sectors are more vulnerable to environmental deterioration. Concerning unemployment it was found to be about 9.70% of the total labourforce in the study area. This rate varied between urban and rural areas and according to gender. While it accounted for 8.10% in urban areas, it reached 10.80% in rural areas. Also, it was higher among women (31.70%) than men (7.00%) (CAPMS, 1998). The industrial activities in the Rosetta area were represented by a number of rice mills and bricks factories in addition to a number of small handcrafts workshops. According to official statistics, Rosetta area has 79 handcrafts workshops producing baskets and wires from local natural resources (Behaira Governorate, 2003).

Concerning tourism, Rosetta area has a variety of attractions including monuments and historic sites and sandy beaches. In this context, Rosetta city has 38 monuments and historic sites. These sites include 22 historic houses, 14 mosques, one castle and one mill; some of which were built in the 18th, 14th century, 15th century and 19th century, respectively. Such sites are usually more sensitive to changes in environmental quality. The city, accordingly, was declared as one of Egyptian monumental cities covered by a government plan for restoration activities. However, no actual efforts were made on the ground to promote the city for local and international tourism or to preserve the historical sites. Outside the city, in rural areas, the agricultural land use is dominant, except for some areas in the northern part of the study site that are sandy and marshy lands. The most dominant type of plantation in the region is palm trees, accounting for as much as 356987 palm trees, covering more than 5000 acres.

The field work

The field survey in Rosetta area covered the main three settlements existing in the area (Burg Rasheed village, Rosetta city and El Gediah village) (Figure 1). The work included three steps; namely preparing a questionnaire form, conducting a pilot survey, and conducting a full survey. During the first stage, a questionnaire form was prepared, consisting of three sections, the first section deals with personal information of the household head, the second with the socioeconomic conditions of the household, and third section considers the income levels of the household head and his/her work conditions. Thereafter, a pilot survey was conducted to assess the viability of the questionnaire form. After finalizing the questionnaire form, a full field survey was

undertaken. To ensure that the sample is representative, all groups of the community were covered by the survey. The sample size was 516 households representing about 2.20-2.80% of the total households in the area. Of which 65 cases were excluded due to missing information. The remaining 451 cases were tabulated and analyzed.

The average age of the sample was found to be 41 years old and the majority of the sample individuals (84.92%) were between 30-60 years old. The elderly individuals represented less than 1.00% of the total sample. This coincided with the overall age structure, when excluding the younger individuals (15 years and less) in the area. The illiteracy rate of household heads within the sample was found to be 24.17%, which indicates that the major proportion of the sample was educated. The average household size of the sample was 4.67, which is relatively close to the average household size prevailing in the area. The dependency rate was on average 0.31. Furthermore, it was found that 35.03% of the cases were working in primary activities; namely agriculture and fishing activities in addition to some handicrafts activities, which rely upon local resources (Figure 2).

Concerning income levels, the average income level of the sample was about L.E. 620, equal to about US\$ 105 a month. Such an average varied widely between various groups in the community. The average annual income ranged between a minimum of (L.E. 4608) in the case of craftsman and (L.E. 10085) in the case of fishermen. Also, the income levels varied not only between different groups, but also within the same group. For example, while the average annual income of ordinary fishermen was about L.E. 9804, some fishermen, attempting to increase their income, have established small-size aquacultures in the Nile, enabling them to increase their average income to about L.E. 11000².

Concerning poverty line, a study conducted in 1996 estimated that the annual household lower poverty line was about L.E. 4438 in urban areas and L.E. 3963 in

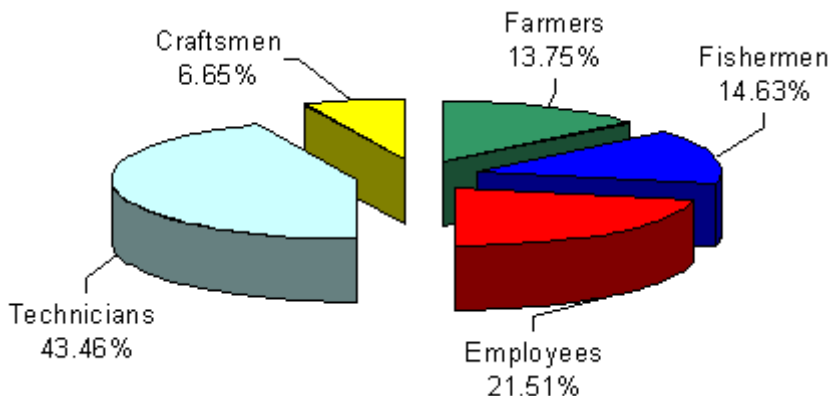


Figure 2. Relative distribution of the cases according to employment status.

2 It should be mentioned that the established aquacultures are not only associated with fishermen, but large number of them were established by influential and/or wealthy individuals.

rural areas³ (El-Laithy & Osman, 1996). This poverty line was adjusted, to reflect current rate of exchange for US\$, and was found to be about L.E. 7300 in urban areas and L.E. 6500 in rural areas.

Based on the above adjusted poverty line, it was found that about two-thirds of the surveyed households (66.10%) were under poverty line i.e. earning less than L.E. 7300 in urban areas and less than L.E. 6500 in rural areas per year.

As would be expected, the poverty levels seem to be higher generally in rural areas compared to urban areas. While the poverty level was 63.99% in Rosetta city, it reached 66.23% and 84.21% in Burg Rashed and El Gediah villages, respectively (Table 1). It should be noted that the differences between Rosetta city and Burg Rashed village in terms of poverty levels was marginal (Figure 4). This can be attributed to the fact that these two settlements were more or less semi-urban.

It was found that there were no significant differences between various educational levels groups and prevailing poverty level (Table 2). This generally means that education has no significant impacts on individuals' income earning capabilities, and thus on poverty levels. This might reflect the low appreciation of educated people in the labour market, which can, in turn, decrease the incentives for people to be educated and increase the drop out rate in the long term.

Also, it was found that 37.92% of poor in the area were farmers, fishermen and craftsmen, who earn their living from natural resources. Moreover, 36.40% of the

Table 1. Poverty levels in Rosetta area.

Settlement	Poor		Non Poor		Total	
	No	%	No	%	No	%
El Gediah	32	84.21	6	15.79	38	97.37
Burg Rashed	51	66.23	26	33.77	77	98.70
Sub Total	83	72.17	32	27.83	115	100
Rosetta	215	63.99	121	36.01	336	98.51
Total	298	66.08	153	33.92	451	100

Table 2. Educational levels of the poor and non poor in the study area.

Status		Illiterate	Can read and write	Secondary School	University	More	Total
		Poor	N	82	77	92	47
	%	27.52	25.84	30.87	15.77	0.00	100
Non Poor	N	27	55	40	30	1	153
	%	17.65	35.95	26.14	19.61	0.65	100
Total	N	109	132	132	77	1	451
	%	24.17	29.27	29.27	17.07	0.22	100

3 US\$ 1.00 was equal to L.E. 3.40 in 1995/96.

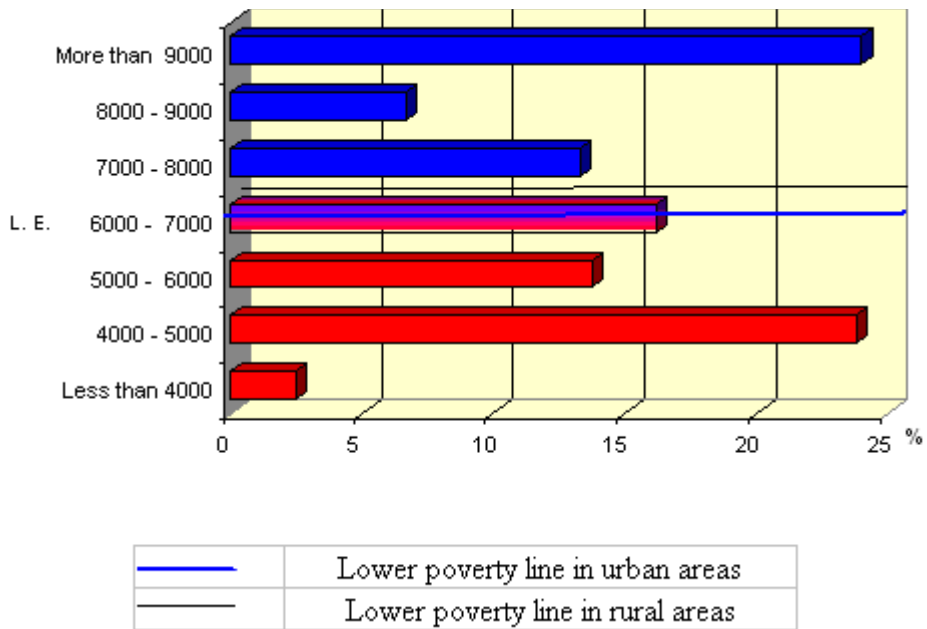


Figure 3. Income levels among the sample individuals and lower poverty line in urban and rural areas.

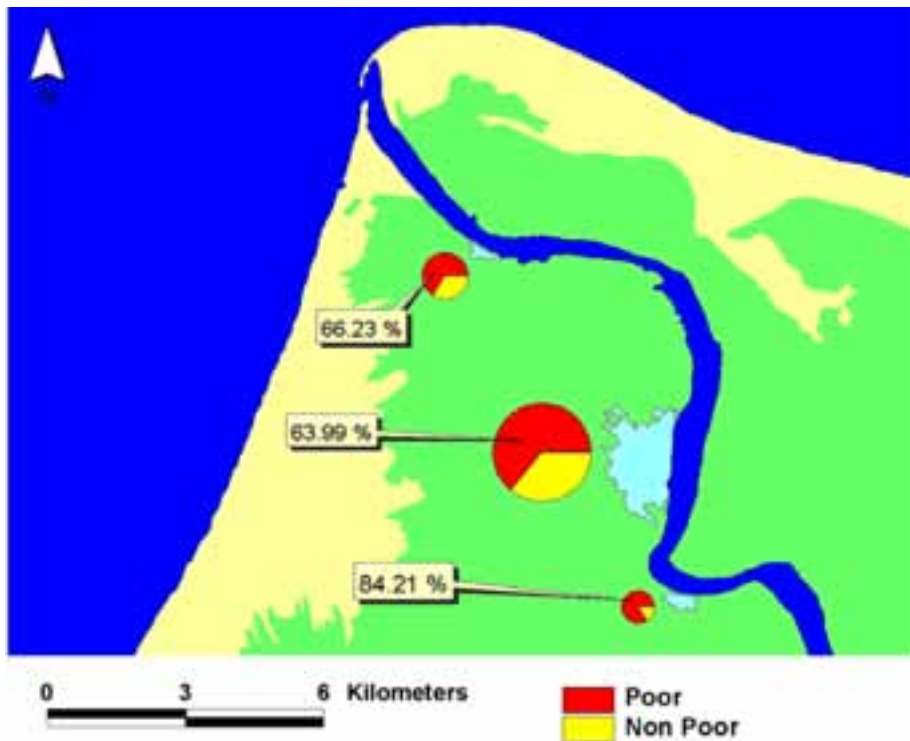


Figure 4. Poverty levels in Rosetta area, a spatial perspective.

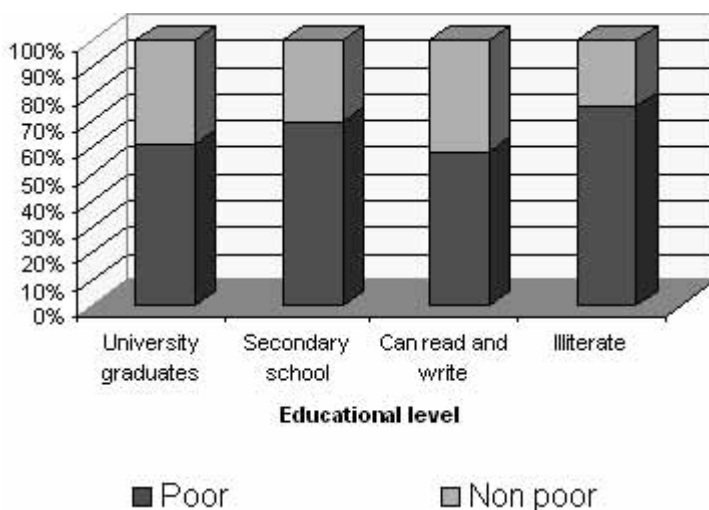


Figure 5. Poverty levels within different educational levels in Rosetta area.

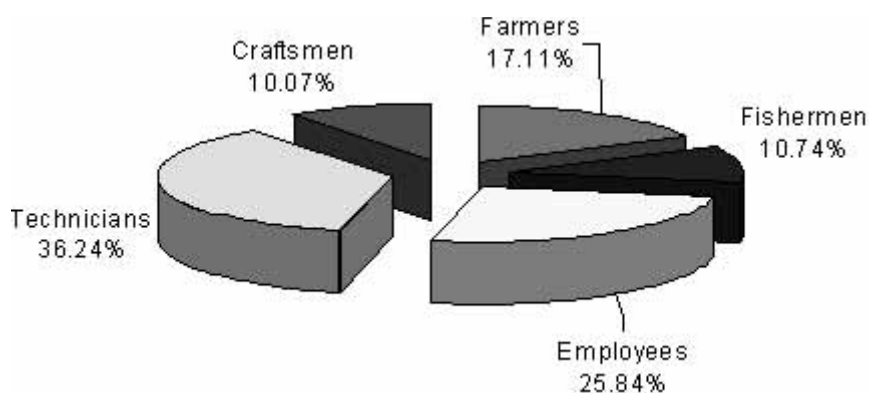


Figure 6. Relative distribution of poor according to different working groups.

Table 3. Poverty levels within different groups in the study area.

Group	Poor	Non poor	Total	Poverty level	Average annual income (L.E.)
Farmers	51	11	62	82.26	6352
Fishermen	32	34	66	48.48	10085
Employees	77	20	97	79.38	6164
Technicians	108	88	196	55.10	7956
Craftsmen	30	0	30	100	4608
Total/Average	298	153	451	66.10	7439

poor were technician and/or workers with no or low skills (Figure 6). Furthermore, the percentage of the poor among different working groups was found to vary considerably (Table 3).

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

It was found that the economy of the area depends largely on the environment and its natural resources. It is clear that Rosetta area experiences high poverty levels. Yet, no significant differences were found between poor and non poor in terms of educational levels, household size, and age of household head.

The poor, especially those who earn their livelihood from natural resources, have a tendency of overusing natural resources through irresponsible behaviours, e.g. the aquacultures established in cages in the Nile. Despite the economic benefits and returns of such aquacultures, they have caused a number of damaging impacts on the environment, including high organic matter levels in the water. This is due to excessive artificial feeding and fish excreta that adversely affect the water quality and consequently the fish stocks in the Nile (Figure 7). Such conditions may degrade the biological and physical qualities of the environment, and in turn negatively affect the productivity of the resource itself. For example, most of those who complained from decline in production were farmers and fishermen.

Another example was represented by the case of the deteriorating historical sites due to misuse and neglect, leading to the decreasing and destruction of this form of

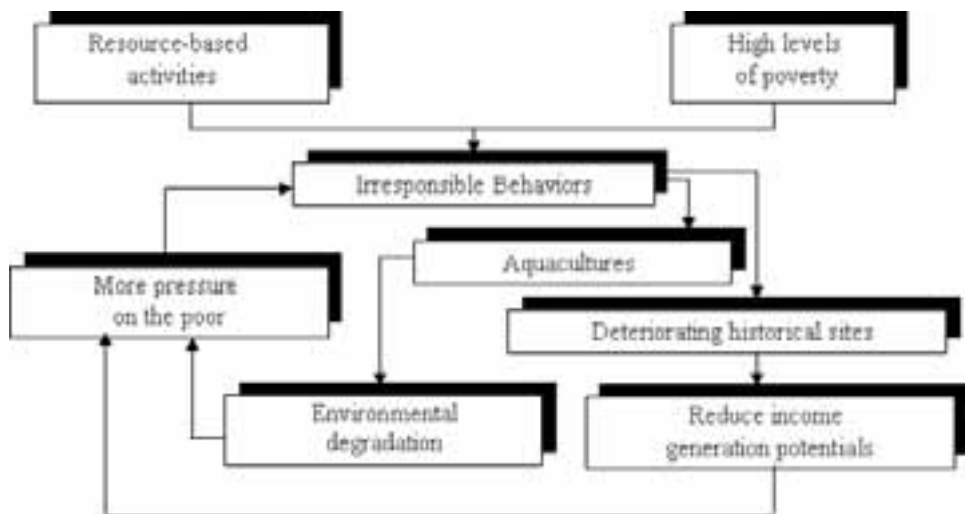


Figure 7. Poverty and environment in Rosetta area.

cultural resources. Also, air and water pollution as well as lack of maintenance accelerate such a decay and destruction of historical sites. Due to the deterioration of historical sites, the area experiences significantly limited tourism activities. This, in turn, reduces their income generation potentials and thus the incentives for their preservation. Such conditions, if persist, may increase the pressure on those living in the area, especially the poor, who would find themselves forced to mismanage natural resources to alleviate poverty and thus increase pressure on the environment.

Accordingly, poverty alleviation in Rosetta area requires concrete and well-planned actions to break the vicious circle between poverty and environmental conditions in the area. These actions should be based on activating and promoting public participation and improving environmental awareness among the residents of the area. Such actions should be developed within a framework of a comprehensive development plan for the area, which incorporates economic aspects, through creating more job opportunities and improving income levels, social aspects, through services provision at adequate quantity and high quality, and environmental aspects, through protecting the environment and working within the carrying capacity of the natural system.

REFERENCES

- ASSAAD R. & MALAK R. 1998. Poverty and poverty alleviation strategies in Egypt. *A report submitted to Ford Foundation.*
- ASTRUP C. & SEBASTIEN D. 2003. The geography of poverty in the Palestinian territories. *World Bank, Working Paper* 0120.
- BEHAIRA GOVERNORATE INFORMATION CENTER. 2003. Population estimation, unpublished data.
- CENTRAL AGENCY FOR PUBLIC MOBILIZATION AND STATISTICS (CAPMS). 1998. Population Census 1996. *Behaira Governorate, Cairo.*
- COUDOUEL A., JESKO H. & WODON Q. 2002. Poverty Measurement and Analysis, in the PRSP Sourcebook. *Washington, DC: World Bank.*
- EL-LAITHY H. & OSMAN M.O. 1996. Profile and trend of poverty and economic growth, INP, UNDP.
- PRAKASH S. 1997. Poverty and environmental linkage in mountains and uplands: reflections on the poverty trap thesis. *CREED working Paper* No. 12.
- UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME (UNDP), Human Development Reports 1997. *New York: Oxford University Press.*
- WORLD BANK. Poverty Manual (September 2005):
<http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/WBI/WBIPROGRAMS/PGLP/0..contentMDK:20284296~menuPK:461269~pagePK:64156158~piPK:64152884~theSitePK:461246,00.html>

L'agrobiodiversité dans les agrosystèmes traditionnels du bassin versant de Oued Laou (Maroc)

M. Ater* & Y. Hmimsa

Laboratoire Diversité et Conservation des Systèmes Biologiques
Département de Biologie
Faculté des Sciences, Université Abdelmalek Essaadi
B.P. 2121, 93 000, Tétouan, Maroc

* Corresponding author: mohammed.ater@gmail.com

Dans cette étude on a essayé d'évaluer l'agrobiodiversité dans les agrosystèmes traditionnels du bassin versant de Oued Laou. On a inventorié les variétés locales, les cultures marginales, les filières naturelles négligées et/ou sous utilisées et le savoir-faire traditionnel. L'étude est basée sur la réalisation d'enquêtes auprès des paysans et des commerçants en grains. Les céréales et légumineuses présentent une importante diversité même si certaines cultures sont en nette régression et menacées de disparition. La diversité des fruitiers est remarquable. Ainsi, l'arboriculture constitue une composante essentielle des agrosystèmes rifains. Pour ces différentes cultures, il s'agit de variétés locales, dont les semences ou les boutures sont très localisées et peu échangées entre régions. En ce qui concerne l'exploitation des filières naturelles, certaines essences peuvent être mieux valorisées notamment comme fruitiers (caroubier, arbousier, châtaignier ...). Du point de vue agrobiodiversité, on est en présence d'un important patrimoine génétique dont l'évaluation et la valorisation n'ont jamais été réalisés. Les transformations socio-économiques et l'extension de la cannabiculture, constituent une menace sérieuse d'érosion et de perte de ce patrimoine phytogénétique. De même pour le savoir faire traditionnel dont la transmission se fait de moins en moins.

Mots clés: agrobiodiversité, agrosystème, variétés locales, savoir faire traditionnel, conservation

The main objective of this study was to evaluate the agrobiodiversity in the traditional agrosystems of Oued Laou catchment area. The local varieties, marginal crops, natural neglected fields and/or underused and traditional knowledge were inventoried. The study was based on inquiries of farmers and storekeepers in grains. The variety of the fruits is remarkable. So, the arboriculture constitutes an essential element of Rifian agrosystems. These various crops are represented by local varieties, which are cultivated in well

specified areas with limited exchanges among different regions. As regards the exploitation of the natural fields, some fruits could be marketed as high quality products. From the agrobiodiversity point of view there is an important genetic heritage, not yet evaluated nor exploited. The socioeconomic transformations and the extension of the cannabis cultivation constitute a serious threat of soil erosion and loss of these genetic resources as well as of the traditional knowledge whose transmission is gradually decreasing.

Key words: agrobiodiversity, agrosystems, landraces, traditional knowledge, conservation

Introduction	96
Méthodes	97
Résultats et Discussion	99
1. Aspects socio-économique et qualité de vie	99
2. Les circuits de commercialisation	100
3. L'agrobiodiversité	101
4. Exemples du savoir-faire traditionnel	105
Conclusions	105
Bibliographie	106

INTRODUCTION

La modernisation de l'agriculture et le passage vers une agriculture plus ou moins «intensive» ont profondément transformé le paysage agraire. Ainsi, les pratiques agricoles traditionnelles ont régressé et ne subsistent qu'au sein des agrosystèmes traditionnels. Ce sont des zones à répartition géographique limitées, situées en dehors des grandes plaines et périmètres agricoles. En plus, elles sont caractérisées par des particularités très prononcées au niveau du cadre naturel et historique, des caractéristiques socio-économiques et des spécificités agronomiques.

Au Maroc, on peut citer comme exemples d'agrosystèmes traditionnels: les agrosystèmes de type «oasis», les agrosystèmes des montagnes ou l'agrosystème de type arganaie. D'une manière générale, ils correspondent à des unités paysagères issues de la coexistence d'un écosystème sylvopastoral et d'une activité agricole de subsistance. Les principales caractéristiques des agrosystèmes traditionnels peuvent être résumées dans les points suivants:

- agriculture à caractère vivrier;
- grande diversité des cultures;
- prédominance de la micro (< 0,5 ha) et petite propriété (< 5 ha) et SAU¹ réduite;
- utilisation presque exclusive des variétés locales;

1 SAU: Surface Agricole Utile

- faible échange et circulation des semences et des boutures;
- cultures rustiques à faible rendement.

Ainsi ces unités renferment de grandes potentialités en matière de ressources génétiques et peuvent constituer un véritable refuge de l'agrobiodiversité.

L'agriculture dans les montagnes du Rif est à l'image du reste du Maroc le pivot de l'économie rural. Toutefois, elle est caractérisée dans cette région par un ensemble de spécificités qui la différencient par rapport à l'agriculture marocaine en général (Chara, 1996). Ces particularités sont dues aussi bien à un milieu physique particulièrement défavorable (relief, terrain accidenté, pauvreté des sols, manque d'eau ...) qu'à des spécificités socioéconomiques (morcellement de la propriété foncière, statut juridique de la propriété, déficit en infrastructure, etc.). Les facteurs historiques expliquent également ces particularités, notamment, les échanges entre l'Andalousie et le Maghreb aux XI et XII siècles (Hamman, 1995) et l'isolement par rapport au reste du territoire marocain pendant la période du protectorat espagnole (Madariaga, 2000; Bellaterra & Mimoun, 2003). Donc, on peut parler de la persistance d'une agriculture traditionnelle au sein des agrosystèmes de montagne du Rif.

Le bassin versant d'Oued Laou est situé dans le Nord Ouest marocain, dans la partie occidentale du Rif. Cette unité hydro-géographique, définie par le réseau hydrographique de l'Oued Laou est assez représentative des paysages ruraux rifains et à ce titre elle est intéressante pour l'étude des agrosystèmes traditionnels. Il s'agit d'un petit bassin étendu sur une superficie de 930 km² avec une largeur Est-Ouest de 28 km et une longueur Nord-Sud de 47 km. La population rurale représente 59% de la population totale et elle est dispersée sur 121 noyaux ruraux (douars ou dchars) (INYPSA, 1999).

En ce qui concerne le milieu physique (climat, sol, relief, occupation du sol, etc.), il est très hétérogène. Le phénomène érosif y est très spectaculaire (Fay, 1973; El Gharbaoui, 1981) et la perte des sols constitue un indicateur très alarmant de la pression exercée sur le milieu. Du point de vue richesse de la flore, la région rifaine est considérée comme un «Hot-Spot» de biodiversité dans la région méditerranéenne (Médail et Quézel, 1997, Benabid, 2002) et le bassin versant occupe une partie du territoire du Parc National de Talassemtane considéré comme un haut lieu de cette diversité.

Dans ce travail on se propose de caractériser et d'évaluer l'agrobiodiversité dans le bassin versant du Oued Laou à travers des composantes relativement simples comme: le circuit d'échange des semences, la richesse en "variétés" locales, le savoir faire traditionnel et l'état de conservation de ces ressources.

MÉTHODES

Afin d'évaluer l'agrobiodiversité au niveau du bassin versant d'Oued Laou, on a utilisé la technique des enquêtes et des prospections. Les enquêtes ont eu pour cible deux groupes différents:

1. Les commerçants en grains, en visitant les marchés hebdomadaires ruraux (souks).
2. Les agriculteurs, en visitant les dchars .

L'étude a couvert 3 souks et 39 localités (Tableau 1) réparties sur l'ensemble de l'aire du bassin versant (Figure 1).

Les enquêtes sont basées sur l'utilisation de questionnaires conçus pour rassembler des données concernant aussi bien les personnes interrogées que les cultures considérées comme représentatives des agrosystèmes traditionnels. En effet, on a pris en considération uniquement les cultures basées sur l'utilisation des variétés locales (Guy, 1986), alors que celles utilisant des semences sélectionnées ont été ignorées. Les variétés locales sont entendues dans le sens d'unités définies et gérées par les agriculteurs sur une zone géographique déterminée (Sadiki *et al.*, 2002). En effet, les agriculteurs affirment pouvoir distinguer ces unités à partir de critères qualitatifs d'appréciation et des appellations propres généralement à valeur limitée.

En plus des cultures traditionnelles, on s'est intéressé également à certaines productions spontanées ou subspontanées généralement négligées et/ou sous utilisées et à certains aspects du savoir faire traditionnel.

Les enquêtes "commerçants" nous ont permis d'avoir en plus des informations sur le circuit commercial des semences (acheteur, origine, destination, prix, utilisations, etc.), des informations concernant le commerçant lui même (lieu de commerce, statut foncier, etc.). Quand aux enquêtes "agriculteurs" ils nous ont permis de récolter des informations socio-économiques (activité principale, âge, état civile, nombre d'enfants, etc.), de recouper les informations concernant le circuit de commercialisation récoltées auprès des commerçants, de faire l'inventaire des variétés locales et d'apprécier le niveau de conservation.

Tableau 1. Liste des souks (marchés) et des dchars (villages) prospectés dans le bassin versant.

Souks	Communes
Arbaa Bni Hassan	El Hamra
Arbaa Bab Taza	Bab Taza
Sebte Oued Laou	Bni Said
Douars	Communes
Ihetachen (2); Oued Khmiss (33)	Bni Saaid
Tassifete (3); Ifrane Ali (4); Iherassen (5); Aïten (6); Melhia (7); Tounaten (8); Assifane(22); Amatrassse (23); Ibrouden (24); Amarhouss (25); Yaacouben (35); Laatimen (36); Amazar (37); Igourayne (38); Mechkralla (9); Ibahdiden (20); Tissouka (21); Majjo (28); Khizana (29); Boubnar (31); Izerafen (32)	Oued Laou
El Kalaa (1); Oueslaf (10); Ifansa (Sid El hadi) (12); Talembot (13); Ibouharene (18); Tajeniarete (26); Tamrabet (27); Taouraret (30); Aachacha (34);	Bab Taza
Tafradet (11); Bettara (14); Boubyine (15); Achekrad (19)	Talembot
Maouzkir (16); Laachayche (17); Dar akoubaa (39)	El Hamra
	Dar Akoubaa

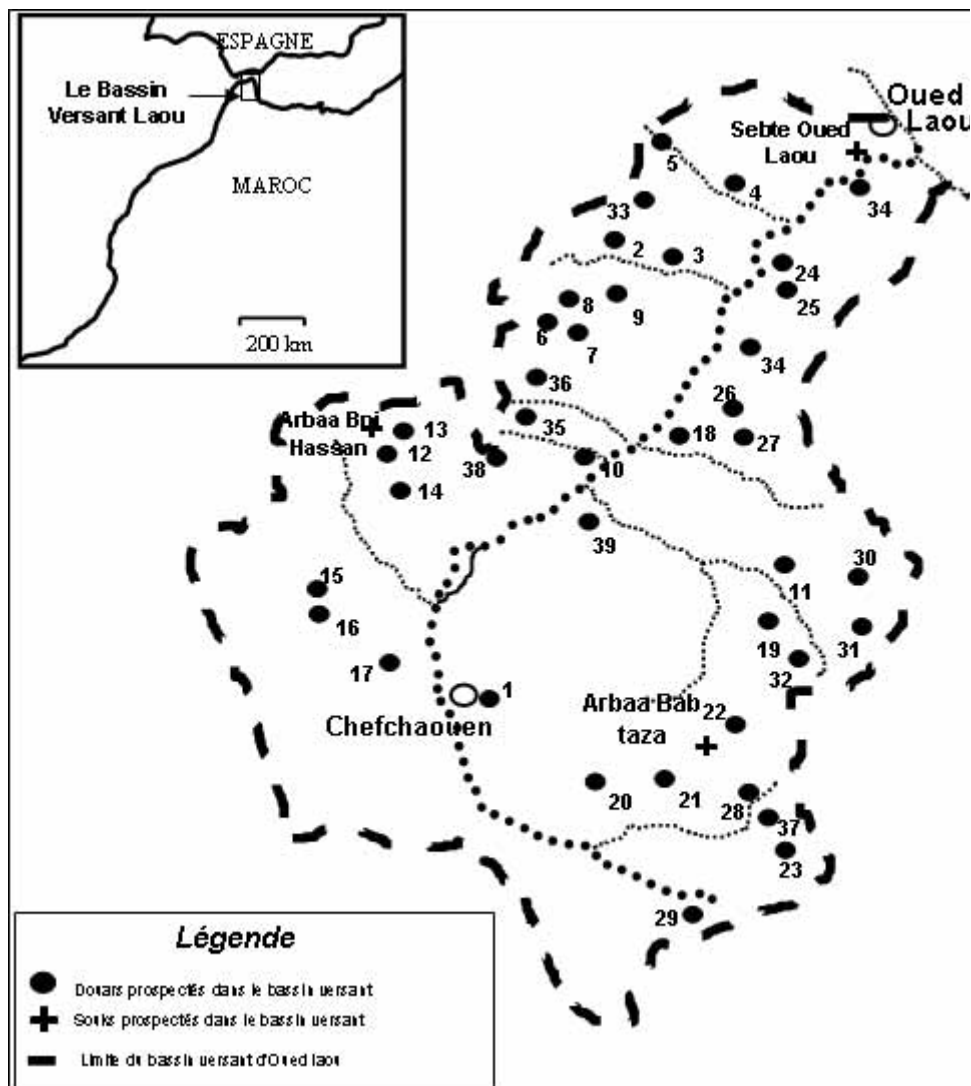


Figure 1. Carte de localisation de différents dchars et souks prospectés dans le bassin versant d'Oued Laou (code voir Tableau 1).

RÉSULTATS ET DISCUSSION

1 – Aspects socio-économiques et qualité de vie

D'une manière générale, la population ciblée par nos enquêtes correspond à une population relativement âgée. Le choix de cette tranche d'âge négligeant délibérément la franche jeune de la population, se justifie par le souci de récolter de l'information auprès des personnes réputées comme potentiellement détentrices du savoir faire agricole. Il en résulte que l'âge moyen de l'échantillon enquêté est de 57 ans, ce qui n'est nullement représentatif de l'âge moyen réel de la population.

Du point de vue socio-économique, l'activité principale (93% des personnes interrogées) est l'agriculture, qui peut être associée à d'autres activités secondaires. Le bassin connaît une forte pression démographique avec une densité de population relativement élevée (106 hab./km²) (INYPISA, 1999). Le contraste est relativement fort comparativement à d'autres chaînes de montagnes moins peuplées comme l'Anti-Atlas où Bonnet (1974) a estimé la densité à seulement 41 hab./km². La natalité est assez forte, la moyenne des enfants par famille est de 7 et se situe nettement au dessus du taux moyen national de 3,1 (INYPISA, 2004). Par contre, le taux de scolarisation est très faible et ne dépasse guère 1 garçon et moins d'une fille par famille, ce qui se traduit par un faible niveau d'alphabétisation. Cependant, il faut nuancer un peu cette conclusion en ce qui concerne la population masculine, qui fréquente l'école coranique (enseignement traditionnel) jusqu'à un certain âge et par là ne peut être considérée comme totalement analphabète.

Les infrastructures au niveau du bassin souffrent d'un manque évident que ce soit au niveau du réseau routier, des ponts, de l'eau potable, de l'assainissement ou de l'électricité, ce qui se traduit par des effets négatifs sur la qualité de vie de la population et d'une manière générale sur le développement.

Bien que le bassin présente des ressources en eau excédentaires, la vétusté et le faible niveau des équipements hydrauliques ne permet pas à la population de valoriser ces potentialités hydriques en agriculture. La nature de la propriété foncière avec la prédominance de la micro (< 0,5 ha) et petite propriété (<5 ha) (Bajeddi, 2001) renforce le schéma d'une agriculture fortement traditionnelle. Il s'agit d'un état relativement ancien puisqu'il ressort déjà dans les statistiques de l'époque coloniale (Alta Comisaria de España en Marruecos, 1948).

2 – Les circuits de commercialisation

Les souks sont les marchés hebdomadaires du milieu rural. Ils correspondent à des centres organisateurs de la vie économique et des foyers d'échanges, car ils drainent l'activité socio-économique d'un territoire donné. D'où leur intérêt pour l'étude du circuit des semences des variétés locales. Les échanges au niveau du souk se font par les commerçants qui peuvent être fixes (88%) ou itinérants d'un souk à autre (12%). L'importance du commerce des semences est corrélée avec le calendrier agricole et principalement ces deux moments forts, les périodes des moissons et des semailles. Une première constatation est le faible effectif des commerçants, en moyenne, un à deux commerçants par souk. En effet, ce nombre traduit l'étroitesse du marché et peut être interprété comme un indicateur de la rareté des semences locales. D'après l'analyse des résultats des enquêtes auprès des commerçants, il s'est avéré que seulement 27% des semences sont exportées en dehors de la zone de production, alors que le reste (73%) est conservé dans la même aire d'origine, puisque le principal acheteur est le fellah (agriculteur). D'autres part, les marchands (78%) déclarent assurer leur approvisionnement au niveau de la même aire. L'enquête auprès des agriculteurs, va dans ce sens puisque ces derniers déclarent utiliser

presque exclusivement des semences locales, entre 73% et 100% suivant le type de culture.

Les données recueillies nous permettent de préciser la nature du circuit de commercialisation des semences. C'est un circuit qui répond à un schéma très simple avec peu d'intervenants et qui est géographiquement limité à la zone de production. Il s'agit en quelques sortes d'un circuit «fermé» fellah/commerçant. Cette conclusion est assez importante car elle confirme d'une part, la valeur locale des semences et leur diffusion limitée et d'autres part, l'intérêt en terme de ressources génétiques.

3 – L'agrobiodiversité

L'état de la biodiversité agricole est évalué par la diversité des cultures pratiquées et la richesse en variétés locales utilisées. L'intérêt et l'importance de cette diversité sont d'autant plus significatifs que la SAU des agrosystèmes rifains est petite. Dans ce sens, les données récoltées montrent un niveau de diversité remarquable vu le nombre des cultures recensées dans le bassin versant. En effet, on observe une diversité d'un niveau comparable à celui observé dans une aire plus étendue comme celle de la péninsule tingitane (Hmimsa, 2004). Ainsi, chez les céréales, seul l'épeautre et l'alpiste sont absents; chez les légumineuses, c'est la vesce et le fenugrec; alors que chez les fruitiers toutes les espèces sont quasiment représentées (Tableau 2). En ce qui concerne la richesse en variétés locales, le niveau observé dans le bassin est assez important et très représentatif de la situation dans les agrosystèmes rifains. Cependant, la richesse variétale des fruitiers est remarquable et se présente comme un élément caractéristique des agrosystèmes rifains. En effet, dans d'autres montagnes comme l'Anti-Atlas (Anonyme, 2002), on observe la situation contraire, une faible diversité variétale pour les fruitiers et une plus grande diversité pour les céréales.

La nomenclature officielle au Maroc divise les cultures en deux classes en les qualifiant de majeures ou mineures suivant leurs importances. Quand une culture n'est pas répertoriée par les statistiques officielles, on va la qualifier de marginale. Cette dernière catégorie concerne spécialement des cultures ayant une forte valeur régionale et une répartition réduite et localisée. D'autre part, en ce qui concerne les cultures mineures et majeures elles sont représentées dans l'étude exclusivement par les variétés locales.

Tableau 2. Comparaison entre le bassin versant de Oued Laou et la péninsule Tingitane.

Cultures	Nombre de cultures		Nombre de variétés locales	
	Bassin Versant	Péninsule Tingitane	Bassin versant	Péninsule Tingitane
Céréales	5	7	8	11
Légumineuses	6	8	8	10
Arboriculture	14	15	72	131
Industrielles	1	1	1	1
Total	26	31	89	153

Pour les céréales et légumineuses marginales (seigle, faux orobe, dolique), les enquêtes montrent que ces cultures sont en nette régression et ont déjà disparus de certaines régions où elles étaient traditionnellement pratiquées (Tableau 3). D'autres part, on note l'absence d'une diversité variétale au sein de ces cultures. Cependant, vu l'histoire et la nature des pratiques agricoles, on peut dire qu'il s'agit de «variété population» d'un grand intérêt comme ressources génétiques.

Pour les grandes cultures on a recensé des variétés locales à représentation très limitée chez: le blé (ezzarii et swini/el hmar), l'orge (beldi), le pois chiche (maâyzou/el hmar, et kortchi/byed), la fève (menkoub/orbayte, et foulète/bréri) et les petit pois (jelbana kehla ou bezaya = petits pois noir, chehba, el haya) (Tableau 3). Contrairement aux cultures marginales, on note la présence de variétés locales identifiées et reconnues par les agriculteurs. Cependant, le nombre de ces variétés est peu important et la diversité variétale au sein de chaque espèce est relativement faible. C'est un cas très général dans cette région. En effet, si on prend l'exemple du sorgho, les variétés locales du Nord-Ouest du Maroc appartiennent en majorité à une seule race *durra* avec seulement deux formes distinctes: *cernuum* et *durra* (Kadiri & Ater, 1997). Dans le bassin de Oued Laou, seule la forme *durra* (draa hamra) est représentée. L'évaluation génétique de ces races locales (Djé *et al.*, 1998, 1999) a montré une faible différenciation des populations et une grande diversité génétique intra champ confirmant la valeur locale de ces variétés. La comparaison avec la collection mondiale (Djé *et al.*,

Tableau 3: Liste des espèces cultivées dans les agrosystèmes rifains à base de variétés locales. * = espèce marginale à intérêt régional. Importance nationale: Min = mineure, Maj = majeure et Marg = marginale. Variétés: nombre de variétés locales identifiées et nommées par les agriculteurs. Abondance régionale: C = commune, CC = très commune, R = rare et RR = très rare.

Espèce	Nom français	Nom vernaculaire	Abondance régionale	Importance nationale	Variétés
Céréales					
<i>Secale cereale</i> *	Seigle	Chentil	R	Marg	1
<i>Sorghum bicolor</i> *	Sorgho	Draa, El hrouni	CC	Min	1
<i>Hordeum vulgare</i>	Orge	Chaiir	CC	Maj	1
<i>Triticum turgidum</i>	Blé dur	Gemh	CC	Maj	2
<i>Zea mais</i>	Maïs	Draa, tourkiya	C	Maj	2
Légumineuses					
<i>Vigna unguiculata</i> *	Dolique	Loubia hamra	RR	Marg	1
<i>Vicia ervilia</i> *	Faux orobe	Kerssana	RR	Marg	1
<i>Lens culinaris</i>	Lentille	Aades	C	Min	1
<i>Pisum sativum</i>	Pois	Jelbana	C	Min	1
<i>Cicer arietinum</i>	Pois chiche	Hommés	C	Maj	2
<i>Vicia faba</i>	Fève	Foule, Ibaouéne	CC	Maj	2

2000) a montré par contre une spécificité de ces variétés locales. D'où toute l'importance de ces ressources génétiques et la nécessité de les conserver.

La synthèse des données nous a permis d'évaluer qualitativement l'état de conservation de ces ressources. En effet, d'une manière approximative on peut les classer suivant le niveau de régression estimée par les agriculteurs en trois classes, des cultures fortement menacées (blé, seigle, pois et pois chiche), des cultures moyennement menacées (maïs, sorgho, dolique et faux orobe) et des cultures faiblement menacées (orge, fève et lentille). Au fait, l'intensité de la régression pourrait s'expliquer entre autres par l'introduction de variétés sélectionnées plus performantes.

En ce qui concerne les fruitiers, l'olivier bénéficie d'importants programmes d'appui et occupe de plus en plus une place importante. Cependant, en absence d'identification variétale claire par les agriculteurs et vu la confusion possible avec les variétés introduites, nous l'avons écarté de notre étude. D'une manière générale, la diversité des espèces fruitières est très importante. La comparaison de la richesse variétale dans le bassin versant avec celle de la péninsule tingitane est assez impressionnante (Tableau 4). Il existe pour certaines espèces comme le figuier, la vigne, le poirier ou le prunier des variétés locales très peu répandues et peu connues. En effet, pour la vigne, le poirier, le pommier ou le prunier, le bassin versant renferme presque la totalité des variétés locales recensées dans la région. Pour mieux apprécier la spécificité de ces variétés locales, on les a classé en deux groupes: des variétés abondantes (variétés présentant un

Tableau 4. Liste des différents fruitiers recensés dans le bassin versant de l'Oued Laou.

Espèce	Nom français	Nom vernaculaire	Nbr. de variétés	Var. abondantes	Var. rares	Importance nationale	Abondance régionale
<i>Ficus carica</i>	Figuier	K'rem, Karmous	26/70	3	12	Min	CC
<i>Prunus domestica</i>	Prunier	Barqouq	9/13	0	5	Min	C
<i>Vitis vinifera</i>	Vigne	Dalya	11/11	1	9	Min	C
<i>Malus pumila</i>	Pommier	Touffah	5/8	0	4	Min	R
<i>Pyrus communis</i>	Poirier	Lengasse	6/7	0	4	Min	R
<i>Punica granatum</i>	Grenadier	Romane	3/6	1	1	Min	C
<i>Prunus armeniaca</i>	Abricotier	Enich	2/5	0	2	Min	R
<i>Citrus sinensis</i>	Oranger	Bortokale, Letchene	2/4	0	2	Maj	C
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Figue de barbarie	Hendia	2/2	1	0	Marg	CC
<i>Cydonia oblonga</i>	Cognassier	Sferjel	2/2	0	0	Min	C
<i>Prunus dulcis</i>	Amandier	Laouz	2/2	0	1	Min	C
<i>Juglans regia</i>	Noyer	Gaouz	1/1	0	0	Marg	RR
<i>Prunus avium*</i>	Cerisier	Hab el mlouk	1/1	0	0	Marg	RR

pourcentage de présence dans l'aire d'étude compris entre 80 et 100%) et des variétés rares (présentant un pourcentage de présence inférieur à 20%). Le nombre de variétés rares est très important chez les différentes espèces et spécialement chez les deux cultures historiques de la région le figuier et la vigne. Historiquement ces deux fruitiers occupaient une place prépondérante par rapport aux céréales. Les figues et les raisins séchés étaient échangés contre les céréales en provenances des plaines (Tayou, 1985). En plus, ces deux cultures présentent des situations intéressantes du point de vue dynamique et flux géniques, vu la coexistence sur la même aire avec des populations supposées sauvages. Des études menées sur les ressources génétiques du figuier dans la région ont montré la spécificité et la particularité de ces ressources (El Oualkadi, 2004; Ater *et al.*, 2005; Khadari *et al.*, 2004, 2005).

Certaines essences naturelles des écosystèmes forestiers et pré-forestiers de la région peuvent être valorisées comme des espèces fruitières (Tableau 5). L'utilisation de ces espèces par les populations correspond à des pratiques très anciennes. Actuellement, mis à part le caroubier (Ater & Lamarti, 1997) qui fait l'objet d'une attention particulière, les autres espèces sont peu exploitées. En effet, en dehors de certaines essences exploitées pour la distillation des huiles essentiels comme le myrte (*Myrtus communis*) l'exploitation des autres espèces est faiblement valorisée et se limite à la cueillette des fruits ou d'autres parties des plantes. Certaines utilisations ont régressé pour quasiment disparaître, comme c'est le cas par exemple, de l'extraction d'une huile à partir des fruits du lentisque (*Pistacia lentiscus*).

Tableau 5. Liste des différentes essences forestières négligées et/ou sous utilisées dans le bassin versant Laou.

Espèces	Nom français	Nom vernaculaire	Disponibilité	Exploitation
<i>Laurus nobilis</i>	Laurier	Errind	60%	Non exploité
<i>Pistacia lentiscus</i>	Lentisque	Drou	100%	Extraction d'huile très rare
<i>Arbutus unedo</i>	Arbousier	Bakhannou	85%	Fruit vendu
<i>Castanea sativa</i>	Châtaigner	Questal	15%	Fruit vendu (20 Dh/ kg)
<i>Rubus ulmifolius</i>	Ronce	El ollik	100%	Haies et clôtures rarement consommées
<i>Morus alba</i>	Mûrier	Toute, morchik	22%	Fruit peu consommé
<i>Quercus</i> sp.	Chêne	Balloute	50%	Fortement exploité (bois, liège, glande)
<i>Ceratonia siliqua</i>	Caroubier	Kharoube, Slaghoua	90%	Fruit vendu (1 à 2 Dh/ kg)
<i>Myrtus communis</i>	Myrte	Rihane	98%	Vendu (0,5 à 1 Dh/ kg)

4 – Exemples du savoir faire traditionnel

Les traditions et le savoir faire agricole des populations locales font partie d'un riche patrimoine culturel accumulé au cours de l'histoire de cette région. Les exemples dans le bassin versant d'Oued Laou ne manquent pas et dans le cadre de cet article, on se limitera à quelques cas.

La culture de lin (*Linum usitatissimum*) est l'exemple d'une culture qui a disparu dans la région. Les fibres de lin étaient obtenues par battage de la paille trempée 8 à 10 jours dans l'eau froide avant de procéder au filage. Le produit sera utilisé tel quel, soit teinté en utilisant des colorants naturels à partir du fenugrec ou du sorgho. Les fibres sont utilisées dans le tissage du «mendil» que portent les femmes. En plus, les fils de lin étaient utilisés dans la réparation des filets de pêche et pour colmater les fissures des embarcations. Les graines du lin sont également utilisées dans la confiserie (nougats) ou en gastronomie où ils sont utilisés en mélange avec l'orge pour la préparation d'un plat traditionnel nommé «assoune».

La culture du seigle est encore pratiquée à l'échelle du bassin et du Rif en général. Cette culture subsiste pour d'autres usages que la production du grain. En effet, c'est la paille réputée plus robuste que celle des autres céréales qui donne l'intérêt à cette culture. Elle est utilisée dans la construction des toitures des habitations traditionnelles. La durée de vie de ce type de toit est estimée à une dizaine d'année. En plus, elle est utilisée également dans la confection de bâts de très bonne qualité pour les animaux de charges. Car, ils sont réputés être légers et résistants par rapport à ceux confectionnés avec la paille d'orge ou d'autres céréales. Le prix est de 300 Dh pour le bât d'âne et 700 Dh pour le mulet.

Un autre type de pratiques observé dans le bassin versant est la production d'un sirop traditionnel à base de jus de vigne appelé «samite». Il est produit vers la fin d'été au début automne, quand la vigne atteint sa maturité. Toutes les variétés de vigne peuvent être utilisées pour la fabrication du samite. Les raisins récoltés sont rincés puis écrasés avec les pieds dans des grands fûts à la manière des vendanges. Le jus obtenu est filtré avant d'être mis dans des jarres en terre. Ces dernières sont posées sur un feu pendant plus de huit heures pour faire la cuisson du jus et l'obtention d'un sirop à usages aussi bien médicaux que gastronomiques.

Pour le séchage du raisin et la production du «z'bib» ou raisin sec on utilise un protocole particulier. En effet à l'eau de rinçage des cendres de lentisque et des feuilles de l'inule (*Innula viscosa*) pour aromatiser le mélange. Ensuite, on fait plonger dans ce mélange les raisins déjà récoltés dans ce mélange et on laisse sécher ensuite au soleil.

CONCLUSIONS

D'une manière générale, le bassin versant de l'Oued Laou est occupé par une population rurale relativement dense et dont l'activité principale est l'agriculture traditionnelle. Les différentes cultures recensées sont pratiquées à base de variétés locales

dont les semences ou les boutures sont très localisées et peu échangées entre régions. Les résultats des enquêtes ont permis de vérifier l'origine autochtone de ces cultures et leur circuit de commercialisation.

Du point de vue biodiversité agricole, on est en présence d'un important patrimoine génétique méconnu et dont l'évaluation et la valorisation n'a jamais été réalisée. La présence de variétés locales rares souligne l'importance de ces agrosystèmes qui fonctionnent comme refuge de l'agrobiodiversité.

Les transformations socio-économiques, l'extension de la culture du cannabis et le changement des habitudes alimentaires, constituent une menace sérieuse d'érosion et de perte de ce patrimoine phytogénétique. Cette importante diversité correspond à un véritable pool de ressources génétiques et constitue un réel défi pour la conservation. Dans cette optique, l'option de conservation à favoriser serait à notre avis, la conservation *in situ* en se basant sur l'agrosystème comme unité de conservation. Car, il s'agit d'une alternative pouvant parfaitement s'intégrer dans des programmes de développement durable (agro-écotourisme, agriculture biologique, promotion des produits du terroir, labellisation AOC, commerce équitable, etc.).

La transmission de la connaissance des variétés locales en particulier et du savoir faire traditionnel d'une manière générale, se fait de moins en moins. Ainsi des pratiques et des connaissances anciennes de grandes valeurs patrimoniales et identitaires sont menacées de disparition.

BIBLIOGRAPHIE

- ANONYME. 2002. Projet conservation de la biodiversité par la transhumance dans le versant du Haut Atlas. *Eds.: Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II (IAV) Maroc.*: 84 pp.
- ALTA COMISARIA DE ESPAÑA EN MARRUECOS. 1948. La obra material: Tétouan y Madrid. *Talleres del Instituto Geographico y Catastral.*
- ATER M. & LAMARTI A. 1997. Filière caroubier: les pépinières des Eaux et Forêts. In: BDPA & Technologie pour le développement, Edits. *Développement des filières de valorisation des ressources naturelles. Maroc.* 34 pp + Annexes.
- ATER M., EL OUALKADI A., ACHTAK H., OUKABLI A. & KHADARI B. 2005. Diversity of the local varieties of the Fig tree in the North-Western Morocco. *Hort Science (sous presse).*
- BAJEDDI M. 2001. Revenu et viabilité des exploitations en agriculture pluviale au Maroc. *Rabat, Maroc: Salma Impression.* 187 pp.
- BELLATERRA A & MIMOUN A. 2003. La sociedad rifeña frente al protectorado español de Marruecos (1912-1956). *Ceuta-Melilla.* 279 pp.
- BENABID A. 2002. Le Rif et le Moyen Atlas (Maroc): biodiversité, menaces, préservation, *African Mountains High Summit Conference, Nairobi, Kenya:* 16 pp.
- BONNET J. 1974. Note sur la propriété agricole dans l'Anti-Atlas Nord occidental, pp. 105-118. In: *Etude de certains milieux du Maroc et de leur évolution récente.*

France: CNRS, Ed.

- CHAARA A. 1996. L'agriculture et la pêche dans le littoral du Rif. *Maroc: Publications de l'Association Tétouan Asmir*. 112 pp.
- DJÉ Y., ATER M., LEFEBVRE C. & VEKEMANS X. 1998. Patterns of morphological and allozyme variation in *sorghum* landraces of northwestern Morocco. *Genetic Ressources and Crop Evolution*, 45: 541-548.
- DJÉ Y., FORCIOLI D., ATER M., LEFEBVRE C. & VEKEMANS X. 1999. Assessing population genetic structure of *sorghum* landraces from north-western Morocco using allozyme and microsatellite markers. *Theor. Appl. Genet.*, 99: 157-163.
- DJÉ Y., HEUERTZ M., LEFEBVRE C. & VEKEMANS X. 2000. Assessment of genetic diversity within and among germplasm accessions in cultivated *sorghum* using microstellite markers. *Theor. Appl. Genet.*, 100: 918-925.
- EL GHARBAOUI A. 1981. La terre et l'Homme dans la péninsule Tingitane : étude sur l'homme et le milieu naturel dans le Rif occidental, *Trav. Inst. Sci. Rabat, Ser. Géol. Géogr. Phys.* n° : 15 : PP 1-440.
- EL OUALKADI A. 2004. Diversité des variétés locales de Figuier (*Ficus carica* L.) dans la région Nord Ouest du Maroc. *Mémoire de 3^{ème} cycle, Université Abdelmalek Essaâdi, Faculté des Sciences, Tétouan, Maroc*. 120 pp.
- EL GHARBAOUI A. 1981. La terre et l'Homme dans la péninsule Tingitane : étude sur l'homme et le milieu naturel dans le Rif occidental, *Trav. Inst. Sci. Rabat, Ser. Géol. Géogr. Phys.* N° : 15 : PP 1-440.
- GUY P. 1986. Recherche et conservation des races et espèces en voie de disparition, pp. 260-261. In: Agriculture et Environnement. *SYROS, Ed.*
- HAMMAN M. 1995. L'occident musulman et l'occident chrétien au moyen âge, pp. 269-282. In: Colloque de la faculté des lettres et des sciences humaines. *Rabat, Maroc: Université Mohammed V, Ed.*
- HMIMSA Y. 2004. L'agrobiodiversité dans les agrosystèmes traditionnels de montagnes: cas du Rif marocain. *Mémoires de 3^{ème} cycle, Université Abdelmalek Essaâdi, Faculté des Sciences, Tétouan, Maroc*. 100 pp.
- INYPISA 1999. Programme opérationnelle INTERREG II Espagne-Maroc, Programme coordonné d'aménagement, récupération et amélioration du bassin versant de l'Oued Laou (Maroc). Vol. 1: *Analyse de La Situation actuelle, Maroc*. 204 pp.
- INYPISA 2004. <http://omari2002.ifrance.com> (recensement général de la population et de l'habitat).
- KADIRI M. & ATER M. 1997. Diversité des variétés locales du Sorgho grain *Sorghum bicolor* L. Moench' au Nord Ouest du Maroc, pp. 203-218. In: Birouk A. & Rejdali M., Edits. *Ressources phytogénétiques et développement durable. Rabat, Maroc*.
- KHADARI B., OUKABLI A., ATER M., MAMOUNI A., ROGER J.P. & KJELLBERG F. 2004. Molecular characterization of Moroccan Fig germplasm using intersimple sequence repeat and simple sequence repeat markers to establish a reference collection. *Hort. Science*, 40(1): 29-32.
- KHADARI B., ATER M., ACHTAK H., OUKABLI A., ROGER J.P. & KJELL-

- BERG F. 2005. Moroccan Fig presents specific genetic resources: a high potential of local selection. *Hort. Science*. (sous presse).
- MADARIAGA M.M. 2000. España y El Rif: Cronica de una historia casi olvidada. *Mellilla*. 591 pp.
- MÉDAIL F & QUÉZEL P. 1997. Hot-Spots analysis for conservation of plant biodiversity in the mediterranean bassin. *Ann. Missouri Bot. Gard.* : 84: PP.112-127.
- SADIKI M., BIROUK A., BOUIZGAREN A., BELQADI L., RH'RIB K., TAGHOUTI M., KERFAL S., LABHILILI M., BOUHYA H., DOUIDEN R., SAIDI S. & JARVIS D. 2002. La diversité génétique in situ du blé dur, de l'orge, de la luzerne et de la fève: options de stratégie pour sa conservation. In : La conservation in situ de la biodiversité agricole: un défi pour une agriculture durable. Birouk A., Sadiki M., Nassif F., Saidi S., Mellas H., Bammoun A. & Jarvis D. (eds). pp. 37-117.
- TAYOU A. 1985. Étude technique et économique de la culture du figuier dans la région de Chefchaouen. *Rabat, Maroc: Mémoire d'Ingénieur Horticole. Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II (IAV)*. 100 pp.

Pesticides stress on the woodlice *Porcellionides pruinosus* (Brandt 1833) in the agroecosystems of Benghazi and Sebha (Lybia)

M.I. Abdalla^{a*}, A.M. Abdul-Meneem^b & A.A. Ibrahim^b

^a Zoology Department, University of Garyounis
P.O. Box 9480
Benghazi, Lybia

^b Zoology Department, University of Sebha
Sebha, Lybia

* Corresponding author: abdallaiii@yahoo.com

Porcellionides pruinosus is among the six common isopods so far reported from eastern and southern regions of Libya. This species in particular was found in both Benghazi (coastal city) and Sebha (a desert city) agroecosystems. Consequently it was selected as a model animal for the study of the impact of several chemical pesticides that are commonly used in the agroecosystems. The pesticides tested apparently seem to have different toxic effects as can be seen from their LD₅₀ values. The three insecticides, Diazinon[®] (an op), Cyperkill[®] (a pyrethroid), and Methomyl[®] (a carbamate) had the highest fatal effects. The remaining pesticides were practically non toxic as far as their LD₅₀ are concerned. Sublethal doses of the pesticides, however, showed different results on body weight and body length. Isopods treated with Diathane and Tedion had body weight mean comparable to that of control animals. The body weight of isopods fed on Methomyl, Cyperkill and Diazinon, however, was relatively greater. Isopods exposed to Brominal had the highest body mean compared to that of control animals. The control and pesticides treated isopods showed different body length. The significance of the pesticides utilization in the agroecosystems and impacts on soil animals was discussed.

Key words: *Porcellionides pruinosus*, acute toxicity, prolonged toxicity, LD50, pesticides

Introduction	110
Materials and Methods	111
Test animals	111
The pesticides	112
Experiments on acute toxicity	112
Experiments on prolonged toxicity	112

Results	113
Prolonged toxicity	115
Body weight	116
Body length	117
Discussion	118
References	120

INTRODUCTION

Soil macrofauna includes a large number of leaf litter feeding arthropods particularly Isopoda. These animals are responsible for the initial shredding of plant remains and hence can significantly affect decomposition pathways to the structure of soil (Verhoef & Brussaard, 1990). On the other hand, in order to protect his plants from pest destruction (insects, fungi, weeds, etc.) man has used tremendous numbers and quantities of various chemical pesticides. Since most beneficial soil organisms coexist with plant pests in the same field, such organisms then are exposed in direct or indirect ways to many persistent environmental contaminants including pesticides over an extended period of time (Edwards & Thompson, 1973).

Pesticides, especially the persistent groups, often accumulate in the organic fraction of soil profile or may in addition accumulate in the tissues of soil invertebrates leading to differences in their ecological performance (Hopkin, 1989).

The effect of soil pollutants on beneficial soil organisms now and in the future is an issue that needs serious investigations and solutions by environmental scientists. Khalil *et al.* (1995) have stated that the first step in such investigations is to estimate the likelihood that pollutants are taken up by the organism and if this is able to inactivate or excrete the toxicants, then the tissues will receive only a minor dose which produces minimum to no toxic effect. Meanwhile if the toxicants cannot be inactivated, it may then eventually exceed a threshold concentration and adversely affect the organism.

Assessment of environmental toxicants and their impacts on soil animals has been made for the last several decades. Norton *et al.* (1992) and Van Leeuwen & Hermans (1995) have stated that the first risk can commonly be expressed as the ratio between the predicted environmental concentration (PEC) and the predicted no-effect concentration (PNEC). Van Straalen *et al.* (1994) argued that no effect levels obtained from chronic ecotoxicological studies provide the best available base for risk assessment of environmental pollutants, furthermore, they added that none of the approaches applied to derive environmental quality standardized seems to be completely satisfactory from a scientific point of view.

It is well known that planned toxicity experiments using physiological energetic measurements of animals in conjunction with analysis of toxicants in their bodies can be helpful in understanding-exposure response relationship. Widows & Donkin (1991) emphasised that such measurements not only provide needed information on key processes of energy acquisition, and expenditure, but also reflect some of the major mechanisms of toxicity.

Research on soil organisms in Libya is scanty and only few works refer to isopods mainly restricted to the North-East of Libya, particularly Benghazi and surrounding areas (Nair *et al.*, 1989; Fadiel & Nair, 1991; Al-Jetlawi & Nair, 1994; Attia & Nair, 1995; and Nair *et al.*, 2001). Most of their works were in the areas of biology, ecology, reproductive biology and thermobiology, and the isopod species studied were *Hemilepistus reaumuri*, *Porcellio scaber*, *Porcellionides pruinosus*, *Armadillo officinalis*, *Porcellio laevis* and *Porcellio olivieri*.

The earliest ecotoxicological studies on soil animals, mainly isopods, on the national level were those of Mohamed & Nair (1989), Mohamed *et al.* (1992) and Nair *et al.* (2003). The majority of these studies involved the evaluation of various pesticides that are commonly used by farmers in Benghazi agroecosystems for various pests including insects, fungi, and weeds on the common soil isopods that are found coexisting with these pests in the same habitat.

These works were an extension of many earlier works in the same direction, where the negative impacts of organic or inorganic pollutants on soil invertebrates including isopods were thoroughly evaluated. Among the earlier researchers were Brown (1978), Eijackers & Van der Bund (1980), Edwards & Bohlen (1992), Edwards (1995), Gibbs *et al.* (1996) and Fischer *et al.* (1997).

In this study, six of the common pesticides that are extensively applied in the agroecosystems of Libya were selected in order to evaluate their negative effects on one of the most common woodlice, *Porcellionides pruinosus*, that occurs in both coastal (Benghazi) and desert (Sebha and Murzuq) agricultural habitats. Evaluation involved both high doses for acute toxicity measures and sub lethal doses for some biological sub lethal measures including effects on body weight and length.

MATERIALS AND METHODS

The test animal *Porcellionides pruinosus* (Brandt, 1833) (Crustacea, Isopoda, Porcellionidae) was selected for this study. This species was found both in Benghazi (a coastal city, North-East of Libya) and Sebha and Murzuq (desert cities, South of Libya). Both regions have agroecosystems depending on irrigation and receive relatively large numbers and quantities of pesticides.

Test animals

The animals used for the study were mainly collected from alfafa fields during morning and late afternoon at Murzuq which is a small town located approximately 130 km south of Sebha. The animals were brought and cultured in the laboratories of Zoology Department of Sebha University in an oval plastic containers having layers of their habitat soils covered with either *Citrus limonia* or *Citrus aurantium* dry old leaf litter. Occasionally, pieces of potato or carrot were added as an additional food source.

Both soil and leaf litter were carefully wetted to keep the moisture of the rearing medium under optimal conditions as moisture seems to be a determinant factor for these animals. Several weeks later, large numbers of offsprings were observed indicating successful culturing and breeding of the species.

The pesticides

Six different pesticides that are in common use in most agroecosystems of Libya including Benghazi and Murzuq areas were selected for the study. These were Diathane® M-45WP (Mancozeb) a fungicide, Lannate® (Methomyl 25WP) a carbamate insecticide, Cyperkill® 10EC (cypermethrin) a pyrethroid insecticide, Diazinon® 60EC an organophosphate insecticide, Tedion® Tetradifon an acaricide and Brominal® EC Bromoxynil a herbicide. Samples of 100 g or 100 ml of each valid formulation were obtained from pesticides supply stores at Sebha or Murzuq.

Experiments on acute toxicity

All pesticides were initially tested on a limited number of animals for the determination of the range of dosages. For the main test, six to seven dosages of each pesticide were then selected, these were prepared in distilled water (Table 1). Dry *Citrus* leaves were cut into small pieces and soaked into each pesticide dose for approximately 10 min. Round filter paper (9 cm diameter) were also wetted by each pesticide dosage for two to three seconds and transferred into nine diameter glass petri dishes, to which three to four soaked leaves were then transferred. A total of six adult to preadult *Porcellionides pruinosus* were transferred into each petri dish. Each pesticide dose (treatment) consisted of four replicates making a 24 animals/treatment. Four replicates of 24 animals received only distilled water and served as control. All treatments including control were maintained under benches and the animals' behavior, symptoms and mortalities were reported daily for four days. Replicate mortalities were then pooled and the probit mortality following Finney (1952) was used for LD₅₀ estimation.

Experiments on prolonged toxicity

The effects of the pesticides residues on the isopods were studied using low limits of sublethal dose of each pesticide. Parameters measured were body weight and body length changes over 70 days of exposure. Pesticides used concentration are shown in Table 2.

Citrus leaves were washed and oven dried and two grams were then transferred into each of 7 small sealable plastic bags to serve as food for the 7 (6 pesticides + one control) treatments all over the experimental period which continued for 70 days. Pesticides wetted filter papers and pesticides soaked leaf pieces were transferred into 9 cm diameter petri dishes. Six immature *P. pruinosus* were then transferred into each petri dish. Eight replicates were used for each pesticide and another 8 replicates were

Table 1. Concentrations of different pesticides used in acute toxicity test on *Porcellionides pruinosus*.

Conc.	Pesticides (ppm)					
	Diathare	Lannate	Cyperkill	Diazinon	Tedion	Brominal
1	6000	25	12.5	3.125	9000	8000
2	8000	50	25	6.25	10000	9000
3	10000	100	50	12.5	11000	10000
4	12000	150	100	25	12000	11000
5	14000	200	200	50	13000	12000
6	16000	250	400	100	14000	13000
7	–	300	–	–	15000	–

Table 2. Pesticide concentrations used in prolonged toxicities to *Porcellionides pruinosus*; the table also shows the LD₅₀ values of the pesticides.

The pesticides	Pesticide LD ₅₀ values mg/kg	Pesticide sublethal values mg/kg
Diathane	13676	45.5866
Lannate	99.06	0.3302
Cyperkill	23.96	0.07986
Diazinon	16.33	0.04593
Tedion	8659	28.8633
Brominal	10774	35.9133

set for control. Isopod body weight and body length were measured at the beginning of the experiment and every 10 days thereafter up to 70 days. New treated leaves were added, whereas, the remaining leaves and fecal matter were collected, dried and weighted, water droplets were added frequently to the filter paper of the petri dishes to maintain the moisture environment for the isopods. Data for body weight and body length were pooled for each pesticide replicates and subjected to the analysis of variance, whereas, mean comparisons were determined by the least significant differences (LSD).

RESULTS

The acute mortality of *Porcellionides pruinosus* exposed to different pesticides is presented in Figures 1-6. All mortalities are expressed in LD₅₀ values (dose of pesticide that kills 50% of tested animals).

Pesticides apparently seem to exert different effects as their LD₅₀ values varied greatly from highly toxic to practically non toxic. The two insecticides, Diazinon and Cyperkill proved to be highly fatal to *P. pruinosus*, with LD₅₀ values of 16.33 ppm

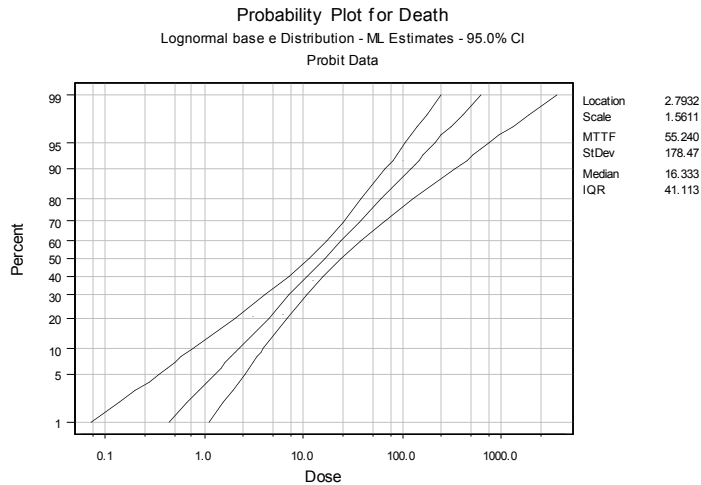


Figure 1. Diazinon $LD_{50} = 16.33$ ppm was classified as highly toxic to this species.

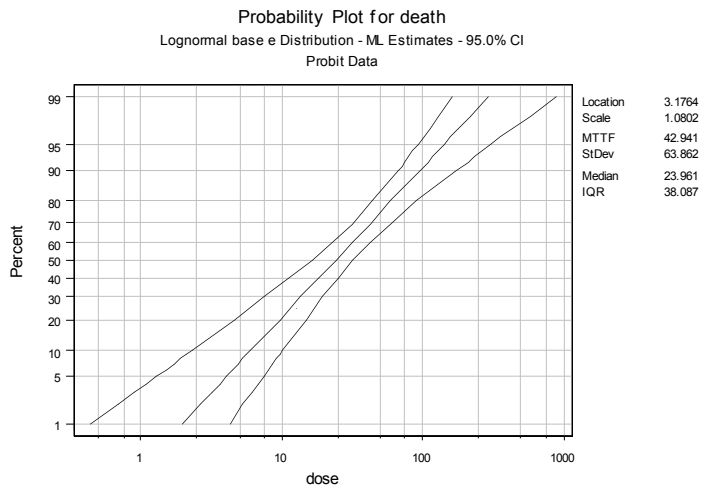


Figure 2. Cyperkill $LD_{50} = 23.96$ ppm was classified as highly toxic to this species.

and 23.96 ppm respectively (Figures 1 and 2). The insecticide Lannate was moderately toxic with LD_{50} value of 99.06 ppm (Figure 3).

The remaining pesticides were all practically non toxic as far as their LD_{50} values are concerned. Tedion LD_{50} value was 8659 ppm, Brominal LD_{50} value was 10774 ppm, whereas Diathane LD_{50} value was 13676 ppm (Figures 4, 5 and 6) respectively.

The trend of mortalities for all pesticides was dose dependent, eventhough the observed lethal times were different, as the majority of these pesticides reported higher and faster mortalities during the first one or two days of treatment. It is also clear from the LD_{50} values that pesticides can be classified into three different categories:

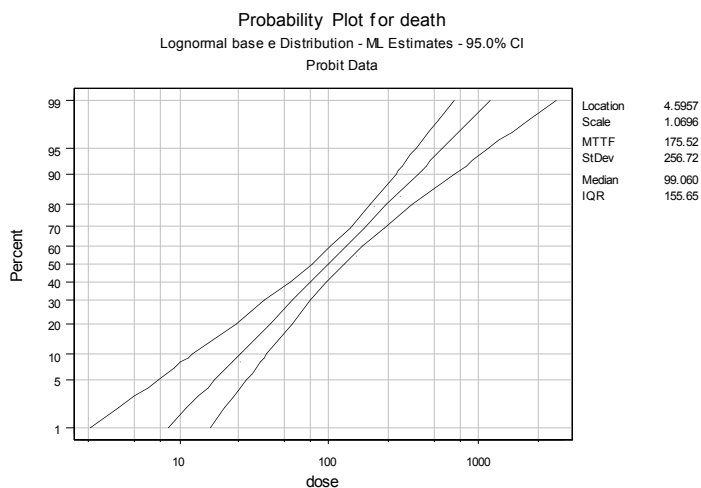


Figure 3. Lannate (a carbamate insecticide) $LD_{50} = 99.06$ ppm was classified as moderately toxic to this species.

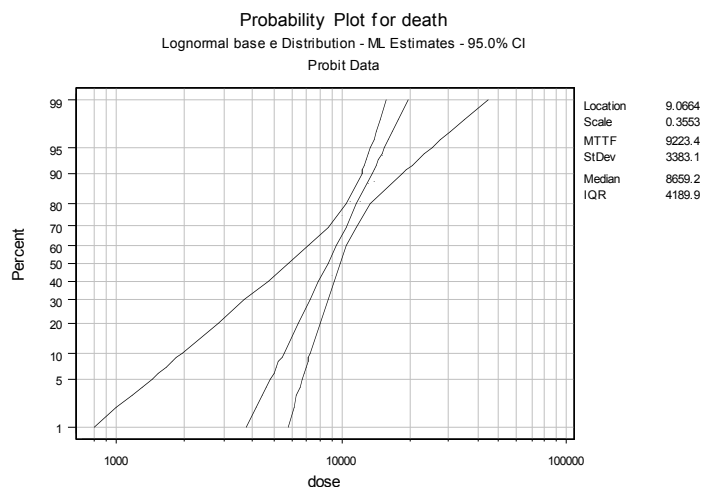


Figure 4. Tetradifon (a herbicide) $LD_{50} = 8659$ ppm was classified as practically non toxic to this species.

Diazinon and Cyperkill in one group (highly toxic), Lannate in a second group (moderately toxic), whereas, Tedion, Brominal and Diathane in a third group with low toxicities or practically non toxic.

Prolonged toxicity

Since isopods can also be affected by the residues of chemical pesticides, very low sublethal doses of each of the tested pesticides were mixed with the leaf litter and provided as food for an extended period of 70 days and the results were as follows.

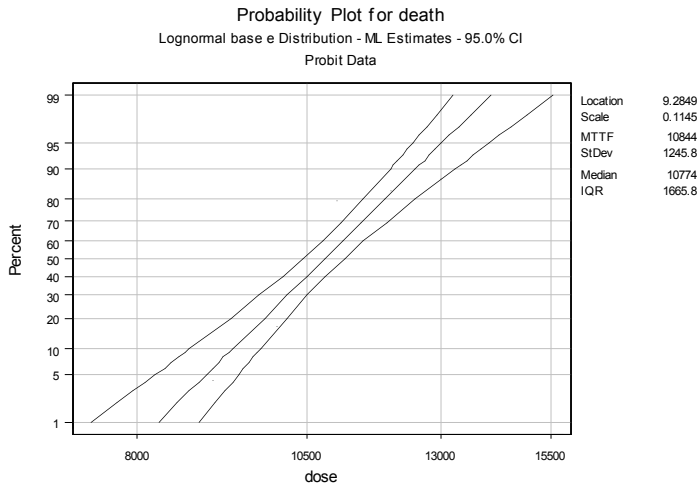


Figure 5. Brominal (a herbicide) $LD_{50} = 10774$ ppm was classified as practically non toxic to this species.

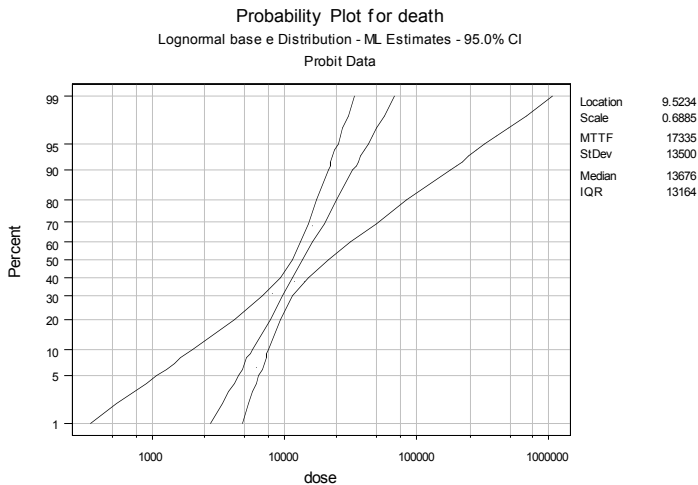


Figure 6. Diathane (a fungicide) $LD_{50} = 13676$ ppm was classified as practically non toxic to this species.

Body weight

The analysis of variance of mean body weight of controls and pesticides treated isopods revealed significant differences between treatments ($F = 12.163$, $p < 0.01$), at the dosages tested, however, no pesticide seems to exert negative effect on body weight. Thus the mean body weight of controls, Diathane and Tedion treatments showed more or less comparable means after 70 days of exposure, 10.527, 10.443 and 11.168 mg respectively. On the other hand the mean body weight of Lannate, Cyperkill and Diazinon stood as a comparable group, with means of 11.949, 11.290 and 11.368 mg respectively. It was evident, however, that the herbicide Brominal stands

by itself with a mean body weight of 13.206 mg. The LSD for means of treatments is shown in (Table 3).

The overall mean body weight of isopods changed significantly with time intervals ($F = 10.575, p < 0.01$). However, the mean body weight did not change greatly during the first 30 days intervals as compared to the initial mean (Table 4). The observed body weight increased after 40 days and continued so until day 70 of post-treatment.

Body length

Although pesticides revealed significant differences on the mean body length of isopod after 70 days of exposure ($F = 14.31, p < 0.01$), none can be considered to have negative effect compared to control (Table 5). Thus control and Diathane treated isopods showed mean body lengths of 6.187 and 6.252 mm respectively, Diazinon, Tedion, Cyperkill and Lannate treated isopods reported mean body lengths of 6.372, 6.439, 6.501 and 6.571 mm respectively, whereas, Brominal treated isopods reported the highest mean body length of 6.713 mm.

Table 3. The mean body weight of *Porcellionides pruinosus* exposed to low levels of pesticides for 70 days. Mean values followed by the same letters are not significantly different at $p = 0.05$ level (LSD).

Treatment	Mean values body weight/mg		
Control	10.527	a	
Diathane	10.443	a	
Tedion	11.168	a	c
Cyperkill	11.290	b	c
Diazinon	11.368	b	c
Lannate	11.949	b	
Brominal	13.206		

Table 4. Mean body weight over time intervals of *Porcellionides pruinosus* exposed to pesticides for 70 days. Mean values followed by the same letters are not significantly different at $p = 0.05$ level (LSD).

Time/day	Mean values body weight/mg		
0	10.410	a	
10	10.630	a	
20	10.775	a	b
30	10.842	a	b
40	11.481	b	c
50	11.898		c
60	12.272		c
70	13.085		

Table 5. Mean body length of *Porcellionides pruinosus* exposed to pesticides for 70 days. Mean values followed by the same letters are not significantly different at $p = 0.05$ level (LSD).

Treatment	Mean values body weight/mg			
Control	6.187	a		
Diathane	6.252	a	b	
Diazinon	6.372		b	d
Tedion	6.439		c	d
Cyperkill	6.501		c	d
Lannate	6.571		c	
Brominal	6.813			

The LSD between means revealed five categories, namely control and Diathane; Diathane and Diazinon; Lannate, Cyperkill and Tedion; Cyperkill, Diazinon and Tedion, whereas Brominal formed a separate group.

DISCUSSION

The observed acute toxicities of the tested pesticides to *Porcellionides pruinosus* reflect the toxic action of these pesticides when they come in a close contact with the non-target organisms in relatively high concentrations. On the other hand, the observed differences in the LD_{50} values undoubtedly reflect the chemical nature of the compound as well as the specific target organ affected in the isopods.

Toxicity of Diazinon, an organo-phosphate insecticide, and Lannate, a carbamate insecticide, lies on their ability in inhibiting the acetylcholinesterase (AChE) in the insect (as well as isopod) nervous system. This enzyme inhibition results in the accumulation of Ach in the nerve tissues and effector organs. The immediate cause of death is thought to be respiratory failure (Matsumura, 1985). On the other hand Cyperkill, a pyrethroid insecticide, can affect nerve membrane, specifically sodium channels in membrane, where it binds with sodium with very high affinity (Hodgson & Levi, 1997). This binding results in change in the gating kinetics of the sodium channels.

The remaining non-insecticidal pesticides, however, showed lower mortalities, reflecting different mode of action in the tested animals. The reported toxicity of the fungicide Diathane is probably due to the metabolic change of the compound to isothiocyanate radical ($-N = C = S$) which inactivates the $-SH$ group in aminoacids contained within the living cells (Hodgson & Levi, 1997).

The toxicity of the herbicides including the tested compound Brominal on invertebrates including *P. pruinosus* has not been fully elucidated. However, Ware (1978) stated that the herbicides such as Brominal mode of action are mainly through inhib-

iting oxidative phosphorylation. The precise mode of action of Tedion, an acaricide, on isopods was also not clearly reported. However, since this compound is among the chlorinated hydrocarbons its mode of action must resemble that of DDT and other CHC where the effect is usually on the nerve membrane.

Although the tested pesticides have shown acute toxicities at relatively high doses, their observed effects at low doses were minimal even when used for 70 days. Thus almost all pesticides tested did not reveal observable negative effects on either isopods body weight or length as compared to controls. This, however, may mean that the selected concentrations were well below the effective level. Other long range effects of these low doses to isopod behavior and fertility were not measured during this study.

Previous effects of chemical pesticides on various isopod species were reported. Mohamed & Nair (1989) have found that the OP Ekamate, the fungicide Benomyl and the herbicide Gramaxon have resulted in a similar negative effects on three isopod species, including *P. Pruinusos*, found in Benghazi agroecosystems. In an other work Bushiba & Mohamed (1999) reported the negative effects of several chemical pesticides including Cyperkill, Supracid, Anthio, Roundup and Tachigarene to *Porcellio scaber* and concluded that most of these chemicals have direct killing effects. In addition to that Cyperkill was found to lower the feeding behavior of the tested isopods.

Additionally, some pesticides, besides their isopods killing effects, affect other vital roles of these isopods. Van Wensem *et al.* (1991) reported that the fungicide triphenyltin hydroxide in microcosms, suppressed microbial activity and decreased the amount of ammonium by 60% compared to control. However, the effects on leaf litter isopods were more severe and there was a significant reduction in isopod mediated nitrogen mineralization in the litter. Reduced value of litter ammonium contents was also reported on *P. pruinusos* exposed to the fungicide Benomyl (Vink & Van Straalen, 1999). Herbicides also have side effects at low doses. Eijsackers (1991) reported the toxicity of herbicide to isopods as he studied the litter fragmentation by isopods affected by herbicide application, and stated that consumption of treated leaves may lead to mortality directly or indirectly through decreasing consumption. In addition Brust (1990) reported that repellency was observed with herbicides polluted leaf litter, where reduction of soil animal population was either due to migration from polluted site or starvation leading to death.

In conclusion, direct mortality can not be accepted as the sole measure of pesticide impacts on isopods and other soil animals, however, other consequent minor effects must not be overlooked. Unal & Jepson (1991) stated that a measure of the decay of the residue to a safe level is a more tractable concept that can be used in generic way for risk assessment. It is then for most practical application of pesticide, ecotoxicological recovery of soil fauna will not be limited by the decay of residual toxicity, but also by recolonization processes through which soil animal will return to previously contaminated area.

REFERENCES

- AL-JETLAWI A.A. & NAIR G.A. 1994. Breeding and population biology of *Armadillo officinalis* in Benghazi. *J. Arid Environ.* 26: 1-15.
- ATTIA F.A. & NAIR G.A. 1995. Population characteristic, feeding and thermobiology of the woodlouse *Porcellio scaber* Latreille 1804. *M.Sc. Thesis, University of Garyounis.*
- BROWN A.W.A. 1978. Ecology of pesticides. *Hoboken: John Wiley and Sons.*
- BRUST G.E. 1990. Direct and indirect effects of four herbicides on activity of carabid beetles. *Pestic. Sci.*: 309-320.
- BUSHIBA S.S. & MOHAMED A.I. 1999. Effects of chemical pesticides on the survival, consumption and organic matter deposition of the woodlouse *Porcellio scaber*. *M.Sc Thesis, University of Garyounis.*
- EDWARDS C.A. 1995. The influence of plant protection on soil communities, pp. 93-110. In: Edwards C.A. & Striganova B.R., Edits. Structure and function of soil communities. *Kyoto: Kyoto University Press.*
- EDWARDS C.A. & BOHLEN P.J. 1992. The effects of toxic chemicals on earthworms. *Rev. environ. Contam Toxicol.* 125: 23-99.
- EDWARDS C.A. & THOMPSON A.R. 1973. Pesticides and the soil fauna. *Residue Rev.* 45: 1-79.
- EIJACKERS H. 1991. Litter fragmentation by isopods as affected by herbicide application. *J. Zool.* 41(4): 277-303.
- EIJACKERS H. & VAN DE BUND C.F. 1980. Effects on soil fauna, pp. 255-305. In: Hance R.J., Ed. Interactions between herbicides and the soil. *London: Academic Press.*
- FADIEL M.M. & NAIR G.A. 1991. Effects of food on growth and bioenergetics of the woodlouse, *Hemilepistus reaumuri* in Benghazi. *Zool. Anz.* 226: 97-104.
- FINNEY D.J. 1952. Probit analysis. *Cambridge: Cambridge University Press.*
- FISCHER E., FARKAS S., HORNUNG E. & PAST T. 1997. Sublethal effects of an organophosphate insecticide, Dimethoate, on the isopod *Porcellio scaber* Latr. *Com. Biochem. Physiol.* 116(2): 161-166.
- GIBBS M.H., WICKER L.F. & STEWART A.J. 1996. A method for assessing sublethal effects of contaminants in soil to the earthworm, *Eisenia foetida*. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 360-368.
- HODGSON E. & LEVI P.E. 1997. A textbook of modern toxicology. *Stamford & Connecticut, U.S.A.: Appleton & Lange.*
- HOPKIN S.P. 1989. Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. *London: Elsevier Applied Science.*
- KHALIL M.A., DONKER M.H. & VAN STRAALLEN N.M. 1995. Long-term and short-term changes in the energy budget of *Porcellio scaber* exposed to cadmium polluted food. *Eur. J. Soil. Biol.* 31(3): 163-172.
- MATSUMURA F. 1985. Toxicology of insecticides. *New York: Plenum Press.*
- MOHAMED A.I. & NAIR G.A. 1989. Comparative effects of chemical pesticides on the woodlice in Benghazi. *Iraq. J. Biol. Sci. Res.* 20(3): 429-435.

- MOHAMED A.I., NAIR G.A., ABBAS H.L. & KASSAM H.H. 1992. Effects of pesticides on the survival, growth and oxygen consumption of *Hemilepistus reaumuri*. *Trop. Zool.* 5: 145-153.
- NAIR G.A., FADIEL M.M. & MOHAMED A.I. 1989. Effects of temperature on transpiration, behavior, growth and feeding habits of *Armadillo officinalis* in Benghazi. *J. Arid Environ.* 17: 49-55.
- NAIR G.A., MOHAMED A.I. & BHUYAN K.K. 2001. Thermobiology of *Armadillo officinalis* and *Hemilepistus reaumuri* in Benghazi. *Ecol. Desert Environ.*: 369-379.
- NAIR G.A., MOHAMED A.I., CHALAM R.V. & HAEBA M.H. 2003. Cuticular transpiration in woodlice inhabiting Benghazi. *Afr. J. of Ecol.* 41: 283-286.
- NORTON S.B., RODIER D.J., GENTILE J.H., VAN DER SCHALIE W.H., WOOD W.P. & SLIMARK M.W. 1992. A framework for ecological risk assessment at the EPA. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1663-1672.
- UNAL G. & JEPSON R.C. 1991. The toxicity of aphicide residues to beneficial invertebrates in cereal crops. *Ann. Appl. Biol.* 118: 493-502.
- VAN LEEUWEN C.J. & HERMANS J.L.M., Edits. 1995. Risk assessment of chemicals. An introduction. *Dordrech: Kluwer*.
- VAN STRAALLEN N.M., LEEUWAUGH P. & STORTELDER P.B.M. 1994. Progressing limits for soil ecotoxicology risk assessment, pp. 397-409. In: Donker M.H., Eijsackers H. & Heimbach F., Edits. *Ecotoxicology of soil organisms. Boca Rota: Lewis publishers*.
- VAN WENSEM J., GERARD A.J., JAGERS O.P. & VAN STRAALLEN N.M. 1991. Effects of the fungicide triphenyltin hydroxide on soil fauna mediated litter decomposition. *Pesticide Science* 32: 307-316.
- VERHOEF H.A. & BRUSSAARD L. 1990. Decomposition and nitrogen mineralisation in natural agroecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: 175-211.
- VINK K. & VAN STRAALLEN N.M. 1999. Effects of Benomyl and Diazinon on isopod-mediated leaf litter decomposition in microcosms. *Pedobiologia* 43: 345-359.
- WARE G.W. 1978. The pesticides book. *San Francisco: W.H. Freeman and company*.
- WIDOWS I. & DONKIN P. 1991 Role of physiological energetics in ecotoxicology. *Comp. Biochem. Physiol.* 100: 69-75.

Typologie et qualité biologique de l'eau du réseau hydrographique Laou, Nord Ouest du Maroc

M. El Alami*, N. Bennas & B. Belqat

Département de Biologie, Université Abdelmalek Essaâdi
Faculté des Sciences de Tétouan, B.P. 2121, Maroc

* Corresponding author: habrophlebia@yahoo.fr

La prospection de 15 stations représentatives de l'un des plus importants réseaux hydrographiques nord-rifains, le Laou, a permis d'en étudier la typologie par le biais de l'analyse factorielle des correspondances multiples et la qualité des eaux par l'analyse physico-chimique, l'analyse bactériologique et l'indice Biotique: le IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party). L'étude saisonnière de la qualité biologique de l'eau par le biais des macroinvertébrés benthiques a révélé une fluctuation assez spectaculaire des classes de qualité dans certaines stations du bas Laou. La pollution organique affecte la majorité des stations situées en aval des grandes et des petites agglomérations et, seuls les émissaires de sources et les stations situées loin des impacts humains semblent échapper à cette pollution bactériologique.

Mots clés: typologie, qualité biologique, cours méditerranéens, Rif, Maroc

The survey of 15 locality along the Laou hydrographic basin, one of the most important rivers in the Northern Rif, allowed the study of its typology, using Multiple Correspondence Factor Analysis, and also of water quality through physicochemical and microbiological analysis, complemented with the application of a Biotic index: IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party). The seasonal study of the biological quality of water based on the benthic macroinvertebrate fauna showed a spectacular variation of the quality scores at some stations in the low Laou River. Organic pollution affects most of the stations located downstream from both large and small towns, and only the springs and the stations located far from human influence appear to be unaffected by microbiological contamination.

Key words: typology, biological quality, Mediterranean rivers, Rif, Morocco

Introduction	124
Aire d'étude.	124
Méthodes	125
Résultats et Discussions	127
Caractéristiques physico-chimiques des eaux du Laou	127
Caractéristiques bactériologiques des eaux du Laou	127
Étude de la typologie de l'Oued Laou	129
Qualité biologique des eaux du réseau hydrographique Laou.	130
Conclusions	137
Bibliographie	140

INTRODUCTION

La typologie des cours d'eau occupe une bonne place dans les recherches hydrobiologiques dans la mesure où elle permet de donner des informations précieuses sur l'écologie des écosystèmes aquatiques continentaux. Au niveau national ces recherches ont pris un important essor dès les années 70. Cependant, dans le Rif, on note un important retard dans ce domaine. Par exemple, pour le réseau hydrographique Laou, les premières études (El Alami, 1989; El Alami & Dakki, 1998; Tayoub, 1989) sont relativement récentes. Ainsi, le présent travail constitue un important apport à la connaissance de ce cours d'eau, étant donné qu'il aborde deux aspects très intéressants: la typologie et la qualité biologiques des eaux.

Généralement, les études de la qualité des eaux se basent seulement sur les paramètres physico-chimiques. Toutefois, l'information recueillie par ce type d'analyse peut être qualifiée d'instantanée et ne reflète que le moment de l'échantillonnage méconnaissant la qualité des eaux entre deux analyses consécutives, sachant que les rejets sont transportés et dilués le long d'un cours d'eau dans le temps et dans l'espace. Pour remédier à cet handicap nous avons évalué la qualité des eaux par le biais des macroinvertébrés benthiques. En effet, toute variation inattendue de la composition et de la structure d'un peuplement aquatique indique avec certitude la présence d'une source de contamination.

Aire d'étude

Possédant une surface d'environ 920 km², le bassin versant de l'Oued Laou appartient au domaine montagneux du Rif situé dans la région Nord-Ouest du Maroc entre les provinces de Tétouan et de Chefchaouen. Le réseau hydrographique Laou prend naissance dans le Jbel Tissouka (2180 m), traverse la dorsale calcaire qui joue un rôle important dans le maintien du débit d'étiage du cours supérieur de l'oued. Il atteint rapidement la Méditerranée après un parcours de 60 km, en passant par une large plaine agricole, laquelle le différencie des autres cours d'eau du Rif central dont les plaines alluviales sont étroites voire même absentes.

Le climat du bassin de l'Oued Laou est méditerranéen, caractérisé par des hivers pluvieux et des étés chauds et secs. Sa proximité de l'Atlantique lui confère une cer-

taine fraîcheur et des pluies abondantes; toutefois ses faibles altitudes font que ces pluies se concentrent plus dans les parties supérieures. Le bioclimat dominant est le subhumide à hiver tempéré, le cours inférieur traverse une bande littorale semi-aride, alors que le bioclimat humide est restreint aux sommets des montagnes.

MÉTHODES

Notre objectif étant l'étude de la typologie et de la qualité biologique du réseau hydrographique Laou, le choix des stations a été guidé par l'idée d'avoir des stations d'échantillonnage représentatives, c'est à dire:

- réparties sur l'ensemble du réseau hydrographique;
- situées en amont et en aval des différentes sources de pollution inventoriée dans le bassin versant du Oued Laou, parmi lesquelles, les rejets des petites et des grandes agglomérations (ville de Chefchaouen, village de Maggo, etc.), une usine de fromage, stations d'essence, pâturage, engrais, cultures.

Un total de 15 stations (Figure 1) a été retenu et prospecté à raison d'une campagne de prélèvement par saison (automne, hiver, printemps et été) et ce pendant deux années consécutives (2003-2004). Des mesures et des appréciations des paramètres abiotiques ont été effectuées. Au total 17 descripteurs susceptibles de jouer un rôle dans la zonation et l'étude de la qualité de l'eau ont été retenus.

Pour établir une structure typologique objective du réseau hydrographique Laou, nous avons choisi d'utiliser l'analyse factorielle des correspondances multiples (Lebart *et al.*, 1977; Fenehans & Young, 1985). Ainsi, pour cette analyse nous avons choisi les 17 paramètres descriptifs du milieu aquatique considérés par les hydrobiologistes comme des facteurs écologiques capables de régir la vie dans les milieux aquatiques et par conséquent, responsables de la distribution spatiale des macroinvertébrés aquatiques.

Les récoltes des macroinvertébrés benthiques ont été réalisées durant deux cycles annuels et les peuplements ont ainsi été suivis dans leur évolution saisonnière. Les prélèvements de la faune (larves, nymphes, imagos et exuvies nymphales) ont été faits à l'aide d'échantillonnages quantitatifs (Surber avec un vide de maille de 0,3 mm) complétés par des prélèvements qualitatifs (Filet troubleau, épuisettes et pinces) (Jáimez-Cuéllar *et al.*, 2002).

L'indice biologique choisi pour l'étude de la qualité biologique de l'eau est le IBMW (Iberian Biomonitoring Working Party) adopté par la Péninsule Ibérique (Alba-Tercedo & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedo *et al.*, 2002) vu:

- la facilité de l'identification de la faune au niveau de la Famille;
- la proximité de la région européenne adoptant cet indice (Sud de la Péninsule Ibérique).

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Caractéristiques physico-chimiques des eaux du réseau de l'Oued Laou

L'analyse physico-chimique saisonnière (Tableau 1) des eaux du réseau de l'Oued Laou a révélé des eaux peu minéralisées dans les stations de l'Oued Ouara (O_1 , O_2), alors qu'elles sont fortement minéralisées dans la station (BM) du haut Moulay Bouchta (le plus important des affluents de l'Oued Laou). Les teneurs en chlorures ne dépassent pas les 30 mg/l, les plus fortes valeurs sont enregistrées dans les stations de l'Oued Talembote (KE, TA) et de l'Oued Tassikesté (TS). Les eaux de ces stations circulent probablement en profondeur, au contact des couches salifères triasiques. Ceci a été enregistré, également, dans d'autres régions marocaines (Dakki, 1987) et méditerranéennes (Giudicelli *et al.*, 1980; Boumaïza & Thomas, 1995).

Les stations de l'Oued Talembote (KE, TA) et du bas Laou (L_4 , L_5) possèdent les eaux les plus dures du réseau hydrographique. Ce sont des stations qui présentent un taux de calcium assez élevé qui peut atteindre 68 mg/l. Ces fortes teneurs sont en rapport avec la prédominance des terrains calcaires et marneux dans le bassin du Laou (El Gharbaoui, 1981).

Le taux d'ammonium ne dépasse guère 0,6mg/l. Les fortes teneurs s'observent dans les stations situées en aval des petites et des grandes agglomérations (L_4 , L_5 , et à moindre degré M_2 , L_2).

Les fortes teneurs en nitrates s'observent dans la majorité des stations, notamment dans celles qui sont situées en aval des petites et des grandes agglomérations (L_4 , L_5 , et en moindres proportions M_2 , L_2). Ces valeurs indiqueraient une légère pollution organique due à l'urbanisation (St. L_1 , L_2 , ARM situées en aval de Chefchaouen) ou aux petites activités agricoles établies sur les rives de certaines stations (KE, etc.).

Le taux des silicates est assez élevé dans les stations du cours inférieur du Laou (L_3 , L_4 , L_5 , TS) et varie entre 0,1 et 30 mg/l).

Les fortes fluctuations de la turbidité s'observent particulièrement dans les stations (ARM, BM, L_3 , L_4). Effectivement, situées en aval des petites et des grandes agglomérations, leurs eaux ne sont jamais claires; la turbidité présente une fluctuation très importante en fonction des stations (M_2 , 0,83 NTU et L_2 , 22,4 NTU) et des saisons (L_4 , en hiver 204 NTU et au printemps 13,7 NTU).

Caractéristiques bactériologiques des eaux du réseau de l'Oued Laou

L'analyse bactériologique a révélé la présence d'une forte concentration des Coliformes totaux, des Coliformes fécaux et des Streptocoques fécaux dans les stations du bas Laou L_3 (situées en aval du petit village d'Afertane), L_5 (localisée en aval des petits bourgades de l'Oued Laou village) et à moindre degré dans les stations du haut Laou M_2 (aval du village Maggo) et O_2 (située en aval du village Ikadjouene). Par conséquent, les résultats bactériologiques de certaines stations ne sont pas conformes à la norme marocaine, adoptée par l'ONEP en 1993, relative à la qualité des eaux. En effet, la pollution organique affecte la majorité des stations situées en aval des grandes

Tableau 1. Données mésologique brutes pour l'analyse mésologique de 2003.

Code	Station	Localité	Altitude (m)	Largeur (m)	Profondeur (cm)	V cm/s	Temperature. Eau	Ph	Turbidité (NTU)	Conductivité (µs/cm)	Oxygène Dissou (mg O ₂ /l)	Dureté Totale (méq/l)	Dureté calcique (mg/l)	Dureté magnésienne (mg/l)	Chlorures (mg/l)	Silicates (mg Si/l)	Nitrates (No ₂ -) (mg/l)	Nitrites (mg/l)	Ammonium (mg/l)
M1	Oued Maggo	Nord village Maggo	905	1,5	40	111,1	16	8,15	0,4	450	9,44	3,4	21,6	27,72	21,3	6,77	0,04	4,2	0,042
M2	Oued Maggo	Maggo village	777	4	43,8	58,8	16,5	8	2	430	8,16	3,44	22,4	28,21	15,9	5,35	0,04	5	0,045
O1	Oued Ouara	Dchar khizana	930	1	26,8	25,5	20	7,8	10	220	8,32	1,75	5,6	17,88	16	11,11	0,03	3,1	0,04
O2	Oued Ouara	Ikadjouene	680	10	36,8	63,7	21	7,25	7	260	8	2	7,2	19,94	14,2	10,35	0,03	2,9	0,03
L1	Oued Laou	Dardara	380	4,5	31,3	22,2	22,5	8,05	4	390	8,32	3,56	41,6	18	10,65	5,28	0,04	4,9	0,04
ARM	Affluent Ras el Ma	Bas Ras el Ma	457	3,3	22,5	32,3	23	8,2	5	360	7,2	3,5	50	30,4	14,2	6,25	0,05	6,9	0,06
BM	Oued Boumarouil	My Bouchta?	560	3	7,5	38,5	20	7,7	5,7	850	8,8	4,48	57,6	19,46	10,65	8	0,05	3,5	0,035
MB	Oued My Bouchta	Dar Akobaa	286	7,5	11,7	37,3	18,5	8	4,5	325	8,96	4,4	56	22,2	15,9	10	0,04	3,2	0,045
L2	Oued Laou	Sortie Chefchaouen	280	7,5	45	27,8	20	7,9	7	355	8,32	4	48	19,46	21,3	12	0,03	6,8	0,045
KE	Oued Kelaa	Akchour	400	8	25,3	72,5	17	8,1	0,5	435	9,44	6,9	57	49,8	24,85	6,9	0,04	3,5	0,038
TA	Oued Talambote	Avant village Talam-bote	351	4	33,8	45,5	18	8,05	14	400	7,36	5,7	54	38,9	21,3	7,75	0,03	5,9	0,043
L3	Oued Laou	Afertane	56	20	47,5	75,2	23	7,95	13	350	8,16	4,6	48	26,75	21,3	16,26	0,05	7,4	0,065
TS	Oued Tassikesté		170	2,5	37,5	59,9	24	8,1	2	370	8,32	3,95	54	14,6	24,85	21,68	0,05	7,7	0,06
L4	Oued Laou	Tizrhatine	10	25	60	103,1	22,5	8,15	4,4	390	8,16	6,2	58	40	21,3	21,4	0,05	6,8	0,05
L5	Oued Laou	Pont Jebha	10	13	42,5	76,9	17	8,1	5,3	410	8	5,9	56	36,5	16	21,68	0,05	6,5	0,055

et des petites agglomérations (M_2 , O_2 , T_2 , L_6 , RM_2 , M_1 , RM_1). Seuls les émissaires de sources et les stations situés loin des impacts humains semblent échapper à cette pollution bactériologique (T_1).

Étude de la typologie de l'Oued Laou

L'analyse des matrices des données a permis d'obtenir une organisation assez significative de la typologie des cours d'eau du Laou à travers la projection du plan factoriel F1-F2 (Figure 2).

Les deux axes participent dans l'explication de la dispersion du nuage des points avec 87,5% de l'inertie totale.

La projection des stations montre un gradient amont – aval très net. En effet, la structure mésologique ainsi obtenue permet de séparer les stations situées sur les cours supérieurs de celles des cours moyens et inférieurs. Dans cette projection, les stations de haute altitude se placent vers la gauche du plan factoriel alors que les stations des cours inférieurs et moyens se placent vers le centre et la droite. Ainsi, l'axe F1 semble réunir la majorité des descripteurs du milieu variant dans le sens inverse de l'altitude (la largeur du lit, le taux de calcium, la dureté de l'eau, les taux des nitrates et des nitrites). L'axe F2 s'explique particulièrement par la profondeur moyenne. Les stations les plus profondes sont situées vers la partie supérieure du plan F1-F2.

De même, l'étude de la typologie du Laou basée sur les données de la deuxième année, nous a fourni une structure comparable à celle de la première année, dans le plan F1-F2 (Figure 3). Elle différencie également, les stations situées sur le cours supérieur (Maggo: M1, M2, Ouara: O1, O2) de celles du cours moyen (Kelaa, Talambote, Laou1, Laou2, MY Bouchta, Boumarouil, Affluent Ras El Ma...) et inférieur du réseau hydrographique Laou (L3, L4, L5).

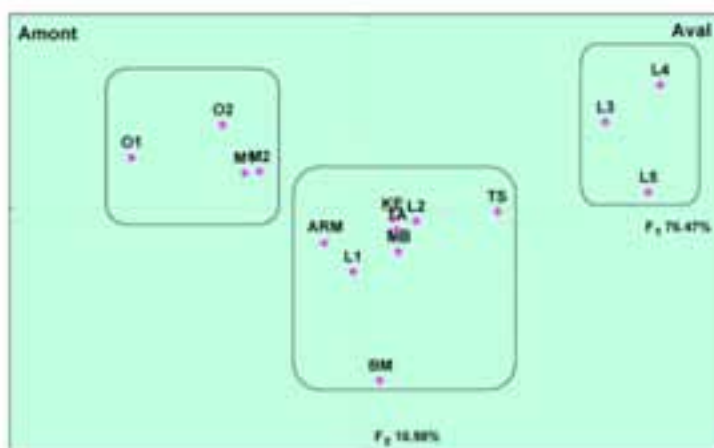


Figure 2. Structure mésologique des eaux lotiques du bassin versant Oued Laou: dans le plan F1-F2 d'une A.F.C. multiple (2003).

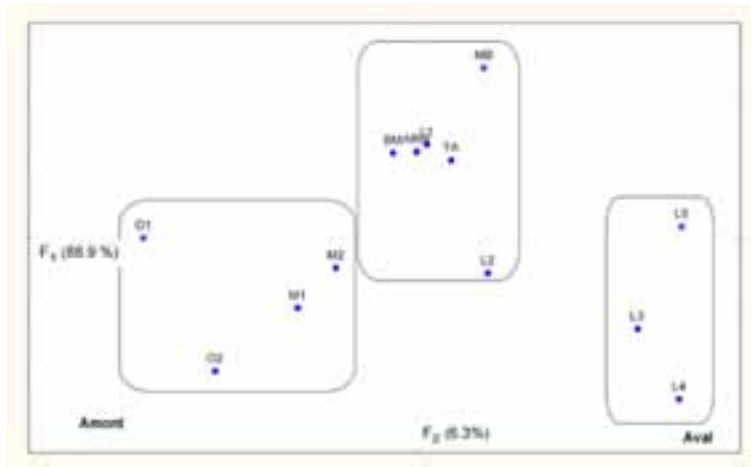


Figure 3. Structure mésologique des eaux lotiques du bassin versant Oued Laou: dans le plan F1-F2 d'une A.F.C. multiple (2004).

Qualité biologique des eaux du réseau hydrographique Laou

L'étude saisonnière de la qualité biologique de l'eau par le biais des macroinvertébrés benthiques a révélé une fluctuation assez spectaculaire des classes de qualité dans certaines stations du bas Laou.

En effet, en hiver, certaines stations présentent la classe de qualité V caractérisant des eaux fortement polluées (Figure 4) et plus de 50% des stations présentent des classes de qualité situées entre III et V.

Faisant partie des cours d'eau méditerranéens caractérisés par les fortes crues hivernales et des débits d'étiage assez sévères, les crues y sont en cette saison, particulièrement sévères.

Toutefois, durant la deuxième année nous constatons une nette amélioration par rapport à la première année particulièrement pour les stations du cours supérieur, à l'exception du cours inférieur du Laou (L4, L5) qui a connu des crues assez importantes (Figure 5). Cette amélioration serait probablement due au réchauffement de l'eau durant cette période et à la réduction de l'intensité des crues qui ont favorisé la stabilité des écosystèmes étudiés.

Au printemps, on assiste à un repeuplement des stations, notamment pour celles qui ont connu des crues sévères (L₁, L₂, BM, MB...): les eaux en deviennent de plus en plus propres et les classes de qualité commencent à varier entre II et III (Figure 6). En effet, sur les 15 stations étudiées en cette saison, 13% possèdent une eau propre non contaminée, 54% se caractérisent par une qualité acceptable, alors que, seules 33% des stations présentent une eau douteuse ou dans un état légèrement critique.

Pour la deuxième année, presque la totalité des stations du cours supérieur présentent une eau propre à très propre alors que les stations des cours, moyen et inférieur, montrent une eau de qualité acceptable, à l'exception des points situés en aval des grandes agglomérations (L2, L4) caractérisés par une qualité douteuse. En effet, 80%



Figure 4. Qualité biologique des eaux du réseau hydrographique de l'Oued Laou en hiver 2003.

des stations présentent une eau de classe de qualité variant entre I et II, prouvant encore, la stabilité des populations durant cette année (Figure 7).

En été, l'état de santé des cours d'eau s'améliore nettement, alors qu'on s'attendait au contraire à cause de la diminution du niveau d'eau (Figure 8). Ceci prouve que les



Figure 5. Qualité biologique des eaux du réseau hydrographique de l'Oued Laou en hiver 2004.

classes de qualité que nous avons obtenues pour certaines stations et durant les autres saisons sont dues à la fois à la contamination des eaux et aux crues sévères des oueds. En été 40% des stations possèdent la classe I, 40% la classe II et seulement 20% la classe III.

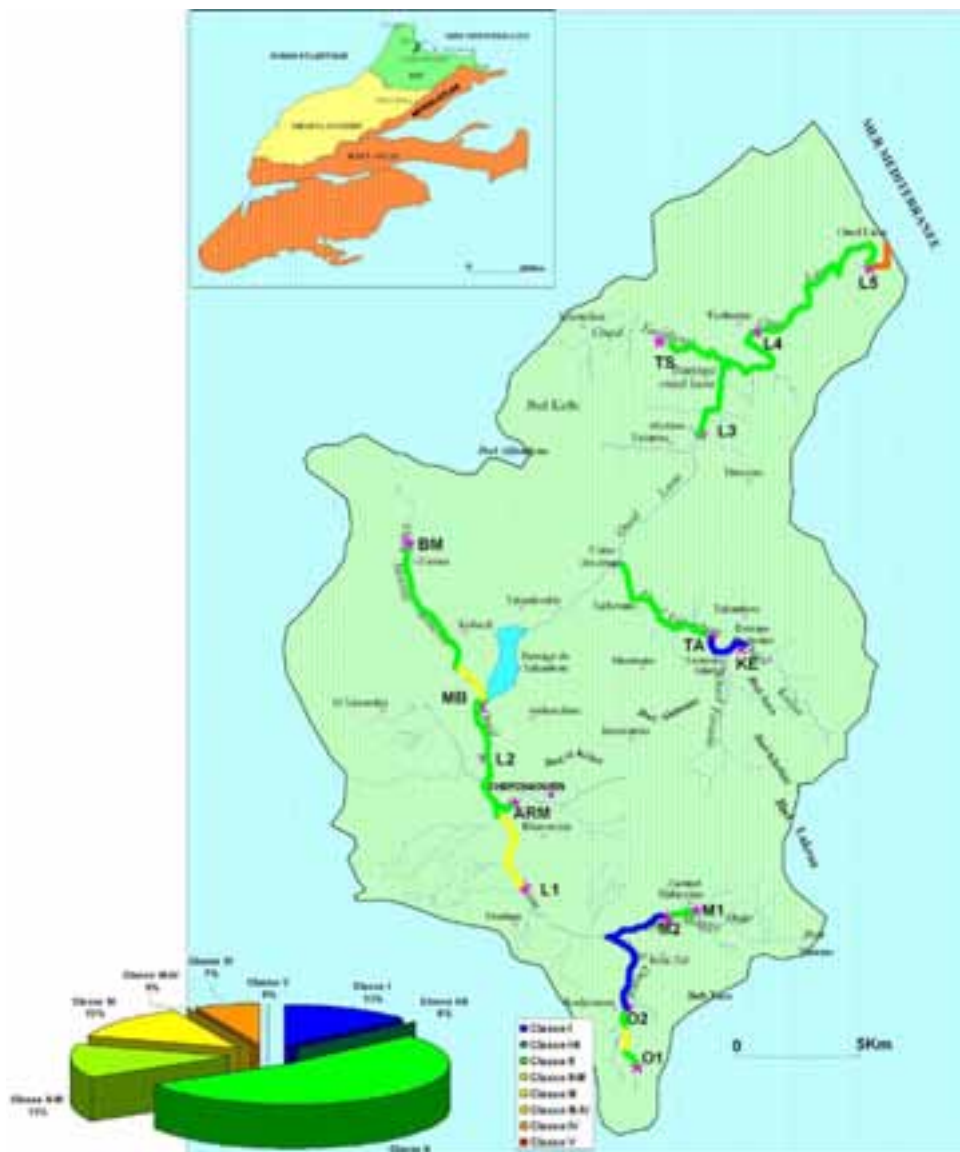


Figure 6. Qualité biologique des eaux du réseau hydrographique de l'Oued Laou au printemps 2003.

Cependant, l'été de la deuxième année a connu une sécheresse assez importante qui a entraîné une diminution du niveau d'eau et une augmentation de la contamination de l'eau vu que la majorité des stations visitées présentaient une eau de qualité douteuse (Figure 9). En effet, durant cette année plus de 60% des stations présentent une classe de qualité III, alors que 23% des points du cours supérieur possèdent la classe I et 15% la classe II.

En automne nous remarquons une nette dominance des classes III et IV caractérisant les eaux contaminées et douteuses, plus particulièrement, dans les stations des



Figure 7. Qualité biologique des eaux du réseau hydrographique de l'Oued Laou au printemps 2004.

cours moyen et inférieur du Laou (Figure 10). En effet, plus de 50% des stations possèdent une eau contaminée à douteuse (Classes III et IV). Ceci serait dû à la réduction du niveau d'eau dans les différentes stations prospectées; en effet, certaines d'entre elles constituent les seules ressources en eau de la région et s'assèchent complètement en été à cause des captages des sources par les habitants des villages riverains.



Figure 8. Qualité biologique des eaux du réseau hydrographique de l'Oued Laou en été 2003.

Pour la deuxième année, qui s'est avérée être encore plus sèche que la précédente, nous avons assisté à la sécheresse de plus de 30% des stations à savoir: O1, ARM, TS, BM, MB.



Figure 9. Qualité biologique des eaux du réseau hydrographique de l'Oued Laou en été 2004.

La Figure 11 nous montre la variation saisonnière de la qualité biologique des eaux. Ainsi, on observe que les stations des cours moyen et inférieur du Laou et qui sont situées en aval des grandes agglomérations présentent des classes de qualité variant entre la classe II (traces de contamination) et la classe III (eaux douteuses). En revanche, les émissaires de sources et les stations qui sont loin des grandes aggloméra-

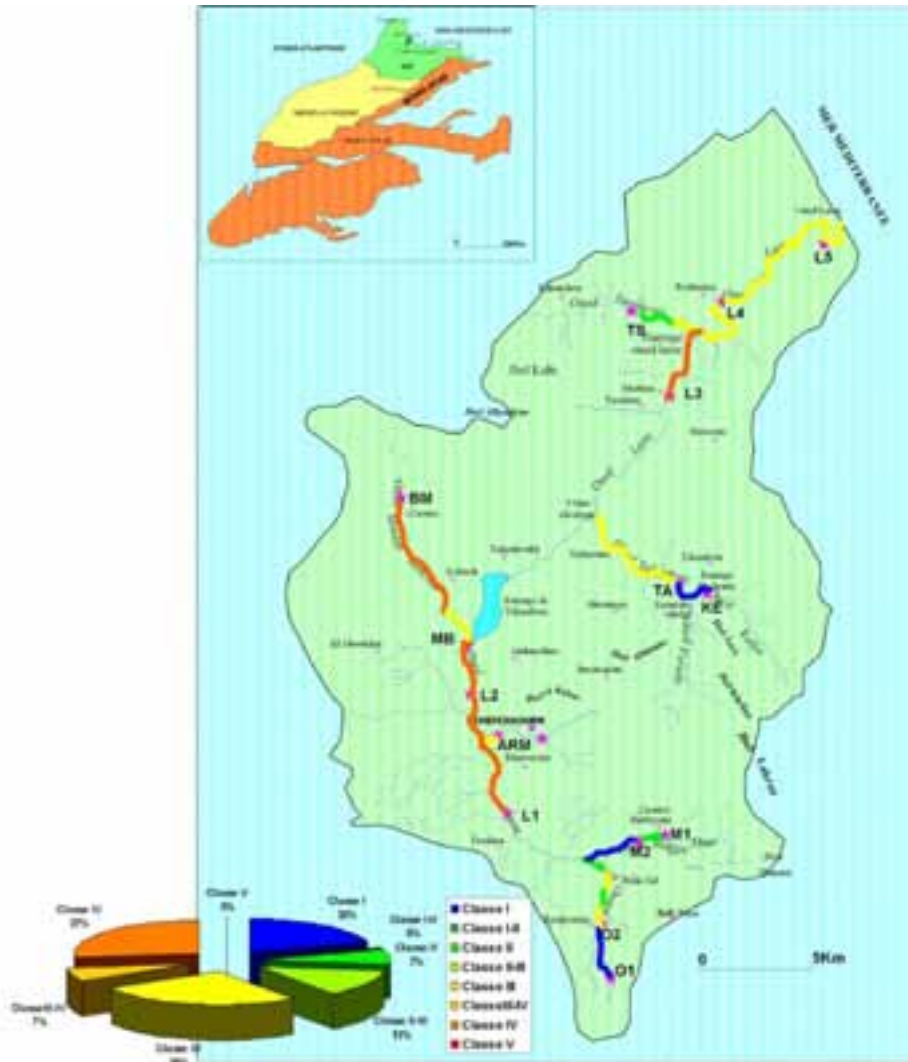


Figure 10. Qualité biologique des eaux du réseau hydrographique de l'Oued Laou en automne 2003.

tions, telles que, KE (Kela) TA, M₁, M₂ (Maggo) et BM (Boumarouil) possèdent des eaux propres ou acceptables durant certaines saisons (Tableau 2).

CONCLUSIONS

Le présent travail a le mérite d'être considéré comme le premier en son genre au Maroc, car il s'agit d'une étude intégrale englobant l'ensemble des macroinvertébrés

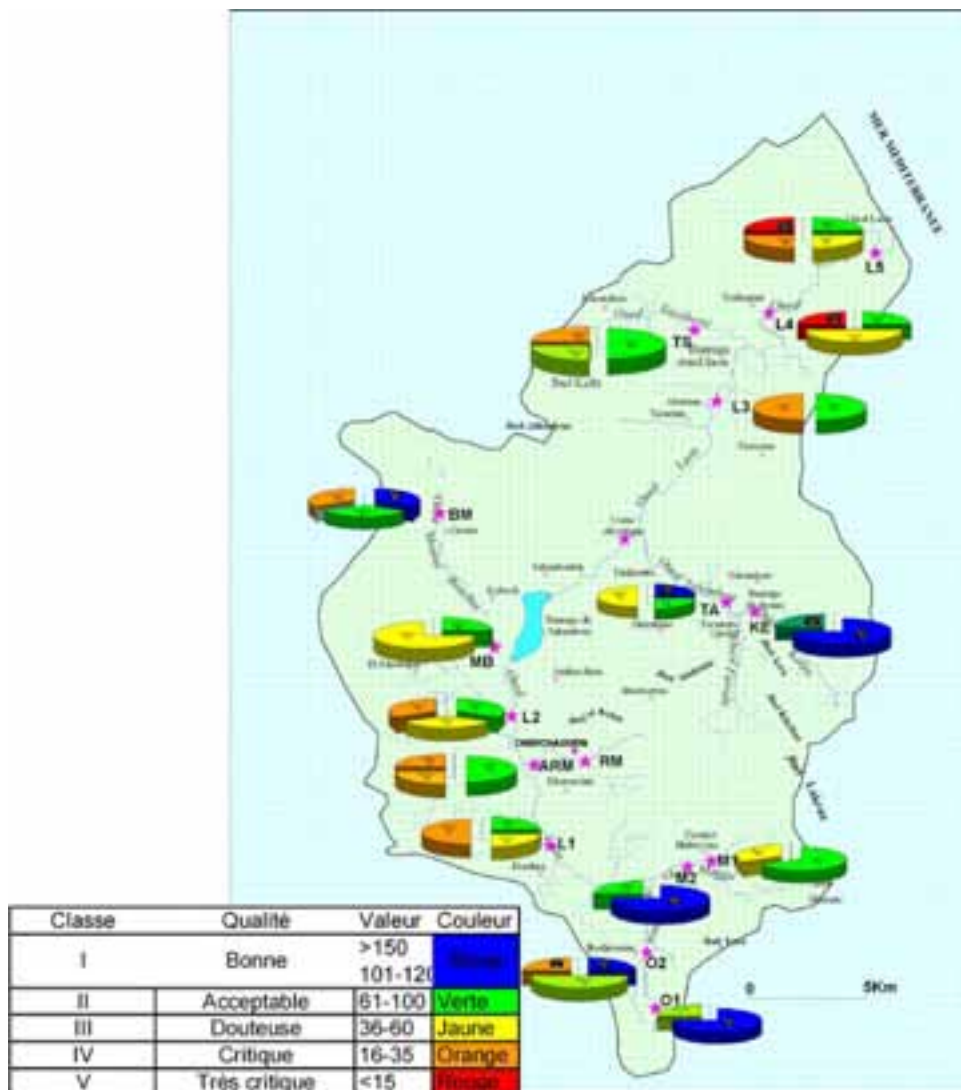


Figure 11. Variation annuelle de la qualité biologique de l'eau dans chacune des stations prospectées dans le réseau hydrographique de l'Oued Laou.

aquatiques. L'inventaire faunistique global des insectes aquatiques du bassin versant de l'Oued Laou constitue une référence pour les futures études. Il permettra également, dans le cadre d'un suivi temporel, l'évaluation des impacts sur le réseau hydrographique. En effet, les stations situées à l'abri des impacts humains, telles que, Oued Kelaa, Oued Maggo (Nord village Maggo) et Oued Ouara (Dchar El Khizana), se caractérisent par une biodiversité remarquable. La baisse de la diversité spécifique dans les stations situées en aval des agglomérations ne serait que la conséquence d'une perturbation du milieu, tel est le cas pour les stations du bas Laou (Tizrharine, Afer-tane, pont Jebha, etc.).

Tableau 2. Répartition des Macroinvertébrés aquatiques du Réseau Hydrographique Laou.

Taxon	MI	M2	O1	O2	L1	ARM	BM	MB	L2	KE	TA	L3	TS	L4	L5
Heptageniidae	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0
Leptophlebiidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
Potamanthidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1
Baetidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Caenidae	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Oligoneuridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Polymitarcidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
Ephemereidae	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0
Nemouridae	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0
Capniidae	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0
Leuctridae	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Perlidae	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0
Perlodidae	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Taeniopterygidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Brachycentridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Calamoceratidae	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Geonidae	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Leptoceridae	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0
Polycentropodidae	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Sericostomatidae	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Glossosomatidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Philopotamidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Psychomyiidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0
Linnephilidae	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Rhyacophilidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
Hydroptilidae	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0
Hydropsychidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
Simuliidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tipulidae	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Dixidae	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Empididae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limoniidae	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Muscidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psycholidae	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Stratiomyidae	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0
Tadaniidae	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Athericidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Blepharicidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ephydriidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Syrphidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aeshnidae	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Calopterygidae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Cordulegasteridae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Gomphidae	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0
Lestidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Dryopidae	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Elmidae	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1
Helophoridae	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Hydraenidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hydrochidae	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Halplidae	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Dytiscidae	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1
Gyrinidae	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0
Helodidae	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Hydrophilidae	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1
Corixidae	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0
Gerridae	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Nepidae	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Notonectidae	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Velidae	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydracarina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ostracoda	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asellidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Palaeomonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Ancylidae	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0
Lymnaeidae	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1
Physidae	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Panorbidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sphaeriidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1
Erbodellidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dugesidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Pisicoidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	35	44	34	33	23	25	25	22	21	49	28	22	27	19	16

Par ailleurs, nous jugeons préférable d'étudier la qualité biologique de l'eau en dehors de l'hiver. Durant cette saison, les oueds sont touchés par des crues sévères et répétitives ce qui provoque une réduction très importante de la faune aquatique expliquant, par conséquent, l'artefact obtenu avec l'indice de qualité biologique durant cette période de l'année. L'année 2004, qui était plus sèche et caractérisée par des crues moins sévères qu'en 2003, a favorisé l'installation de populations plus stables, faisant varier ainsi en hiver, l'indice de qualité entre la classe II et III.

En outre, les indices de qualité obtenus en été 2003 sont dus au fait que les prélèvements ont été réalisés en début d'été, période durant laquelle les écosystèmes aquatiques présentent une diversité faunistique très importante. Néanmoins, en 2004, les résultats étaient différents, particulièrement pour les stations situées en aval des petites et des grandes agglomérations qui connaissent une perturbation hydrologique très intense. En effet, durant la période estivale on assiste à une réduction très vive du volume d'eau voire même l'assèchement de certains biotopes et une élévation de la température des eaux dans les cours d'eau permanents, provoquant ainsi la baisse de la diversité spécifique et de la qualité des eaux.

BIBLIOGRAPHIE

- ALBA-TERCEDOR J. & SÁNCHEZ-ORTEGA A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el Hellawell (1978). *Limnetica* 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR J., JÁIMEZ-CÉLLAR P, ÁLVARAZ M., AVILÉS J., BONADA N., CASAS J., MELLADO A., ORTEGA M., PARDO I., PRAT N., RIERADEVALL M., ROBLES S., SÁINZ-CANTÉRO C.E., SÁNCHEZ-ORTEGA A, SUÁREZ M.L., TOTO M., VIDAL-BARCA M.R., VIVAS S. & ZAMORA-MUÑOZ C. 2002. Caracterización del estado ecológico de rios mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (= BMWP'). *Limnetica* 21: 175-185.
- BOUMAÏZA M. & THOMAS A.G.B. 1995. Distribution and ecological limits of Baetidae vs the other mayfly families in Tunisia: a first evaluation (Insecta, Ephemeroptera). *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse* 131: 27-33.
- DAKKI M. 1987. Ecosystème d'eau courante du haut Sebou (Moyen Atlas); Études typologiques et analyses écologiques et biogéographie des principaux peuplements entomologiques. *Travaux de l'Institut Scientifique, Serie Zoologie* 42.
- EL ALAMI M. 1989. Etude hydrobiologique d'un réseau hydrographique Nord-Rifain, l'Oued Laou: Typologie, écologie et biogéographie des Ephéméroptères. *Thèse de 3ème cycle. Université. Mohamed V, Faculté des Sciences, Rabat, Maroc.*
- EL ALAMI M. & DAKKI M. 1998. Peuplements d'Ephéméroptères e de Trichoptères du l'Oued Laou (Rif Occidental, Maroc): distribution longitudinal et biotypologie. *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat* 21: 1-51.
- FENEHANS M. & YOUNG F.W. 1985. An analysis and synthesis of multiple correspondance analysis optimal scaling, dual scaling, homogeneity analysis and

- other methods for quantifying categorical multivariate data. *Psychometrika* 50(1): 91-119.
- EL GHARBAOUI M. 1981. La terre et l'homme dans la Péninsule Tingitane (étude sur le milieu naturel dans le Rif occidental). *Travaux de l'Institut Scientifique. Série Géologie et Géographie physique* 15.
- GIUDICELLI J., DIA A. & LEGIER P. 1980. Étude hydrobiologique d'une rivière de région méditerranéenne, L'Argens (Var, France): habitats, hydrochimie, distribution de la faune benthique. *Bijdragen tot de Dierkunde* 50 (2): 303-341.
- JÁIMEZ-CUÉLLAR P., VIVAS S., BONADA N., ROBLES S., MELLADO A., ALVAREZ M., AVILÉS J., CASAS J., ORTEGA M., PARDO I., PRÁT N., RIERADEVALL M., SÁINZ-CANTERO C.E., SÁNCHEZ ORTEGA A., SUÁREZ M.L., TORO M., VÍDAL-ABARCA M.R., ZAMORA-MUÑOZ C. & ALBA-TERCEDOR J. 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica* 21(3-4): 187-204.
- LEBART L., MORINAU A. & TABARD N. 1977. Techniques de la description statistique. *Paris: Édition Bordas*.
- TAYOUB H. 1989. Étude hydrobiologique d'un réseau hydrographique rifain, l'Oued Laou: Typologie et Écologie des Trichoptères. *Thèse de 3ème cycle. Université. Mohamed V, Faculté des Sciences, Rabat, Maroc*.

L'avifaune du bassin versant de l'Oued Laou: composition, statuts et zonation des espèces

A. Qninba^a & M. Radi^b

^a Institut Scientifique, Rabat, Maroc

^b École Normale Supérieure, Marrakech, Maroc

* Corresponding author: qninba@israbat.ac.ma

Le bassin versant de l'Oued Laou, sur la façade méditerranéenne du Maroc, présente une richesse de paysages et d'habitats se succédant de l'amont vers l'aval; cette richesse étant à l'origine de la richesse et de la diversité de l'avifaune de ce bassin.

Le peuplement avien de ce site compte plus de 220 espèces d'oiseaux dont 122 sont des nicheurs. Les Passériformes et les Charadriiformes, avec respectivement 100 et 46 espèces, sont les mieux représentés; ensemble, ils représentent près de 65% de la richesse totale du peuplement. Les espèces patrimoniales relevées dans les limites du site sont au nombre de 30: 8 sont endémiques ou d'importance mondiale, 3 sont menacées à l'échelle nationale, 15 sont rares à l'échelle du pays et 4 sont remarquables à l'échelle du Paléarctique occidental. Nous avons pu identifier, d'autre part, une zonation amont-aval de l'avifaune du bassin versant de l'Oued Laou en fonction des caractéristiques géomorphologiques et des paysages du site.

Ces particularités font du bassin versant de l'Oued Laou un site potentiel pour le développement éventuel d'activités éco-touristiques qui pourraient avoir des retombées socio-économiques sur la région ainsi que sur sa population locale.

Mots clés: avifaune, composition, statuts des espèces, zonation altitudinale, bassin versant de l'Oued Laou, Nord du Maroc

On the Mediterranean Moroccan Coast, the Oued Laou catchment area showed a high diversity of avifauna related to the high diversity of landscapes and habitats following each other from upstream to downstream.

The specific richness of avifauna of this site was more than 220 species of which 122 were breeding. The Passerines and the Charadriiformes, with 100 and 46 species respectively, represented close to 65% of the total species richness. The patrimonial species present in this area were 30 species: 8 species were endemic or of international importance, 3 species were threatened,

15 were rare in Morocco and 4 species were remarkable in the western Palearctic scale in the biogeographical point of view. On other side, an upstream-downstream zonation was identified in this catchment area according to the geomorphological characteristics and the landscapes of the site.
The Oued Laou catchment area is a potential site for the development of eco-tourism activities that could have socioeconomic benefits on the region and its local population.

Key words: avifauna, community composition, species status, altitudinal zonation, Laou River basin, Northern Morocco

Introduction	144
Composition	146
Statuts phénologiques.	155
Statuts de conservation	156
Zonation amont-aval	157
Conclusions	159
Bibliographie	159

INTRODUCTION

Le bassin versant de l'Oued Laou (Figure 1), d'orientation générale NE-SO, s'étend sur une longueur d'environ 34 km. La tectonique de cette région et la dynamique de l'érosion ont permis l'émergence de trois entités géomorphologiques présentant des paysages naturels bien différents:

- La haute et moyenne montagne, située entre 1000 et 2200 m d'altitude, correspond au domaine karstique constitué de crêtes de fâtes et de barres calcaires qui peuvent culminer à 1920 m. Le Sapin *Abies marocana*, le Cèdre *Cedrus libani atlantica* et le Chêne vert *Quercus rotundifolia* dominent dans la partie la plus élevée de cette entité alors que les pinèdes occupent la limite inférieure.
- Les collines du piémont, situées entre 200 et 1000 m, sont façonnées par des vallées encaissées et des gorges étroites surplombées par des falaises hautes parfois de 300 m. Un matorral à Thuya occupe ce piémont de montagne; il est souvent mélangé avec des formations arbustives à Lentisque *Pistacia lentiscus*, à Oléastre *Olea europaea*, au Ciste *Cistus* spp. Par ailleurs, les affluents de l'Oued Laou présentent une ripisylve variée (Laurier rose *Nerium oleander*, Tamaris *Tamarix* spp., Peuplier blanc *Populus alba*, Frêne *Fraxinus* spp., Saule *Salix* spp.). Notons ici la présence de champs de céréales en terrasses ainsi que de vergers (Figuier, Poirier, Prunier) et de vignobles.
- La plaine, située entre 0 et 200 m, débute au niveau du barrage de déviation et s'étend sur une longueur de 11 km environ. Elle s'élargit au niveau de la côte et se termine par une plage de galets et de sables, longue de 9 km. La végétation naturelle cède ici la place à des terrains de culture irriguée sauf au niveau de zones

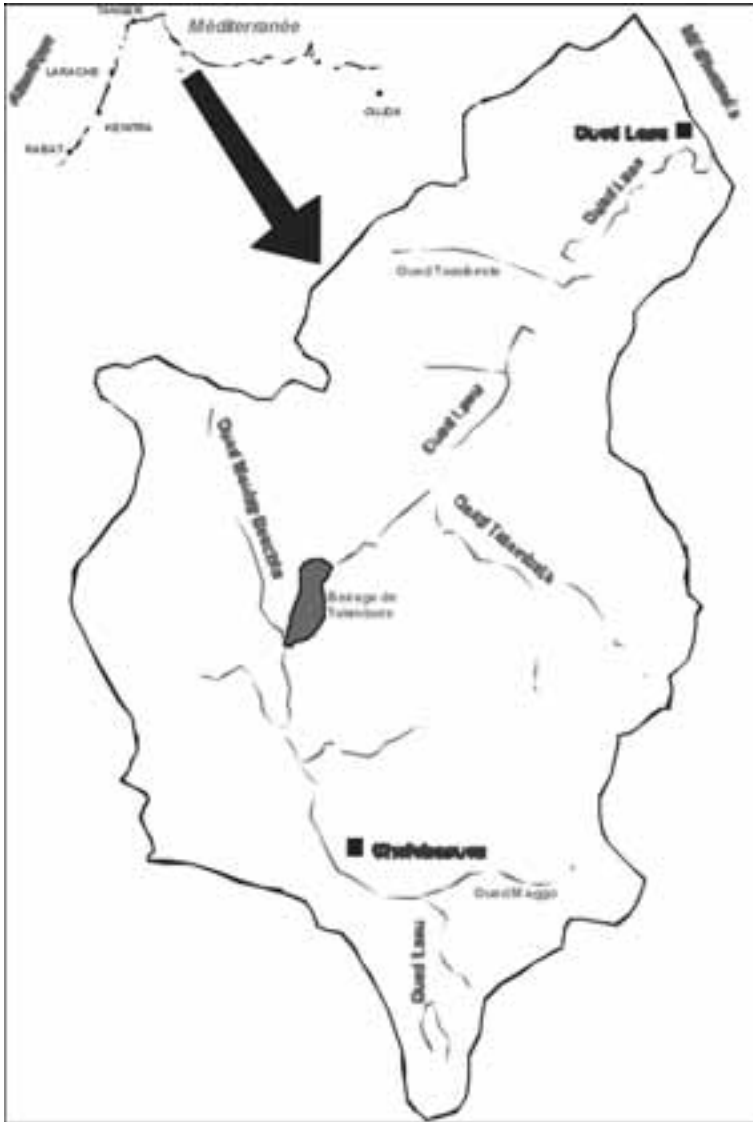


Figure 1. Localisation dans le Nord du Maroc et physionomie du bassin versant de l'Oued Laou (35°27'21.17" N, 5°05'58.77" W).

inondées où des émergents hauts dominés par des typhaies et des jonchaies assez denses se sont installés. Les berges du cours principal de l'Oued Laou présentent une végétation aquatique haute constituée successivement de *Tamarix* spp., *Typha* spp., *Scirpus* spp., *Juncus* spp., *Spartina* spp. et *Phragmites* spp.

Le bassin versant de l'Oued Laou présente donc une importante diversité d'habitats et de paysages qui sont à l'origine d'une grande diversité avienne.

Nous présenterons, ci-après, les grandes caractéristiques du peuplement d'oiseaux de ce bassin (composition et statut phénologique), sa valeur patrimoniale régionale et/ou nationale ainsi que sa zonation altitudinale.

COMPOSITION

Le bassin versant de l'Oued Laou héberge un peuplement d'oiseaux très riche composé d'au moins 225 espèces relevées lors de nos propres campagnes de terrain (2003-2004) ou à travers la littérature publiée ou inédite que nous avons pu consulter (Irby, 1875; Vaucher & Vaucher, 1915; Lynes, 1924; Valverde, 1955, 1956; de Nau-rois, 1961; Pineau & Giraud-Audine, 1979; Bernis, 1980; Telleria, 1981; Finlayson, 1992; Beaubrun, 1993; Thévenot *et al.*, 2003) (Tableau 1).

Tableau 1. Liste des espèces d'oiseaux recensées au niveau du bassin versant de l'Oued Laou, suivies de leurs statuts phénologiques (NS: nicheur sédentaire; N: nicheur migrateur; H: hivernant; M: migrateur).

Ordre	Famille	Nom français	Nom latin	Statut phé-nologique
Podicipédiformes	Podicipedidae	Grèbe huppé	<i>Podiceps cristatus</i>	H
		Grèbe castagneux	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	H
Procellariiformes	Procellariidae	Puffin cendré	<i>Calonectris diomedea</i>	H, M
		Puffin de Méditerranée	<i>Puffinus mauretanicus</i>	H, M
		Océanite tempête	<i>Puffinus yelkouan</i>	H, M
	Hydrobatidae	Océanite tempête	<i>Hydrobates pelagicus</i>	H, M
Pélecaniformes	Sulidae	Fou de Bassan	<i>Sula bassana</i>	H, M
	Phalacrocoracidae	Grand Cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	H, M
		Cormoran huppé	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	H, M
Ciconiiformes	Ardeidae	Butor étoilé	<i>Botaurus stellaris</i>	M
		Blongios nain	<i>Ixobrychus minutus</i>	M
		Bihoreau gris	<i>Nycticorax nycticorax</i>	NM, M
		Crabier chevelu	<i>Ardeola ralloides</i>	M
		Héron garde-bœufs	<i>Ardeola ibis</i>	NS
		Aigrette garzette	<i>Egretta garzetta</i>	H, M
		Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	H, M
		Héron pourpré	<i>Ardea purpurea</i>	M
	Ciconiidae	Cigogne blanche	<i>Ciconia ciconia</i>	NM
Anseriformes	Anatidae	Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>	NS, H, M
		Canard siffleur	<i>Anas penelope</i>	M
		Canard souchet	<i>Anas clypeata</i>	H
		Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>	H
		Sarcelle d'été	<i>Anas querquedula</i>	M
		Fuligule milouin	<i>Aythya ferina</i>	M
Accipitriformes	Accipitridae	Bondrée apivore	<i>Pernis apivorus</i>	M
		Milan noir	<i>Milvus migrans</i>	NM, M

Ordre	Famille	Nom français	Nom latin	Statut phé- nologique
		Milan royal	<i>Milvus milvus</i>	NS, H
		Elanion blanc	<i>Elanus caeruleus</i>	NS
		Percnoptère d'Égypte	<i>Neophron percnopterus</i>	M
		Vautour fauve	<i>Gyps fulvus</i>	M
		Circaète Jean-le-Blanc	<i>Circaetus gallicus</i>	NM, M
		Busard des roseaux	<i>Circus aeruginosus</i>	NS, M
		Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>	H
		Busard cendré	<i>Circus pygargus</i>	M
		Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>	NS, H
		Epervier d'Europe	<i>Accipiter nisus</i>	NS
		Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	M
		Buse féroce	<i>Buteo rufinus</i>	NS
		Aigle ibérique	<i>Aquila adalberti</i>	H
		Aigle royal	<i>Aquila chrysaetos</i>	NS
		Aigle botté	<i>Hieraaetus pennatus</i>	NM, M
		Aigle de Bonelli	<i>Hieraaetus fasciatus</i>	NS
	Pandionidae	Balbusard pêcheur	<i>Pandion haliaetus</i>	H, M
Falconiformes	Falconidae	Faucon crécerellette	<i>Falco naumanni</i>	NM, M
		Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	NS, H, M
		Faucon émerillon	<i>Falco columbarius</i>	H
		Faucon hobereau	<i>Falco subbuteo</i>	NM, M
		Faucon d'Eléonore	<i>Falco eleonora</i>	M
		Faucon lanier	<i>Falco biarmicus</i>	NS
		Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus</i>	NS
Galliformes	Phasianidae	Perdrix gabra	<i>Alectoris barbara</i>	NS
		Caille des blés	<i>Coturnix coturnix</i>	NM, M
Gruiformes	Rallidae	Gallinule poule-d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>	NS
		Foulque macroule	<i>Fulica atra</i>	NS, H
	Otididae	Outarde canepetière	<i>Tetrax tetrax</i>	NS
Charadriiformes	Haematopodidae	Huîtrier-pie	<i>Haematopus ostralegus</i>	H, M
	Recurvirostridae	Avocette élégante	<i>Recurvirostra avosetta</i>	M
		Echasse blanche	<i>Himantopus himantopus</i>	H, M
	Burhinidae	Oedicnème criard	<i>Burhinus oedicnemus</i>	NS, H
	Charadriidae	Pluvier argenté	<i>Pluvialis squatarola</i>	H, M
		Pluvier doré	<i>Pluvialis apricaria</i>	M
		Grand Gravelot	<i>Charadrius hiaticula</i>	H, M
		Petit Gravelot	<i>Charadrius dubius</i>	NS, H, M

Ordre	Famille	Nom français	Nom latin	Statut phé- nologique
		Gravelot à collier inter- rompu	<i>Charadrius alexandrinus</i>	NS, H, M
	Scolopacidae	Bécasseau maubèche	<i>Calidris canutus</i>	M
		Bécasseau sanderling	<i>Calidris alba</i>	H, M
		Bécasseau variable	<i>Calidris alpina</i>	H, M
		Bécasseau cocorli	<i>Calidris ferruginea</i>	M
		Bécasseau minute	<i>Calidris minuta</i>	H, M
		Combattant varié	<i>Philomachus pugnax</i>	M
		Chevalier sylvain	<i>Tringa glareola</i>	M
		Chevalier culblanc	<i>Tringa ochropus</i>	M
		Chevalier guignette	<i>Tringa hypoleucos</i>	M
		Chevalier gambette	<i>Tringa totanus</i>	H, M
		Chevalier aboyeur	<i>Tringa nebularia</i>	H, M
		Tournepieuvre à collier	<i>Arenaria interpres</i>	H, M
		Barge à queue noire	<i>Limosa limosa</i>	M
		Barge rousse	<i>Limosa lapponica</i>	M
		Courlis cendré	<i>Numenius arquata</i>	M
		Courlis courlieu	<i>Numenius phaeopus</i>	M
		Bécassine des marais	<i>Gallinago gallinago</i>	H, M
	Stercorariidae	Grand Labbe	<i>Stercorarius skua</i>	H
		Labbe pomarin	<i>Stercorarius pomarinus</i>	M
		Labbe parasite	<i>Stercorarius parasiticus</i>	M
	Laridae	Goéland railleur	<i>Larus genei</i>	H
		Goéland leucophée	<i>Larus cachinnans</i>	H
		Goéland d'Audouin	<i>Larus audouinii</i>	H, M
		Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>	H, M
		Mouette rieuse	<i>Larus ridibundus</i>	H
		Mouette mélanocéphale	<i>Larus melanocephala</i>	H
		Mouette pygmée	<i>Larus minutus</i>	H
		Mouette tridactyle	<i>Rissa tridactyla</i>	H
	Sternidae	Sterne caspienne	<i>Sterna caspia</i>	M
		Sterne voyageuse	<i>Sterna bengalensis</i>	M
		Sterne caugek	<i>Sterna sandvicensis</i>	H, M
		Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>	M
		Sterne naine	<i>Sterna albifrons</i>	NM, M
		Guifette noire	<i>Chlidonias niger</i>	M
		Guifette moustac	<i>Chlidonias hybridus</i>	M
	Alcidae	Pingouin torda	<i>Alca torda</i>	H, M

Ordre	Famille	Nom français	Nom latin	Statut phé- nologique
Columbiformes	Columbidae	Macareux moine	<i>Fratercula arctica</i>	H, M
		Pigeon biset	<i>Columba livia</i>	NS
		Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	NS
		Pigeon colombin	<i>Columba oenas</i>	NS
		Tourterelle turque	<i>Streptopelia decaocto</i>	NS
		Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i>	NM, M
Cuculiformes	Cuculidae	Coucou gris	<i>Cuculus canorus</i>	NM, M
		Coucou geai	<i>Clamator glandarius</i>	M
Strigiformes	Strigidae	Chouette hulotte	<i>Strix aluco</i>	NS
		Chouette effraie	<i>Tyto alba</i>	NS
		Chouette chevêche	<i>Athene noctua</i>	NS
		Grand-duc ascalaphe	<i>Bubo ascalaphus</i>	NS
		Petit-duc scops	<i>Otus scops</i>	M
		Hibou moyen-duc	<i>Asio otus</i>	M
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Engoulevent d'Europe	<i>Caprimulgus europaeus</i>	NM, M
		Engoulevent à collier roux	<i>Caprimulgus ruficollis</i>	NM, M
Apodiformes	Apodidae	Martinet noir	<i>Apus apus</i>	NM
		Martinet pâle	<i>Apus pallidus</i>	NM
		Martinet à ventre blanc	<i>Apus melba</i>	M
		Martinet des maisons	<i>Apus affinis</i>	M
Coraciiformes	Coraciidae	Rollier d'Europe	<i>Coracias garrulus</i>	NM, M
	Meropidae	Guépier d'Europe	<i>Merops apiaster</i>	NM, M
	Upupidae	Huppe fasciée	<i>Upupa epops</i>	NM, M
	Alcedinidae	Martin pêcheur d'Eu- rope	<i>Alcedo atthis</i>	NS
Piciformes	Picidae	Pic de Levaillant	<i>Picus vaillantii</i>	NS
		Pic épeiche	<i>Dendrocopos major</i>	NS
		Torcol foudrier	<i>Jynx torquilla</i>	M
Passeriformes	Alaudidae	Alouette calandre	<i>Melanocorypha calandra</i>	NS
		Alouette calandrelle	<i>Calandrella brachydactyla</i>	NM
		Cochevis huppé	<i>Galerida cristata</i>	NS
		Cochevis de Thékla	<i>Galerida theklae</i>	NS
		Alouette lulu	<i>Lulula arborea</i>	NS
		Alouette des champs	<i>Alauda arvensis</i>	H
	Hirundinidae	Hirondelle paludicole	<i>Riparia paludicola</i>	M
		Hirondelle de rivage	<i>Riparia riparia</i>	M

Ordre	Famille	Nom français	Nom latin	Statut phé- nologique
		Hirondelle de rochers	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	NS, H
		Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>	NM, M
		Hirondelle rousseline	<i>Hirundo daurica</i>	NM, M
		Hirondelle de fenêtre	<i>Delichon urbica</i>	NM, M
	Motacillidae	Pipit rousseline	<i>Anthus campestris</i>	NM
		Pipit des arbres	<i>Anthus trivialis</i>	M
		Pipit farlouse	<i>Anthus pratensis</i>	H
		Pipit spioncelle	<i>Anthus spinoletta</i>	H
		Pipit maritime	<i>Anthus petrosus</i>	H
		Bergeronnette printanière	<i>Motacilla flava</i>	NM, M
		Bergeronnette des ruisseaux	<i>Motacilla cinerea</i>	NS
		Bergeronnette grise	<i>Motacilla alba</i>	H, M
	Pycnonotidae	Bulbul des jardins	<i>Pycnonotus barbatus</i>	NS
	Cinclidae	Cincla plongeur	<i>Cinclus cinclus</i>	NS
	Troglodytidae	Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	NS
	Prunellidae	Accenteur mouchet	<i>Prunella modularis</i>	H
		Accenteur alpin	<i>Prunella collaris</i>	H
	Turdidae	Rougegorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>	NS, H
		Rossignol philomèle	<i>Luscinia megarhynchos</i>	NM, M
		Agrobate roux	<i>Cercotrichas galactotes</i>	NM
		Gorgebleue à miroir	<i>Luscinia svecica</i>	H, M
		Rougequeue à front blanc	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	NM, M
		Rougequeue noir	<i>Phoenicurus ochruros</i>	NS, H
		Rougequeue de Moussier	<i>Phoenicurus moussieri</i>	NS
		Traquet motteux	<i>Oenanthe oenanthe</i>	NM ?, M
		Traquet oreillard	<i>Oenanthe hispanica</i>	NM
		Traquet rieur	<i>Oenanthe leucura</i>	NS
		Tarier des prés	<i>Saxicola rubetra</i>	M
		Tarier pâtre	<i>Saxicola torquata</i>	NS, H
		Monticole bleu	<i>Monticola solitarius</i>	NS
		Monticole de roche	<i>Monticola saxatilis</i>	NM ?
		Grive musicienne	<i>Turdus philomelos</i>	H
		Grive mauvis	<i>Turdus iliacus</i>	H
		Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>	NS
		Merle noir	<i>Turdus merula</i>	NS
		Merle à plastron	<i>Turdus torquatus</i>	M

Ordre	Famille	Nom français	Nom latin	Statut phé- nologique	
	Sylviidae	Bouscarle de Cetti	<i>Cettia cetti</i>	NS	
		Cisticole des joncs	<i>Cisticola juncidis</i>	NS	
		Locustelle tachetée	<i>Locustella naevia</i>	M	
		Locustelle lusciniöide	<i>Locustella luscinioides</i>	M	
		Lusciniole à moustaches	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	NS, H	
		Phragmite aquatique	<i>Acrocephalus paludicola</i>	M	
		Phragmite des joncs	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	M	
		Rousserolle effarvatte	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	NM, M	
		Rousserolle turdoïde	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	NM, M	
		Hypolaïs obscure	<i>Hippolais opaca</i>	NM, M	
		Hypolaïs polyglotte	<i>Hippolais polyglotta</i>	M	
		Fauvette pitchou	<i>Sylvia undata</i>	NS	
		Fauvette à lunettes	<i>Sylvia conspicillata</i>	NM	
		Fauvette passerinette	<i>Sylvia cantillans</i>	NM, M	
		Fauvette mélanocéphale	<i>Sylvia melanocephala</i>	NS	
		Fauvette orphée	<i>Sylvia hortensis</i>	NM, M	
		Fauvette grisette	<i>Sylvia communis</i>	NM, M	
		Fauvette des jardins	<i>Sylvia borin</i>	M	
		Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>	NS, H, M	
		Pouillot de Bonelli	<i>Phylloscopus bonelli</i>	NM, M	
		Pouillot véloce	<i>Phylloscopus collybita</i>	H, M	
		Pouillot fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	M	
		Roitelet à triple bandeau	<i>Regulus ignicapillus</i>	NS	
		Muscicapidae	Gobemouche gris	<i>Muscicapa striata</i>	NM, M
			Gobemouche noir	<i>Muscicapa hypoleuca</i>	M
			Gobemouche de l'Atlas	<i>Ficedula speculigera</i>	NM
	Paridae	Mésange noire	<i>Parus ater</i>	NS	
		Mésange bleue	<i>Parus caeruleus</i>	NS	
		Mésange charbonnière	<i>Parus major</i>	NS	
	Sittidae	Sittelle torchepot	<i>Sitta europaea</i>	NS	
	Certhiidae	Grimpereau des jardins	<i>Certhia brachydactyla</i>	NS	
	Oriolidae	Loriot d'Europe	<i>Oriolus oriolus</i>	NM, M	
	Laniidae	Tchagra à tête noire	<i>Tchagra senegala</i>	NS	
		Pie-grièche méridionale	<i>Lanius meridionalis</i>	NS	
		Pie-grièche à tête rousse	<i>Lanius senator</i>	NM, M	
	Corvidae	Geai des chênes	<i>Garrulus glandarius</i>	NS	

Ordre	Famille	Nom français	Nom latin	Statut phé- nologique
		Chocard à bec jaune	<i>Pyrhacorax graculus</i>	NS ?
		Crave à bec rouge	<i>Pyrhacorax pyrrhacorax</i>	NS
		Choucas des tours	<i>Corvus monedula</i>	NS
		Grand Corbeau	<i>Corvus corax</i>	NS
	Sturnidae	Étourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>	H
		Étourneau unicolore	<i>Sturnus unicolor</i>	NS
	Passeridae	Moineau domestique	<i>Passer domesticus</i>	NS, H
		Moineau soulcie	<i>Petronia petronia</i>	NS
	Fringillidae	Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>	NS, H
		Pinson du Nord	<i>Fringilla montifringilla</i>	H
		Serin cini	<i>Serinus serinus</i>	NS, H
		Verdier d'Europe	<i>Carduelis chloris</i>	NS, H
		Chardonneret élégant	<i>Carduelis carduelis</i>	NS, H
		Tarin des aulnes	<i>Carduelis spinus</i>	H
		Linotte mélodieuse	<i>Carduelis cannabina</i>	NS, H
		Bec-croisé des sapins	<i>Loxia curvirostra</i>	NS
		Grosbec casse-noyaux	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	NS, H
	Emberizidae	Bruant zizi	<i>Emberiza cirulus</i>	NS
		Bruant fou	<i>Emberiza cia</i>	NS
		Bruant proyer	<i>Miliaria calandra</i>	NS, H

Ce peuplement est constitué de 18 ordres d'oiseaux (Figure 2). Les Passériformes et les Charadriiformes, avec respectivement 100 et 46 espèces, sont les mieux représentés; ensemble, ils représentent près de 65% de la richesse totale du peuplement.

Les Passériformes, dont la majorité des espèces affectionnent les habitats terrestres arborés et arbustifs naturels ou artificiels ou encore les formations aquatiques émergentes (*Typha* spp., *Phragmites* spp.), trouvent au niveau du bassin de l'Oued Laou toute une mosaïque de biotopes favorables. De plus, ce bassin présente aussi un certain nombre de milieux ouverts comme les escarpements rocheux, mais aussi les champs de cultures diverses, qui hébergent une avifaune spécifique de Passereaux.

Nous avons relevé, en particulier, une grande richesse en éléments forestiers; cette richesse est très probablement liée au bon état des formations végétales ligneuses qui connaissent actuellement une remontée biologique pratiquement généralisée.

En effet, la composition des Passereaux montre une nette dominance des Sylviidés avec 23 espèces, suivi des Turdidés qui comptent 19 espèces (Figure 3).

La famille des Sylviidés regroupe des oiseaux insectivores de petite taille qui trouvent au niveau du site une grande variété de support végétal terrestre ou aquatique, naturel ou artificiel (matorral dense, ripisylve, haies, roseaux, typhaies, jonchaies),

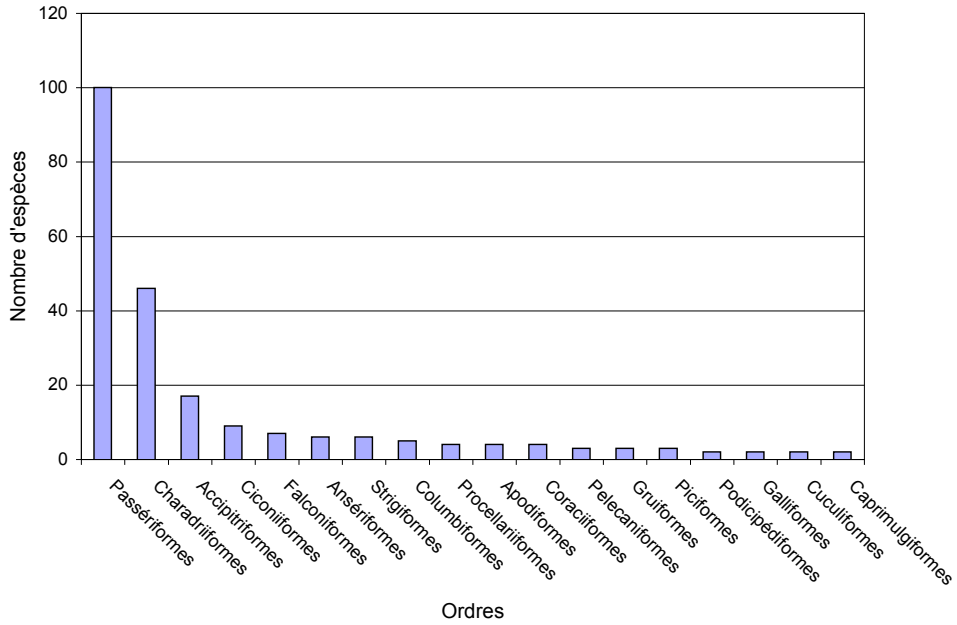


Figure 2: Nombre d'espèces par ordre d'oiseaux au niveau du bassin versant de l'Oued Laou.

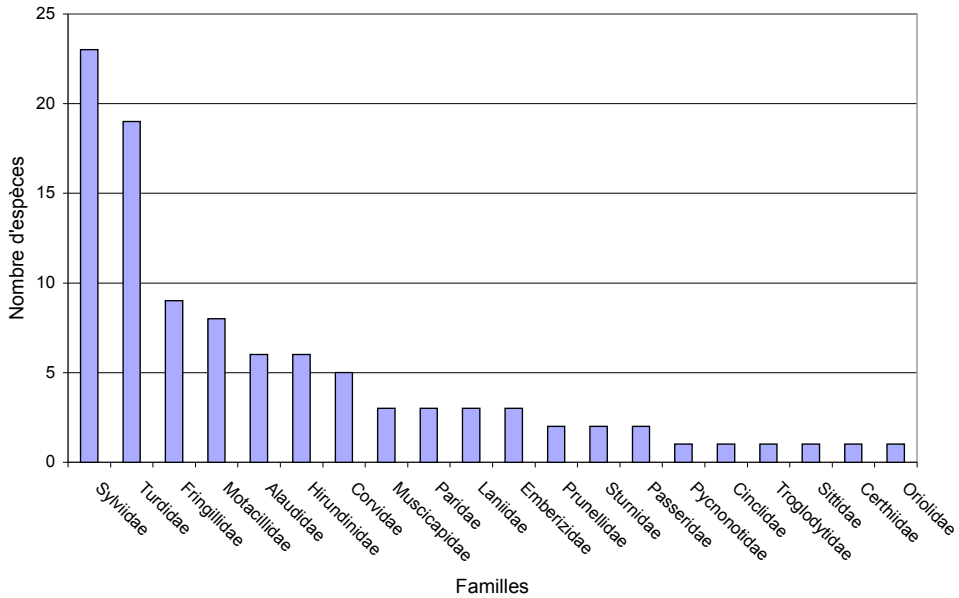


Figure 3: Nombre d'espèces par famille de Passeriformes au niveau du bassin versant de l'Oued Laou.

ainsi qu'un large éventail d'Arthropodes (surtout Insectes) qui constituent la base de leur alimentation.

Les Turdidés, espèces insectivores et frugivores de petite et moyenne taille, trouvent, en plus des conditions citées ci-dessus, des escarpements rocheux et des terrains dénudés qu'affectionnent un certain nombre d'espèces (Rougequeue noir *Phoenicurus ochruros*, Traquet rieur *Oenanthe leucura*, Monticoles bleu *Monticola solitarius* et de roche *M. saxatilis*) ainsi que des vergers qui leur assurent un supplément de nourriture qui s'ajoute à la grande variété de fruits produits par les arbres et arbustes naturels.

Les Charadriiformes présents au niveau de l'Oued Laou sont essentiellement des migrateurs et des hivernants dont l'abondance est d'ailleurs assez faible. En effet, seuls le Goéland leucophaée *Larus cachinnans* et le Goéland d'Audouin *Larus audouinii* ainsi que la Mouette rieuse *Larus ridibundus* fréquentent l'embouchure avec des effectifs pouvant atteindre plusieurs dizaines à quelques centaines d'individus, alors que toutes les autres espèces appartenant à cet ordre sont très peu représentées quantitativement.

Pour les Limicoles en particulier, l'embouchure de l'Oued Laou comme toutes les autres zones humides marocaines situées le long du littoral méditerranéen, ne présente pas un grand intérêt étant donné que le faible marnage en mer Méditerranée ne permet pas l'installation de zones intertidales, de steppes salées, de marais salants ou de pelouses humides assez étendues pour héberger des contingents importants d'oiseaux appartenant à ce groupe comme c'est le cas le long du rivage atlantique. Les effectifs qui fréquentent le lac de barrage de Talembote sont encore plus faibles.

Une variété de sites de reproduction favorables (escarpements et falaises abruptes, massifs forestiers relativement denses par endroits) et l'abondance des proies explique la présence simultanée d'un grand nombre de Rapaces aussi bien diurnes que nocturnes qui comptent une trentaine d'espèces appartenant à trois ordres (Accipitriformes, Falconiformes et Strigiformes). Notons, toutefois, l'absence de populations nicheuses de grands Rapaces charognards (Vautour fauve *Gyps fulvus*, Percnoptère d'Égypte *Neophron percnopterus* ou Gypaète barbu *Gypaetus barbatus*); absence qui ne peut être imputée à un empoisonnement par la strychnine puisque d'autres oiseaux entièrement (Grand Corbeau *Corvus corax*) ou partiellement (Aigle royal *Aquila chrysaetos*) charognards sont encore bien représentés dans le site.

La façade marine du bassin de l'Oued Laou est très riche en oiseaux marins hivernants et/ou migrateurs; plus de 20 espèces d'oiseaux peuvent y être observées assez régulièrement. En plus des éléments qui effectuent des déplacements réguliers entre la côte (zone de repos et de toilette) et le large (zone d'alimentation), s'ajoutent les pélagiques purs qui ne s'observent qu'au large de l'embouchure de l'Oued Laou.

Les Ciconiiformes sont représentés par 9 espèces dont 8 Ardéidés; mais il s'agit pour la plupart de visiteurs rares ou occasionnels qui ne sont pas réguliers au niveau du site.

Malgré la présence d'un lac de barrage (Talembote), les Ansériformes sont peu représentés aussi bien sur le plan spécifique (6 espèces de Canards) que quantitatif (les effectifs sont souvent dérisoires).

STATUTS PHÉNOLOGIQUES

Remarquons d'abord qu'une espèce donnée peut présenter plusieurs statuts phénologiques dans le même site si plusieurs populations le fréquentent. C'est ainsi que le Canard colvert *Anas platyrhynchos* par exemple s'observe toute l'année à Oued Laou et y niche; il est par conséquent nicheur sédentaire. Mais, durant la migration d'automne, de nouveaux contingents viennent grossir l'effectif de l'espèce; certains repartent aussitôt vers le Sud alors que d'autres restent pour hiverner. Le Canard colvert est donc, par conséquent, également hivernant et migrateur.

Au total, 122 espèces d'oiseaux se reproduisent plus ou moins régulièrement dans le bassin versant de l'Oued Laou (Tableau 2), dont 80 sont sédentaires et peuvent donc être observées toute l'année; les nicheurs migrateurs sont au nombre de 42 espèces qui ne sont présentes que durant la période de nidification.

En période hivernale, 76 espèces fréquentent le site; alors que 118 espèces peuvent être observées durant les passages migratoires.

C'est au sein des Passereaux que nous avons noté le plus grand nombre de reproducteurs; en effet, près des trois-quarts (73% des espèces) des représentants de cet ordre nichent de l'amont à l'aval du bassin dans divers types d'habitats.

Tableau 2. Statuts phénologiques des espèces par ordre d'oiseaux recensés dans le bassin de l'Oued Laou (NS: nicheur sédentaire; N: nicheur migrateur; H: hivernant; M: migrateur).

Ordres	NS	NM	H	M
Podicipédiformes			2	
Procellariiformes			4	4
Pelecaniformes			3	3
Ciconiiformes	1	2	2	7
Ansériformes	1		3	4
Accipitriformes	8	3	5	10
Falconiformes	3	2	2	4
Galliformes	1	1		1
Gruiformes	3		1	
Charadriiformes	3	1	26	38
Columbiformes	4	1		1
Cuculiformes		1		2
Strigiformes	4			2
Caprimulgiformes		2		2
Apodiformes		2		2
Coraciiformes	1	3		3
Piciformes	2			1
Passériformes	49	24	28	34
Total	80	42	76	118

Notons que, parmi les Passereaux, les familles des Sylviidés et des Turdidés présentent respectivement 15 et 14 espèces reproductrices, soit environ les deux tiers de leurs représentants respectifs dans le site de l'Oued Laou.

Parmi les Turdidés, la sous-espèce *seebohmi* du Traquet motteux *Oenanthe oenanthe* qui est endémique du Maroc et de l'Algérie n'a pu être retrouvée au cours de nos investigations alors qu'elle avait été rapportée dans la littérature.

Chez les Charadriiformes, 4 espèces seulement sur 46 recensées sont nicheuses.

STATUTS DE CONSERVATION

Afin d'évaluer l'importance du bassin versant de l'Oued Laou pour l'avifaune, nous avons identifié toutes les espèces patrimoniales présentant un statut de conservation reconnu aussi bien à l'échelle internationale que nationale; nous avons utilisé pour cela le classement des espèces tel qu'il a été défini dans le Plan Directeur des Aires Protégées du Maroc (A.E.F.C.S., 1995a).

Dans cet objectif, nous avons pris en considération les statuts phénologiques des espèces, car, pour certaines d'entre elles, c'est leur statut phénologique qui détermine leur valeur patrimoniale (Tableau 3). Le Héron pourpré *Ardea purpurea* par exemple

Tableau 3. Liste des espèces patrimoniales relevées au niveau de tout le bassin versant de l'Oued Laou.

<p>Les espèces endémiques ou d'importance internationale (8) Milan royal <i>Milvus milvus</i> Perdrix gambra <i>Alectoris barbara</i> Goéland d'Audouin <i>Larus audouinii</i> Pic de Levaiillant <i>Picus vaillantii</i> Phragmite aquatique <i>Acrocephalus paludicola</i> Rougequeue de Moussier <i>Phoenicurus moussieri</i> Hypolaïs obscur <i>Hippolaïs opaca</i> Gobemouche de l'Atlas <i>Ficedula speculigera</i></p>	<p>Les espèces rares à l'échelle nationale (15) Aigle royal <i>Aquila chrysaetos</i> Busard Saint-Martin <i>Circus cyaneus</i> Balbuzard pêcheur <i>Pandion haliaetus</i> Faucon émerillon <i>Falco columbarius</i> Mouette tridactyle <i>Rissa tridactyla</i> Sterne naine <i>Sterna albifrons</i> Sterne voyageuse <i>Sterna bengalensis</i> Grand-duc ascalaphe <i>Bubo ascalaphus</i> Martinet des maisons <i>Apus affinis</i> Cincle plongeur <i>Cinclus cinclus</i> Fauvette orphée <i>Sylvia hortensis</i> Monticole de roche <i>Monticola saxatilis</i> Tchagra à tête noire <i>Tchagra senegala</i> Tarin des aulnes <i>Carduelis spinus</i> Bec-croisé des sapins <i>Loxia curvirostra</i></p>
<p>Les espèces menacées à l'échelle nationale (3) Autour des palombes <i>Accipiter gentilis</i> Outarde canepetière <i>Tetrax tetrax</i> Lusciniole à moustaches <i>Acrocephalus melanopogon</i></p>	<p>Les espèces remarquables à l'échelle du Paléarctique occidental (4) Élanion blanc <i>Elanus caeruleus</i> Faucon crécerellette <i>Falco naumanni</i> Engoulevent à collier roux <i>Caprimulgus ruficollis</i> Bulbul des jardins <i>Pycnonotus barbatus</i></p>

est considéré comme espèce menacée à l'échelle nationale en tant qu'élément reproducteur, alors qu'il n'est que de passage à Oued Laou; il ne sera donc pas retenu dans l'évaluation ornithologique du site. Par contre, le Phragmite aquatique *Acrocephalus paludicola* ou le Faucon émerillon *Falco columbarius* qui ne sont que migrateurs ou hivernants rares représentent une valeur patrimoniale indéniable et une valeur ajoutée.

Au total, le bassin de l'Oued Laou abrite 30 espèces patrimoniales qui confère au site une grande valeur ornithologique; ceci sans tenir compte des sous-espèces endémiques qu'il héberge ou qu'il pourrait potentiellement héberger aussi et dont les plus intéressantes sont le Traquet motteux de Seeböhm *Oenanthe oenanthe seebohmi*, le Cincle plongeur *Cinclus cinclus minor*, le Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes kabyloorum*, le Grosbec casse-noyaux *Coccothraustes coccothraustes buvry*.

ZONATION AMONT-AVAL

L'avifaune du bassin de l'Oued Laou montre une structure typologique amont-aval très nette, en relation avec l'étagement de la végétation et des habitats. Rappelons que nous avons identifié trois entités géomorphologiques se succédant de l'amont vers l'aval.

Pour illustrer la zonation altitudinale du peuplement d'oiseaux du bassin versant de l'Oued Laou, nous nous sommes limités à la répartition des seules espèces patrimoniales à travers les trois entités géomorphologiques se succédant de l'amont vers l'aval (Tableau 4).

Parmi toutes les espèces patrimoniales identifiées au niveau du bassin versant de l'Oued Laou, seule la Perdrix gabra *Alectoris barbara* a été relevée simultanément dans les trois entités géomorphologiques.

Par ailleurs, chacun des trois secteurs du bassin abrite un certain nombre d'espèces d'oiseaux caractéristiques; ainsi, le Milan royal *Milvus milvus*, l'Aigle royal *Aquila chrysaetos*, le Pic de Levaillant *Picus vaillantii*, le Monticole de roche *Monticola saxatilis*, le Gobemouche de l'Atlas *Ficedula speculigera* et le Bec-croisé des sapins *Loxia curvirostra* ne se rencontrent qu'au-delà de 1000 m d'altitude, région couverte par des massifs forestiers relativement denses (sapinière, cédraie, chênaie et pinède) et où quelques hautes falaises abritent l'Aigle royal et le Monticole de roche. Notons que 40 espèces aviennes ont été relevées à travers ce secteur de la haute et moyenne montagne.

Le piémont, avec sa forêt de Thuya, ses nombreux escarpements rocheux et ses gorges ainsi que sa ripisylve et ses vergers, s'est avéré le plus riche de tout le bassin avec environ 90 espèces d'oiseaux. Celles qui sont patrimoniales et exclusives à cette entité géomorphologique sont: l'Elanion blanc *Elanus caeruleus*, l'Autour des palombes *Accipiter gentilis*, les Faucons crécerellette *Falco naumanni* et émerillon *F. columbarius*, l'Outarde canepetière *Tetrax tetrax*, le Grand-Duc ascalaphe *Bubo ascalaphus*, l'Engoulevent à collier roux *Caprimulgus ruficollis*, le Martinet des maisons *Apus affinis* et le Rougequeue de Moussier *Phoenicurus moussieri*.

Tableau 4. Liste des espèces patrimoniales relevées au niveau de chacune des principales entités géomorphologiques que présente le bassin versant de l'Oued Laou.

Nom français	Nom scientifique	Haute et moyenne montagne	Collines du piémont	Plaine et littoral marin
Elanion blanc	<i>Elanus caeruleus</i>		+	
Milan royal	<i>Milvus milvus</i>	+		
Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>			+
Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>		+	
Aigle royal	<i>Aquila chrysaetos</i>	+		
Balbuzard pêcheur	<i>Pandion haliaetus</i>			+
Faucon crécerellette	<i>Falco naumanni</i>		+	
Faucon émerillon	<i>Falco columbarius</i>		+	
Perdrix gabra	<i>Alectoris barbara</i>	+	+	+
Outarde canepetière	<i>Tetrax tetrax</i>		+	
Mouette tridactyle	<i>Rissa tridactyla</i>			+
Goéland d'Audouin	<i>Larus audouinii</i>			+
Sterne voyageuse	<i>Sterna bengalensis</i>			+
Sterne naine	<i>Sterna albifrons</i>			+
Grand-Duc ascalaphe	<i>Bubo ascalaphus</i>		+	
Engoulevent à collier roux	<i>Caprimulgus ruficollis</i>		+	
Martinet des maisons	<i>Apus affinis</i>		+	
Pic de Levaillant	<i>Picus vaillantii</i>	+		
Cinacle plongeur	<i>Cinclus cinclus</i>	+	+	
Rougequeue de Moussier	<i>Phoenicurus moussieri</i>		+	
Monticole de roche	<i>Monticola saxatilis</i>	+		
Lusciniolle à moustaches	<i>Acrocephalus melanopogon</i>			+
Phragmite aquatique	<i>Acrocephalus paludicola</i>			+
Hypolaïs obscur	<i>Hippolais opaca</i>	+	+	
Fauvette orphée	<i>Sylvia hortensis</i>	+	+	
Gobemouche de l'Atlas	<i>Ficedula speculigera</i>	+		
Bulbul des jardins	<i>Pycnonotus barbatus</i>		+	+
Tchagra à tête noire	<i>Tchagra senegala</i>			+
Tarin des aulnes	<i>Carduelis spinus</i>	+	+	
Bec-croisé des sapins	<i>Loxia curvirostra</i>	+		

La plaine (avec ses nombreux champs cultivés, sa tamariçaise, sa végétation aquatique émergente et sa plage) ainsi que sa frange de littoral marin est assez riche en oiseaux également (quelque 70 espèces); les plus intéressantes espèces qui ne se rencontrent que dans ce secteur sont: le Busard Saint-Martin *Circus cyaneus*, le Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus*, la Mouette tridactyle *Rissa tridactyla*, le Goéland d'Audouin *Larus*

audouinii, les Sternes voyageuse *Sterna bengalensis* et naine *S. albifrons*, la Lusciniole à moustaches *Acrocephalus melanopogon* et le Tchagra à tête noire *Tchagra senegala*.

CONCLUSIONS

L'avifaune du bassin versant de l'Oued Laou s'est avérée très riche et diversifiée; cette richesse et cette diversité trouvent leurs origines dans la richesse et la diversité des paysages et des habitats que présente ce bassin à l'intérieur d'une superficie relativement réduite.

Il faut aussi souligner que le site connaît actuellement une remontée biologique dans la majorité des secteurs forestiers aussi bien à basse altitude qu'au niveau des sommets et que, d'autre part, l'élevage des caprins aux effets néfastes sur les écosystèmes forestiers présente une tendance à la réduction.

Les plus importantes particularités de l'avifaune du bassin de l'Oued Laou résident, d'une part, dans la proportion importante d'oiseaux reproducteurs par rapport à la richesse totale (122 espèces nicheuses pour un total de 225 oiseaux) et, d'autre part, dans le nombre d'espèces de Rapaces rencontrés dans le site.

Une autre particularité, et non la moindre, réside dans le mélange singulier au sein de l'avifaune du bassin versant d'éléments typiquement terrestres et d'oiseaux aquatiques, marins voire pélagiques.

Ces particularités font du bassin versant de l'Oued Laou un site potentiel pour le développement éventuel d'une activité éco-touristique qui pourrait avoir des retombées socio-économiques non négligeables sur la région et ses habitants. Ce qui pourrait, à terme, réduire l'impact d'un certain nombre de pratiques humaines néfastes comme les coupes de végétation, le défrichage, le surpâturage.

Notons qu'une activité éco-touristique peut être facilement intégrée dans le plan de gestion prévu pour le parc national de Talassemtane dont une grande partie du bassin de l'Oued Laou fait partie (A.E.F.C.S. 1995b).

BIBLIOGRAPHIE

- A.E.F.C.S. (Administration des Eaux et Forêts et de la Conservation des Sols). 1995a. Plan directeur des aires protégées du Maroc. Vol. 1 Les écosystèmes marocains et la situation de la flore et de la faune. *Montpellier: BCEOM- SECA*.
- A.E.F.C.S. (Administration des Eaux et Forêts et de la Conservation des Sols). 1995b. Parc Naturel de Talassemtane. Plan directeur d'aménagement et de gestion. 2 Vol. *Montpellier: BAD/ BCEOM- SECA*.
- BEAUBRUN P.-C. 1993. Aires protégées du Maroc. Prospection littorale IV Agadir-Tanger-Emb. O. Moulouya. Mission 3 du 10 mai au 20 juin 1993. *Montpellier: BCEOM/SECA*.

- BERNIS F. 1980. La migración de las aves en el estrecho de Gibraltar (epoca postnuptial). I Aves planeadoras. *Madrid: Universidad complutense de Madrid.*
- FINLAYSON C. 1992. Birds of the Strait of Gibraltar. *London: T. & A.D. Poyser.*
- IRBY L.H. 1875. The Ornithology of the Straits of Gibraltar. *London: Taylor & Francis.*
- LYNES H. 1924. An Ornithological visit to NW. Morocco (Spanish Province of Yebala). *Novitates Zoologicae* 31: 49-103.
- De NAUROIS R. 1961. Recherches sur l'avifaune de la côte atlantique du Maroc, du détroit de Gibraltar aux îles de Mogador (1^{ère} partie). *Alauda* 29: 241-259.
- PINEAU J & GIRAUD-AUDINE M. 1979. Les oiseaux de la péninsule Tingitane. Bilan des connaissances actuelles. *Trav. Inst. Sci. Chérifien ser. Zool.* 38: 1-147.
- TELLERIA J.L. 1981. La migración de las aves en el estrecho de Gibraltar (epoca postnuptial). II Aves no planeadoras. *Madrid: Universidad Complutense Madrid.*
- THÉVENOT M., VERNON R. & BERGIER P. 2003. The Birds of Morocco. *BOU Checklist Series n° 20.*
- VALVERDE J.A. 1955. Aves de Marruecos español en julio. *Ardeola* 2: 87-114.
- VALVERDE J.A. 1956. Aves de Marruecos español en julio. *Ardeola* 2: 213-240.
- VAUCHER H. & VAUCHER A. 1915. Liste des Oiseaux observés au Maroc de 1884 à 1914. *Revue française d'ornithologie* 4: 94-96; 107-111; 134-137.

Richesse et typologie aviaire de la région Nord-Ouest de la Tunisie

N. Hamdi & F. Charfi

Unité de Recherche de Biologie Animale et Systématique Évolutive
Faculté des Sciences de Tunis
2092 Manar II, Tunisie

* Corresponding author: f.charfi@fst.rnu.tn

La région Nord-Ouest de la Tunisie est présumée être stratégiquement importante pour la conservation de l'avifaune tunisienne et méditerranéenne. Ainsi, un inventaire de l'ensemble des espèces d'oiseaux de cette région, scientifiquement mal étudiée et dépourvue de mesures de protection, a été élaboré en période de reproduction. Les résultats obtenus montrent une richesse spécifique et une densité plus élevées dans les biotopes anthropisés que dans les biotopes naturels et semi-naturels. Par ailleurs, une continuité spatiale de la composition de l'avifaune a été mise en évidence.

Mots clés: Tunisie, avifaune, richesse spécifique, densité, similarité

The North-Western region of Tunisia is presumed to be strategically important for the conservation of birds in Tunisian and Mediterranean regions. However, this complex was ornithologically poorly known and lacking protection measures. An ornithological survey of species inhabiting this region was performed in the breeding period. Results have shown a higher specific richness and density in anthropic biotopes than in semi-natural and natural ones. An evident spatial continuity in the composition of avifauna has been underlined between these biotopes.

Key words: Tunisia, avifauna, richness species, density, similarity

Introduction	162
Matériel et Méthodes	163
Site d'étude	163
Recensements des oiseaux	164
Analyse écologique: richesse spécifique, densité, statut reproducteur, statut de constance, diagramme de similarité	164

Resultats	165
Caractérisation du milieu.	165
Représentation générale de la communauté avienne	165
Distribution géographique	170
Affinité coenotique.	171
Discussion	172
Remerciements	173
Bibliographie	174

INTRODUCTION

Les oiseaux des massifs forestiers, notamment dans la région méditerranéenne, ont fait l'objet d'innombrables études académiques (Blondel, 1982; Rocamora, 1987; Moali, 1999). Cependant, les inventaires ornithologiques, relatifs à ces écosystèmes en Tunisie, sont rares et s'intègrent plutôt dans un cadre général (Whitaker, 1905; Heim de Balsac *et al.*, 1955a, 1955b; Thomsen & Jacobsen, 1979). Les résultats enregistrés sont le plus souvent des listes, des estimations semi-qualitatives de la taille des populations et des renseignements sur la migration avec une absence quasi-totale d'informations sur la caractérisation avienne des biotopes.

Mise à part sa position géographique favorable à l'échange des oiseaux migrateurs entre les deux continents, européen et africain, la forêt méditerranéenne est capitale par son hétérogénéité spatiale pour l'accueil des oiseaux (Lavauden, 1924). En effet, elle s'interfère, dans sa plus grande partie, avec d'autres écosystèmes à savoir les écosystèmes côtiers, forestiers de plaines, forestiers de montagnes, lacustres, rupicoles et agroécosystèmes (Benyakoub & Chabi, 2000). Ce qui lui octroie une prééminence de la diversité typologique régionale et de la complexité physionomique locale, essentielles pour l'abondance et la disponibilité des ressources en premier lieu et le maintien d'une richesse avienne importante en second lieu (Baudry, 1982).

Les critères des oiseaux pour sélectionner un habitat approprié sont déterminés biologiquement ou encore influencés par le milieu environnemental (Wiens, 1989; Drickmer *et al.*, 1996). En effet, les facteurs écologiques déterminants de la distribution des associations d'oiseaux sont principalement le couvert végétal, la structure physiographique, les ressources, la compétition et la présence d'espèces congénériques (Cody, 1985). Ces facteurs s'avèrent être eux-mêmes sous l'action combinée des perturbations et des changements du paysage que l'homme pourrait exercer sur l'écosystème.

Dans la région méditerranéenne, d'une façon générale et dans la région Nord-Ouest de la Tunisie, d'une façon particulière, l'écosystème forestier et les oiseaux qui y sont inféodés n'ont cessé de subir de fortes pressions tout au long de ce siècle. Le surpâturage, le défrichement pour la collecte de bois, l'extension des champs de culture contribuent activement à la réduction des habitats favorables aux oiseaux. Par ailleurs, la bâtisse des retenues d'eau, au sein des forêts, participe amplement à la fragmentation des habitats des oiseaux nicheurs (Classens, 2001).

C'est dans le souci d'évaluer la richesse ornithologique et en vue d'une meilleure approche pour la conservation des biotopes du Nord-Ouest tunisien que nous avons entrepris cette étude ornithologique. Elle vise l'influence de la physiographie végétale et le degré d'anthropisation sur certains paramètres écologiques pouvant déterminer l'organisation spatiale du peuplement des oiseaux de cette région. Le degré de similitude dans la composition avienne des divers biotopes forestiers a été aussi analysé.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site d'étude

La région d'étude, située entre 36°56' N, 8°43' E et 37°15' N, 8°43' E, est dominée par la chaîne tellienne Mogod-Nefza-Kroumirie et recouvre une grande partie de l'unité structurale qui s'étend entre les villes de Tabarka et Bizerte (Figure 1). Le



Figure1. Position géographique de la région d'étude.

milieu reçoit les plus fortes précipitations du pays atteignant 1200 mm/an. La température annuelle moyenne y est de 16 °C. Ces données climatiques permettent de placer la région dans l'étage bioclimatique humide à hiver chaud sur la côte et à hiver tempéré sur les hauteurs. Par ailleurs, le sol est constitué de conglomérats appartenant majoritairement au Miocène et prenant naissance sur des matériaux originels caractéristiques des roches sédimentaires. Sur les côtes, l'abrasion éolienne des grès oligocènes a donné naissance à des sables qui s'accumulent en systèmes dunaires successifs dans les dépressions (Meat, 1995).

Recensements des oiseaux

Pour l'estimation des paramètres écologiques relatifs à la communauté aviaire, nous avons adopté la méthode semi-quantitative des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P.). Cette approche permet la mesure de la richesse spécifique et la probabilité d'occurrence de chaque espèce à l'échelle régionale et à l'échelle sectorielle (Blondel, 1975). Les recensements sont menés en période de reproduction (avril-juin) durant deux années consécutives 2004 et 2005 à raison de 15 points d'écoute par biotope. Tous les oiseaux, cantonnés sur un rayon de 50 m dans le champ de l'observateur, sont recensés au bout d'une séance de 20 min. Dans chaque station, les espèces sont inventoriées à partir de leurs manifestations vocales et/ou visuelles. Les points d'écoute sont réalisés à partir de 6 h du matin jusqu'à midi, et ce dans les conditions d'application requises (temps clair, absence de gêne sonore, accessibilité du terrain et identification certaine des espèces). La distance entre deux points d'écoute est le plus souvent supérieure à 300 m.

Analyse écologique

Richesse spécifique: Ce paramètre exprime le nombre total d'espèces d'oiseaux relatif à l'ensemble de la région (richesse spécifique régionale RSR) ou à chaque biotope (richesse spécifique sectorielle RSS). Pour la détermination de RSR, nous avons eu recours à des observations supplémentaires afin d'identifier les oiseaux nocturnes, discrets et/ou rares.

Densité: Elle correspond au nombre d'individus par relevé qui correspond à une superficie de 7850 m² sachant que les oiseaux sont cantonnés sur un rayon de 50 m. La densité est soit régionale (DR), soit sectorielle (DS).

Statut reproducteur (SR): Pour l'étude de ce paramètre, la classification de Lheritier (1975) est retenue. Elle subdivise les oiseaux estivants en trois catégories: espèces estivantes non nicheuses (présentes mais sans indices de nidification), espèces nicheuses probables (défenses de territoires, parades et démonstration) et espèces nicheuses certaines (juvéniles non volants, transport de matériaux de construction des nids, nids vides et nids garnis).

Statut de constance (SC): Nous avons opté pour la méthode de Frochot (1971) qui consiste à classer les oiseaux recensés en trois groupes d'après la régularité de leur

présence dans l'échantillonnage; espèces constantes (présentes dans plus de 50% des relevés), espèces accessoires (25 à 50%) et espèces rares (< 25%).

Diagramme de similarité: Pour l'analyse de la similarité ornithologique interbiotopes, nous avons opté pour les distances métriques euclidiennes avec liaison complète. Pour ce faire, le logiciel Statistica 6.0 a été utilisé.

RÉSULTATS

Caractérisation du milieu

Suivant la physiographie végétale et le degré d'anthropisation, 3 milieux et 6 biotopes sont retenus dans cette étude. Le premier milieu groupe les biotopes semi-naturels tels que les cours d'eau et les ripisylves (B1), ainsi que les rivages marins et les zones humides lacustres (B2). Le deuxième est composé de biotopes naturels à savoir les forêts (B5) et les maquis (B6). Nous avons également retenu un troisième milieu incluant les biotopes anthropisés étant donné qu'ils occupent une grande superficie, mis à part leur importance dans la détermination de l'impact de l'artificialisation sur les populations aviennes. Il s'agit des pelouses artificielles et des terrains agricoles (B3) et des zones urbanisées (B4).

Représentation générale de la communauté avienne

Les investigations ornithologiques, menées dans la région Nord-Ouest de la Tunisie pendant les périodes de reproduction 2004 et 2005, ont montré, à l'échelle régionale, une densité de 22,81 ind/relevé et une richesse spécifique de 82 espèces appartenant à 11 ordres et 32 familles. Parmi ces espèces, 50 sont nicheuses dont 39 à nidification certaine et 11 à nidification probable. Les 32 autres espèces, estivantes non nicheuses, ont été relevées durant toute la période de reproduction mais n'ont montré aucun indice de nidification. La liste complète des espèces, des ordres, des familles, ainsi que leurs statuts spécifiques sont consignés dans le Tableau 1.

L'analyse de la distribution systématique prouve que la région explorée est essentiellement fréquentée par l'ordre des Passériformes. En effet, les 4 ordres dominants (Tableau 2) par ordre d'importance décroissant, notamment en terme de densité, sont les Passériformes (16 familles, 55 espèces, et 12,55 ind/relevé), les Apodiformes (1 famille, 3 espèces et 5,74 ind/relevé), les Charadriiformes (2 familles, 4 espèces 1,70 ind/relevé) et les Columbiformes (1 famille, 5 espèces et 1,37 ind/relevé). La primauté de la densité des passereaux vis à vis des autres groupes pourrait être justifiée par les effectifs culminants de 7 espèces également communes, à l'échelle tunisienne et méditerranéenne, et qui forment plus de 61% de la densité régionale. Il s'agit d'une part des espèces anthropophiles (Hirondelle rustique *Hirundo rustica* avec 5,33 ind/relevé et Moineau espagnol *Passer hispaniolensis* avec 1,35 ind/relevé) exploitant les ressources des zones anthropisées et d'autre part des espèces forestières des strates inférieures

Tableau 1. Représentation générale de la communauté des oiseaux du Nord-Ouest tunisien durant les périodes de reproduction 2004 et 2005. Cours d'eau et ripisylves (B1); Rivages marins et zones humides lacustres (B2); Pelouses et terrains agricoles (B3); Zones urbaines (B4); Forêts (B5); Maquis (B6). ***: espèces constantes; ** espèces accessoires; * espèces accidentelles ou rares. (1) espèces estivantes non nicheuses; (2) espèces nicheuses probables; (3): espèces nicheuses certaines.

Noms français	Noms scientifiques	Constance	Statut reproducteur	Effectifs					
				B1	B2	B3	B4	B5	B6
Passériformes									
Sylviidae									
Locustelle lusciniôide	<i>Locustella luscinioides</i>	*	(2)	0	1	0	0	0	0
Hypolaïs obscur	<i>Hippolaïs opaca</i>	*	(3)	0	11	0	3	1	0
Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>	***	(2)	0	3	1	1	6	11
Fauvette mélanocéphale	<i>Sylvia melanocephala</i>	***	(3)	0	9	4	5	8	21
Fauvette orphée	<i>Sylvia hortensis</i>	**	(3)	0	1	0	1	0	0
Fauvette passerinette	<i>Sylvia cantillans</i>	*	(1)	0	0	0	0	0	1
Pouillot de Bonelli	<i>Phylloscopus bonelli</i>	*	(2)	0	6	0	0	4	3
Rousserolle effarvatte	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	*	(1)	1	0	0	0	0	0
Rousserolle turdoïde	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	*	(1)	2	0	0	0	0	0
Bouscarle de cetti	<i>Cettia cetti</i>	*	(3)	0	1	0	0	0	0
Fauvette grisette	<i>Sylvia communis</i>	*	(1)	0	0	0	1	1	0
Fringillidae									
Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>	***	(3)	0	0	11	7	26	4
Serin cini	<i>Serinus serinus</i>	***	(3)	3	3	6	5	27	14
Linotte mélodieuse	<i>Carduelis cannabina</i>	*	(2)	0	0	0	0	2	0
Chardonneret élégant	<i>Carduelis carduelis</i>	*	(1)	0	0	1	0	0	0
Verdier d'Europe	<i>Carduelis chloris</i>	***	(3)	0	4	9	5	28	16
Bec-croisé des sapins	<i>Loxia curvirostra</i>	*	(3)	0	0	0	0	1	0
Muscicapidae									
Rossignol philomèle	<i>Luscinia megarhynchos</i>	**	(3)	0	7	0	0	6	3
Agrobate roux	<i>Cercotrichas galactotes</i>	*	(2)	0	0	1	2	0	0
Tarier pâtre	<i>Saxicola torquatus</i>	*	(2)	0	0	2	1	0	0
Rouge-queue de moussier	<i>Phoenicurus moussieri</i>	*	(1)	0	1	5	0	4	3
Traquet oreillard	<i>Oenanthe hispanica</i>	*	(1)	0	0	1	0	0	0
Traquet motteux	<i>Oenanthe oenanthe</i>	*	(1)	0	0	1	0	0	1
Rougegorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>	*	(1)	0	0	0	1	6	0
Alaudidae									
Alouette lulu	<i>Lullula arborea</i>	*	(2)	1	0	0	0	0	0
Alouette des champs	<i>Alauda arvensis</i>	***	(3)	0	0	2	0	0	0
Cochevis Thèkla	<i>Galerida theklae</i>	*	(1)	0	0	1	0	0	0
Cochevis huppé	<i>Galerida cristata</i>	*	(2)	0	0	5	1	0	0

Noms français	Noms scientifiques	Constance	Statut reproducteur	Effectifs						
				B1	B2	B3	B4	B5	B6	
Alouette calandrelle	<i>Calandrella brachydactyla</i>	*	(1)	0	0	2	0	0	0	
Hirundinidae										
Hirondelle de fenêtre	<i>Delichon urbicum</i>	*	(1)	0	0	0	18	0	0	
Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>	***	(3)	1	32	155	260	18	14	
Turdidae										
Merle noir	<i>Turdus merula</i>	***	(3)	0	6	4	4	18	12	
Monticole bleu	<i>Monticola solitarius</i>	*	(3)	2	0	0	0	0	0	
Motacillidae										
Pipit rousseline	<i>Anthus campestris</i>	*	(1)	1	0	0	0	0	0	
Bergeronnette printanière	<i>Motacilla flava</i>	*	(3)	1	4	0	0	0	0	
Muscicapidae										
Gobemouche gris	<i>Muscicapa striata</i>	*	(3)	0	0	0	0	17	1	
Passeridae										
Moineau soulcie	<i>Petronia petronia</i>	*	(1)	0	0	0	1	0	0	
Moineau espagnol	<i>Passer hispaniolensis</i>	***	(3)	0	1	27	86	5	3	
Moineau domestique	<i>Passer domesticus</i>	*	(1)	0	0	1	0	0	0	
Emberizidae										
Bruant proyer	<i>Emberiza calandra</i>	*	(3)	0	0	2	0	0	0	
Bruant fou	<i>Emberiza cia</i>	*	(1)	0	0	0	0	1	0	
Sturnidae										
Etourneau unicolore	<i>Sturnus unicolor</i>	***	(3)	0	0	4	35	0	3	
Cisticolidae										
Cisticole des joncs	<i>Cisticola juncidis</i>	**	(3)	0	2	0	0	0	0	
Paridae										
Mésange bleue	<i>Cyanistes caeruleus</i>	***	(3)	0	1	2	2	12	2	
Mésange noire	<i>Periparus ater</i>	*	(1)	0	0	0	0	0	1	
Laniidae										
Pie grièche méridionale	<i>Lanius meridionalis</i>	**	(1)	0	0	1	1	0	0	
Pie grièche à tête rousse	<i>Lanius senator</i>	***	(3)	0	2	5	0	3	7	
Corvidae										
Grand corbeau	<i>Corvus corax</i>	*	(3)	0	0	2	9	1	0	
Pycnonotidae										
Bulbul des jardins	<i>Pycnonotus barbatus</i>	*	(2)	0	0	0	4	0	0	
Apodiformes										
Apodidae										
Martinet noir	<i>Apus apus</i>	*	(1)	1	0	15	38	0	0	
Martinet pâle	<i>Apus pallidus</i>	***	(3)	1	45	150	208	17	21	
Martinet des maisons	<i>Apus affinis</i>	*	(3)	0	0	0	21	0	0	

Noms français	Noms scientifiques	Constance	Statut reproducteur	Effectifs					
				B1	B2	B3	B4	B5	B6
Coraciiformes									
Meropidae									
Guêpier d'Europe	<i>Merops apiaster</i>	***	(3)	2	8	10	16	0	22
Coraciidae									
Rollier d'Europe	<i>Coracias garrulus</i>	*	(1)	0	0	0	0	1	0
Upudidae									
Huppe fasciée	<i>Upupa epops</i>	**	(1)	0	1	3	0	0	0
Alcedinidae									
Martin pêcheur d'Europe	<i>Alcedo atthis</i>	*	(1)	1	0	0	0	0	0
Columbiformes									
Columbidae									
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	*	(1)	0	0	0	6	0	0
Pigeon biset	<i>Columba livia</i>	**	(3)	0	0	9	44	1	0
Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i>	**	(3)	0	0	1	1	2	0
Tourterelle turque	<i>Streptopelia decaocto</i>	***	(3)	0	2	0	9	19	8
Tourterelle maillée	<i>Streptopelia senegalensis</i>	***	(3)	1	1	8	5	4	3
Galliformes									
Phasianidae									
Perdrix gabra	<i>Alectoris barbara</i>	*	(3)	0	0	9	0	0	0
Strigiformes									
Strigidae									
Chouette chevêche	<i>Athene noctua</i>	*	(3)	0	0	0	1	1	0
Grand-duc du désert	<i>Bubo ascalaphus</i>	*	(1)	0	0	0	0	1	0
Tytonidae									
Chouette effraie	<i>Tyto alba</i>	*	(3)	0	0	0	0	1	0
Falconiformes									
Accipitridae									
Milan noir	<i>Milvus migrans</i>	*	(2)	3	0	5	1	0	0
Aigle botté	<i>Hieraetus pennatus</i>	*	(1)	0	0	0	0	1	0
Falconidae									
Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus</i>	*	(1)	0	0	1	0	0	0
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	*	(2)	0	0	1	0	0	0
Faucon lanier	<i>Falco biarmicus</i>	*	(1)	1	0	1	0	0	0
Ciconiiformes									
Ardeidae									
Aigrette garzette	<i>Egretta garzetta</i>	*	(1)	0	2	0	0	0	0
Héron garde-boeufs	<i>Bubulcus ibis</i>	*	(3)	2	2	16	0	0	0
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	*	(1)	0	2	0	0	0	0

Noms français	Noms scientifiques	Constance	Statut reproducteur	Effectifs									
				B1	B2	B3	B4	B5	B6				
Podicipédiformes													
Podicipedidae													
Grèbe à cou noir	<i>Podiceps nigricollis</i>	*	(3)	2	0	0	0	0	0	0			
Grèbe castagneux	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	*	(3)	1	0	0	0	0	0	0			
Grèbe huppé	<i>Podiceps cristatus</i>	*	(3)	5	0	0	0	0	0	0			
Gruiformes													
Rallidae													
Foulque macroule	<i>Fulica atra</i>	*	(3)	3	0	0	0	0	0	0			
Poule d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>	*	(3)	1	2	0	0	0	0	0			
Charadriiformes													
Laridae													
Goéland leucophée	<i>Larus michaelis</i>	**	(1)	89	37	0	13	0	0	0			
Goéland d'Audouin	<i>Larus audouinii</i>	*	(1)	2	0	0	0	0	0	0			
Mouette rieuse	<i>Larus ridibundus</i>	*	(1)	3	0	0	0	0	0	0			
Charadriidae													
Gravelot à collier interrompu	<i>Charadrius alexandrinus</i>	**	(3)	9	0	0	0	0	0	0			

Tableau 2. Structure des groupes fonctionnels de la communauté des oiseaux du Nord-Ouest tunisien durant les périodes de reproduction 2004 et 2005. RSR: richesse spécifique régionale; A: abondance; D: densité (ind/relevé); AR: abondance relative.

Ordres	Familles	RSR	A	D	AR (%)
Passeriformes	16	49	1130	12,55	55,01
Apodiformes	1	3	517	5,74	25,16
Coraciiformes	4	4	64	0,71	3,11
Columbiformes	1	5	124	1,37	6,00
Galliformes	1	1	9	0,10	0,43
Strigiformes	2	3	4	0,04	0,00
Falconiformes	2	5	14	0,15	0,65
Ciconiiformes	1	3	24	0,26	0,01
Podicipédiformes	1	3	8	0,08	0,00
Gruiformes	1	2	6	0,06	0,26
Charadriiformes	2	4	153	1,70	7,45
Totaux	32	82	2053	22,81	100

(Pinson des arbres *Fringilla coelebs* avec 0,53 ind/relevé, Fauvette mélanocéphale *Sylvia melanocephala* avec 0,52 ind/relevé et Merle noir *Turdus merula* avec 0,48 ind/re-

levé) et des strates supérieures (Verdier d'Europe *Carduelis chloris* avec 0,68 ind/relevé et Serin cini *Serinus serinus* avec 0,64 ind/relevé).

Distribution géographique

A la lumière du Tableau 3, un effet du degré d'anthropisation est mis en évidence. En effet, les 2/3 environ de la communauté des oiseaux (50 espèces, soit 60,97% de la richesse spécifique globale) fréquentent les biotopes anthropisés avec 38 et 34 espèces respectivement au niveau des pelouses et terrains agricoles, et des zones urbaines. Cependant, les richesses spécifiques sectorielles des biotopes des milieux semi-naturels et naturels sont de l'ordre de 25 espèces dans les cours d'eau et les ripisylves et 22 espèces dans les maquis (Tableau 3).

La distribution de certaines espèces est limitée à un habitat spécifique. En effet, les oiseaux d'eau nichent exclusivement au niveau des zones humides tels que les Grèbes dans les barrages, les Poules d'eau *Gallinula chloropus* et les Foulques macroules *Fulica atra* dans les roselières limitant les étangs d'eau saumâtre peu profonds et les Gravelots à collier interrompu *Charadrius alexandrinus* dans les plages sableuses et les champs dunaires. Néanmoins, d'autres espèces sont communes à la majorité des milieux et des biotopes de la région Nord-Ouest de la Tunisie. Parmi ces espèces, le Rossignol philomèle *Luscinia megarhychos*, la Fauvette mélanocéphale *Sylvia melanocephala*, la Fauvette à tête noire *Sylvia atricapilla*, la Mésange bleue *Cyanistes caeruleus*, la Tourterelle turque *Streptopelia decaocto* et la Tourterelle maillée *Streptopelia senegalensis*.

Les valeurs les plus élevées des densités sectorielles sont enregistrées dans les habitats anthropisés avec 55,06 ind/relevé au niveau des zones urbaines et 32,26 ind/relevé au niveau des pelouses artificielles et des terrains agricoles.

Parmi les 30 espèces communes aux différents milieux, les densités sectorielles relatives à 21 espèces sont en moyenne 2 fois plus importantes dans les biotopes anthropisés que dans les biotopes naturels et semi-naturels réunis. Ainsi, le premier impact probable des actions anthropiques et de la fragmentation des habitats est une concentration des oiseaux, notamment des Passériformes au niveau des biotopes anthropisés que l'on

Tableau 3. Organisation spatiale de la communauté des oiseaux du Nord-Ouest tunisien durant les périodes de reproduction 2004 et 2005. Cours d'eau et ripisylves (B1); Rivages marins et zones humides lacustres (B2); Pelouses et terrains agricoles (B3); Zones urbaines (B4); Forêts (B5); Maquis (B6). RSS: richesse spécifique sectorielle; DS: densité sectorielle (ind/relevé); RSR: richesse spécifique régionale; DR: densité régionale (ind/relevé).

Biotopes	B1	B2	B3	B4	B5	B6
Relevés	15	15	15	15	15	15
RSS	25	28	38	34	31	22
DS	9,26	13,13	32,26	55,06	16,2	11,6
RSR	82					
DR (ind/relevé)	22,81					

peut considérer comme des milieux insulaires au sein de la forêt naturelle. L'accroissement des densités spécifiques au niveau de ces biotopes insulaires se traduit par une répartition plus homogène des territoires. En effet, pour les espèces communes aux trois types de milieux, une densité d'environ 5 ind/relevé est enregistrée dans les milieux naturels et semi-naturels laissant de vastes secteurs inoccupés. Cependant, dans les milieux anthropisés, la densité est supérieure à 12 ind/relevé; ce qui indique une occupation quasi-totale de l'espace disponible. Cette occupation peut aussi conduire à l'accroissement de la compétition interspécifique et la modification du partage de l'espace. En effet, plusieurs espèces communes dans les milieux anthropiques sont des espèces grégaires et ubiquistes et donc très compétitives telles que le Moineau espagnol *Passer hispaniolensis*, l'Hirondelle rustique *Hirundo rustica*, le Martinet pâle *Apus pallidus*, etc.

Affinité coenotique

En se basant sur le diagramme de similarité qui tient compte uniquement de la présence et de l'absence des espèces, nous avons enregistré que les différents biotopes partagent un grand nombre d'espèces, particulièrement celles appartenant aux Sylvii-dés (Fauvette à tête noire *Sylvia atricapilla* et Fauvette mélanocéphale *Sylvia melanocephala*), aux Fringillidés (Pinson des arbres *Fringilla coelebs*, Serin cini *Serinus serinus* et Verdier d'Europe *Carduelis chloris*), aux Turdidés (Merle noir *Turdus merula* et Rougegorge familier *Erithacus rubecula*) et aux Columbидés (Tourterelle maillée *Streptopelia senegalensis*, Tourterelle turque *Streptopelia decaocto* et Pigeon biset *Columba livia*).

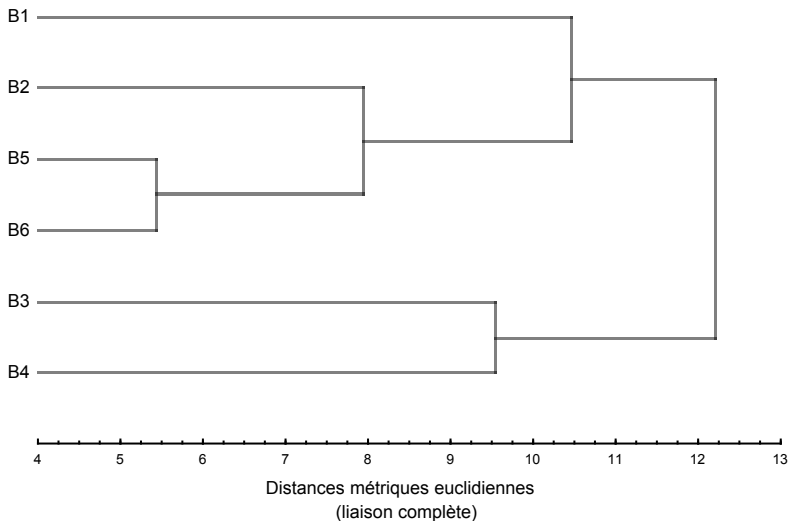


Figure 2. Diagramme de similarité de la communauté des oiseaux du Nord-Ouest tunisien durant les périodes de reproduction 2004 et 2005. Cours d'eau et ripisylves (B1); Rivages marins et zones humides lacustres (B2); Pelouses cultivées (B3); Zones urbaines (B4); Forêts (B5); Maquis (B6).

Cette ressemblance pourrait être attribuée aux déplacements des espèces entre les biotopes contigus de l'écosystème. L'absence de quelques espèces dans certains biotopes pourrait être attribuée, en partie, aux difficultés d'échantillonnage des oiseaux rares lors des inventaires, ainsi qu'à leur discrétion (Pouillot de Bonelli *Phylloscopus bonelli*, Rousserolle effarvate *Acrocephalus scirpaceus*, Monticole bleu *Monticola solitarius*, Linotte mélodieuse *Carduelis cannabina*, etc.).

En outre, l'analyse de similitude avifaunistique a prouvé une affinité plus limitée entre les sites similaires du point de vue degré d'anthropisation et permanence de l'eau. Le diagramme de similarité faunistique, à partir du nœud primaire, montre deux groupements (Figure 2): le premier groupe les biotopes naturels (forêts et maquis) et semi-naturels (cours d'eau, ripisylves, rivages marins et zones humides lacustres) et le second groupe les biotopes anthropisés (zones à agglomération ainsi que les pelouses cultivées). Au sein de ces groupements, plusieurs espèces exploitent les mêmes biotopes. En effet, la présence des zones urbanisées au sein des milieux naturels et semi-naturels et leur proximité aux zones humides ont renforcé l'échange interbiotopes de certaines espèces d'oiseaux dotées d'une forte plasticité écologique.

DISCUSSION

Les inventaires ornithologiques, réalisés durant les deux périodes de reproduction 2004 et 2005, ont mis en évidence une richesse avifaunistique importante dans la région Nord-Ouest tunisienne, malgré la sous estimation de la richesse spécifique et de la densité globale. Celle-ci serait expliquée par la carence du nombre des points d'écoute en rapport avec l'importance de la superficie et de la diversité du peuplement ornithologique de la région, ainsi que par la présence de plusieurs espèces discrètes, rares et/ou de mœurs nocturnes qui pourraient influencer les recensements (Bibby *et al.*, 1998). En effet, sur la base de la liste commentée de l'avifaune tunisienne, et plus particulièrement de la région d'étude, élaborée par Thomsen & Jacobsen (1979), quelques espèces ont échappé à nos observations, notamment les rapaces.

En comparaison avec la communauté des oiseaux nicheurs de la région méditerranéenne qui comprend 343 espèces (Blondel, 1995), la zone du Nord-Ouest de la Tunisie, malgré sa superficie réduite, présente une richesse aviaire en période de reproduction relativement considérable (82 y compris les espèces non nicheurs et nicheurs probables). Cette richesse est principalement due à la complexité cénotique des milieux (Cody, 1985). En effet, la région d'étude est définie par une complexité physiographique, microclimatique et biologique permettant de satisfaire les besoins trophiques des oiseaux, d'une part et de leur offrir un espace propice pour leurs activités durant la période de reproduction, d'autre part. Cette richesse pourrait être également expliquée par la complexité locale des biotopes. Dans le biotope des forêts par exemple, deux types d'habitat peuvent être distingués en rapport avec la présence ou l'absence de sous bois. Il en est de même pour les maquis, hauts ou bas, denses ou clairs.

En termes de richesse spécifique régionale, les Passériformes forment le groupe fonctionnel le plus important. Il est dominé par les Sylviidés, les Muscicapidés, les Fringillidés et les Alaudidés respectivement représentés par 11, 7, 6 et 5 espèces. Les autres familles ne comprennent qu'une à 3 espèces. La dominance de la famille des Sylviidés est probablement liée à l'importance de ce groupe dans la région Paléarctique (> 54 espèces; Heinzl *et al.*, 1996) et notamment en Tunisie (> 30 espèces; Thomsen & Jacobsen, 1979) et au caractère méditerranéen de la région d'étude favorable à la présence de ce groupe. Le climat humide favorise, par ailleurs, la présence des Fauvettes paludicoles (Hypolaïs obscur *Hippolaïs opaca*, Bouscarle de Cetti *Cettia cetti*, etc.) inféodées en partie aux boisements et à la végétation émergente en bordure des cours d'eau et des zones humides lacustres. Par ailleurs, la dominance de la famille des Sylviidés peut être attribuée à l'importance de la région méditerranéenne en tant que refuge des avifaunes sylvatiques pendant les temps glaciaires (Rocamora, 1987). En effet, au cours des périodes les plus froides du Würm, seules les zones forestières du pourtour méditerranéen constituaient des refuges pour une grande partie de ce groupe d'oiseaux (Blondel, 1982; Harrison, 1982).

La prépondérance du nombre d'espèces au niveau des milieux anthropisés s'accompagne, dans cette étude, d'un accroissement remarquable du nombre d'individus et donc de la densité. La concentration des espèces dans un espace limité entraîne généralement des perturbations des comportements territoriaux, notamment une augmentation de la fréquence des interactions entre les groupes voisins et une perte des territoires des espèces les moins compétitives; ce qui se répercute également sur l'organisation sociale de l'ensemble de la communauté dans le cas où les perturbations persistaient (Classens, 2001). Cette concentration ne touchera pas de la même manière toutes les espèces. En effet, les oiseaux sont plus ou moins sensibles à la fragmentation de leur habitat selon leur niche écologique et leur degré de spécialisation (Classens, 2000).

L'importance de la richesse globale avienne de la région, le nombre élevé des espèces rares (57 espèces) et la présence de certaines espèces menacées, aussi bien à l'échelle nationale qu'internationale, devraient inciter les gestionnaires des ressources naturelles à prendre rapidement des mesures adéquates pour la conservation de cette région. Des actions de développement et de sensibilisation des populations riveraines dans le but de la conservation devraient être entreprises. La restauration de l'ensemble de la région étant difficile; seuls le maintien et la surveillance de la partie actuellement épargnée constitueraient alors une stratégie intelligente en terme de conservation.

REMERCIEMENTS

Le travail a été en grande partie financé par le projet MEDCORE (ICA3-CT2002-10003). Nous remercions vivement Mohamed Fadhel Bouslama et Wadii El Aroui, pour leur aide dans les campagnes de terrain, ainsi que les trois référés anonymes pour leurs précieux commentaires.

BIBLIOGRAPHIE

- BAUDRY J. 1982. Contribution à la connaissance écologique du bassin versant de la Rance. *Thèse 3^{ème} cycle. Université de Rennes. France.*
- BENYAKOUB S. & CHABBI Y. 2000. Diagnose écologique de l'avifaune du Parc National d'Elkala (Nord-Est algérien). *Thèse de doctorat. Université de Annaba. Algérie.*
- BIBBY C., JONES M. & MARSDEN S. 1998. Expedition field techniques: bird surveys. Expedition advisory centre publisher. *London: Royal Geographical Society.*
- BLONDEL J. 1975. L'analyse des peuplements d'oiseaux, élément d'un diagnostic écologique. I. La méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E. F. P.). *La Terre et la Vie* 29: 533-589.
- BLONDEL J. 1982. Caractérisation et mise en place des avifaunes dans le bassin méditerranéen. *Ecologia mediterranea* 8: 253-272.
- BLONDEL J. 1995. Biogéographie: Approche écologique et évolutive. *Paris: Masson.*
- CLASSENS O. 2000. Effets de la fragmentation de l'habitat sur les peuplements des oiseaux forestiers tropicaux: le cas de la mise en eau du barrage de Petit saut (Guyane française). *Thèse de doctorat. Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris.*
- CLASSENS O. 2001. Effet à court terme de la fragmentation de l'habitat sur les peuplements d'oiseaux forestiers tropicaux. *Bulletin de la société zoologique de France* 126(3): 299-307.
- CODY M.L. 1985. Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitor, and productivity. *Bioscience* 31: 107-113.
- DRICKMER L.C., VESSEY S.H. & MEIKLE D. 1996. Animal behavior: mechanisms, ecology, evolution. *Dubuque IA: Wm. C. Brown Publishers.*
- FROCHOT B. 1971. Ecologie des oiseaux forestiers de Bourgogne et du Jura. *Thèse de doctorat. Dijon. France.*
- HARRISON C. 1982. An Atlas of the birds of the Western Palearctic. *London: Collins.*
- HEIM DE BALSAC H., CANTONI J. & DELEUIL R. 1955a. Les oiseaux de la Tunisie («Birds of Tunisia» de J.I.S. Whitaker, 1905), liste revue, corrigée et complétée. *Mémoire de la Société des Sciences Naturelles de Tunis* 3: 84.
- HEIM DE BALSAC M., CANTONI J., DELEUIL R. & GOUTTENOIRE G. 1955b. Les oiseaux de Tunisie («Birds of Tunisia» de J.I.S. Whittaker 1905). *Mémoire de la Société des Sciences Naturelles de Tunis* 3: 76.
- HEINZEL H., FITTER R. & PARSLow J. 1996. Oiseaux d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen Orient. *Suisse: Delachaux et Niestlé.*
- LAVAUDEN L. 1924. Voyage de M. Guy Babault en Tunisie. Résultats scientifiques (oiseaux). *Paris.*
- LHERITIER J.N. 1975. Les rapaces diurnes du Parc National des Cévennes (répartition géographique et habitat. *Mém. Trv. E.P.H.E. Institut de Montpellier* 2: 143.

- MEAT L. 1995. Carte phyto-écologique de la Tunisie septentrionale Echelle 1/200.000. *Annales de l'Institut National de la Recherche Agronomique de la Tunisie*: 152-211.
- MOALI I. 1999. Déterminisme écologique de la répartition et biologie des populations des oiseaux nicheurs en Kabylie. *Thèse doctorat d'état. Université Med Mameri de Tizi Ouzou. Algérie.*
- THOMSEN P. & JACOBSEN P. 1979. The birds of Tunisia, an annotated check-list and a field-guide to bird-watching. *Denmark: Jelling Bogtrykkeri Aps.*
- ROCAMORA G. 1987. Biogéographie et écologie de l'avifaune nicheuse des massifs Péri-méditerranéens d'Europe occidentale. *Thèse de 3^{ème} cycle. École Nationale Supérieure de Montpellier. France.*
- WHITAKER J.I.S. 1905. Birds of Tunisia. 2^{ème} volume. *Londres: Porter.*
- WIENS J.A. 1989. The ecology of bird communities. Foundation and patterns. Volume 1. *Cambridge University Press.*

Diptera (Insecta) biodiversity of Berkoukech (Tunisia)

P. Gatt & L.F. Cassar

International Environment Institute IEI, Foundation of International Studies
University of Malta
Old University Building
St. Paul Street, Valletta, VLT 07, Malta

* Corresponding author: paulgatt@onvol.net

*During mid-April of 2005 field work was carried out on the beaches and sand dunes at Berkoukech which forms part of the Tabarka embayment (north-western coast of Tunisia) with the aim of preparing a faunal list of the Diptera collected, identifying stenotopic (dune-specific) species, and to make general observations on the biodiversity encountered. A total of 60 species in 33 families were collected. Eight species were truly stenotopic. The others were Diptera associated with the marine shore. In general, the species encountered were common with a wide geographical distribution in the Mediterranean. In terms of biodiversity, the area is considered poor. Possible factors for this include an increase in human interference, absence of *Posidonia banquettes* on the beach and sparse vegetation cover on dunes.*

Key words: Berkoukech, Tunisia, Diptera biodiversity, indicator species

Introduction	177
Methods	178
Results	179
Discussion	179
Acknowledgements	183
References	183

INTRODUCTION

The beaches and sand dunes at Berkoukech (36° 58' 32" N, 08° 50' 19" E), which form part of the Tabarka embayment (north-western coast of Tunisia) were the study site of a number of field investigations by the University of Malta team, under the auspices of MEDCORE (ICA3-CT2002-10003, 2002-2005), a project that comprised a number of academic institutions and agencies from Europe, northern Africa and the Levant, which have a direct interest in the Mediterranean region. The project

was essentially, but not exclusively, concerned with sandy beach environments and their associated ecosystems and aimed to produce a socio-environmental baseline for each of the chosen Mediterranean coastal study sites. This was undertaken through field sessions that permitted an assessment of natural systems, land use and socio-economic elements, with the objective of developing recommendations for the sustainable management of coastal resources that may, in the future, be extrapolated to other scenarios within the Mediterranean coastal area.

The beach and dune-field at Berkoukech forms part of a broad formation of linear beaches that characterize the north-western Tunisian coast. The Berkoukech site presents a highly interesting geomorphological fabric. It consists, largely, of a dynamic coastal dune system, where Oued Berkoukech and adjacent linear beaches appear to be the primary source of nourishment for the beach and dune-field at this locality. This sediment is subsequently re-worked by marine and aeolian processes to produce a complex beach, foredune, and accompanying dune sequence. The extensive strand-line and large beach surfaces in the region permit the re-mobilization of sand material by strong onshore winds, which transport and deposit sediment considerably well inland. The coastal dunes that occur within this locality trend in a west-to-east orientation. Five linear dune ridges can be identified in the immediate vicinity, although they are, in some places, largely fragmented; they also demonstrate signs of re-orientation, mostly towards the western part of this dune-field.

Dunal vegetation, on the macro-scale, was noted to follow zonation patterns that are typical of dynamic and healthy coastal systems, with the embryonic dunes colonized by *Elytrigia juncea*, and *Sporobolus pungens*; the mobile foredune being colonized by an AMMOPHILION ARENARIAE assemblage, based on *Ammophila arenaria*, *Eryngium maritimum*, *Calystegia soldanella* and *Anthemis maritima*; with a CRUCIANELLION MARITIMAE assemblage, based on *Crucianella maritima* and *Pancratium maritimum*, on the subsequent dune ridges leading to the fixed dunal area (the suffrutescent CRUCIANELLION MARITIMAE assemblage forms on more or less stabilised sandy soils low in humus); and, a *Juniperus* formation on the mature dune. On the micro-scale, however, plant zonation appears somewhat hazy in some sectors, possibly due to re-orientation of some components of the dune sequence, with the consequence that various assemblages often merge into a mosaic or form patches of distinct assemblages on the dunal elements.

The objectives of this study was to prepare a faunal list of the Diptera collected, with special reference to stenotopic species (in this case, dune-specific) and to make general observations on the biodiversity of the site using species of Diptera as units.

METHODS

Four areas within the Berkoukech dunal system (beach, foredunes, consolidated dunes, estuary) were visited over a period of two days. On the 12th April 2005, field

work was carried out on the consolidated dunes. On the 13th April 2005, the beach, fore-dunes, and estuary of the Oued Berkoukech were visited. Field work was carried out during daylight hours and involved collecting as many flies as possible using a sweep net over suitable biotopes (intertidal zone, beach, exposed ground, bare sand, vegetation), as well as stalking individual flies where appropriate. The area under study was swept by heavy winds and rain at the time the field work was carried out, and this made collecting exceedingly difficult and even impossible at times.

The material collected was prepared in the field to ensure specimens remained in optimum condition for identification. Every effort was made to identify as much of the material as current knowledge and available resources permitted.

RESULTS

A total of 60 species in 33 families were collected. Most species (51/60) were collected from the consolidated dune areas at Berkoukech, whereas no species were taken from the estuary, probably because pockets of vegetation in the consolidated dunes provided refuge from the severe climatic elements (wind and rain) that prevailed during the study. Eight of these species were true stenotopic species, i.e. specific to sand dunes. The others included both shore dwelling Diptera associated with beaches and dunes, as well as other Diptera, which range further and wider.

The results are tabulated below (Table 1) with families of flies listed in alphabetical order. The actual number of species collected in each family is given, and an estimated number of species in that family is also indicated. Estimates are conservative and based on personal experience of similar biotopes in other Mediterranean countries (Greece including Crete, Cyprus, Egypt, Italy including Sicily, Malta, Lebanon, Morocco, Turkey) as well as knowledge of the faunistics and distribution of species in these countries.

Indicator species were identified, and general comments were also included where appropriate. A list of species collected is given in Table 2.

DISCUSSION

The harsh environment of coastal sand dunes is surprisingly rich in Diptera. Ardö (1957) listed nearly 750 species in his classic investigations on the dunes of southern Sweden. These, however, included the fly fauna of the littoral zone. Less than 50 of these species were regarded by him as truly confined to dunes (i.e., stenotopic dune species). Of these stenotopic species, *Eutropha fulvifrons*, *Hecamede albicans*, *Helcomyza ustulata*, *Chersodromia pseudohirta*, *Chersodromia* sp., *Tethina albosetulosa*, *T. grisea* and *Trixoscelis? approximata* have been recorded from the present study.

Table 1. Diptera (Insecta) biodiversity of Berkoukech (Tunisia).

FAMILY	Beach	Fore Dunes	Consolidated Dunes	Estuary	No. of species recorded	Estimated no of species expected in dunal habitat	Indicator sp. (Ardö 1957) (B = beaches, D = dunes)	Comments
Agromyzidae	1		5		5	12		
Anthomyiidae	1		3		3	5	<i>Fucellia tergata</i> [B]	
Atelestidae		1			1	Rare		<i>Atelestus? dissonans</i>
Bombyliidae		1			1	5		
Camillidae		1			1	1-2	<i>Camilla acutipennis</i> [B]	
Ceratopogonidae			1		1	3		
Chamaemyiidae	1		1		1	2		
Chironomidae			4		4	12		
Chloropidae	1		2		2	12	<i>Eutropha fulvifrons</i> [D]	<i>Culex hortensis</i> bred from waterbutt <i>Microphorella</i> sp. possibly also indicator species
Culicidae	1				1	3		
Dolichopodidae			2		2	15	<i>Sciapus? maritimus</i> [B]	
Drosophilidae			1		1	3		
Empididae	2		1		2	5		
Ephydriidae	2		1		2		<i>Hecamede albicans</i> [D]	
Helcomyzidae	1				1	Sporadic	<i>Helcomyza ustulata</i> [D] <i>Chersodromia pseudohirta</i> [D] <i>Chersodromia</i> sp. [D]	On dead turtle washed up on beach
Hybotidae	1		2		2	6		
Muscidae			4		4	10		
Mycetophilidae			1		1	Not expected		
Opomyzidae			1		1	Not expected		
Phoridae			2		2	12		
Psilidae			1		1	Not expected		

FAMILY	Beach	Fore Dunes	Consolidated Dunes	Estuary	No. of species recorded	Estimated no of species expected in dunal habitat		Indicator sp. (Ardö 1957) (B = beaches, D = dunes)	Comments
Sarcophagidae			2		2		6		
Scatophagidae			2		2		1		
Sciariidae			1		1		3		
Sciomyzidae			1		1		3		
Simuliidae			1		1		2		
Sphaeroceridae		5			5		10		
Syrphidae			2		2		12		
Tachinidae			1		1		10		
Tephritidae			2		2		10		
Tethinidae	2		2		2		4	<i>Tethina albosetulosa</i> [D] <i>Tethina grysea</i> [D]	
Tipulidae			1		1		3		
Trixoscelidae			1		1		2	<i>Trixoscelis? approximata</i> [D]	
TOTAL Species	13	5	51	0	60		174		11

Table 2. List of Diptera (Insecta) collected at Berkoukech (Tunisia).

AGROMYZIDAE	MUSCIDAE
<i>Agromyza nana</i> Meigen	<i>Atherigona varia</i> (Meigen)
<i>Cerodontha denticornis</i> (Panzer)	<i>Limnophora obsignata</i> (Rondani)
<i>Chromatomyia horticola</i> (Goureau)	<i>Orchisia costata</i> (Meigen)
<i>Ophiomyia beckeri</i> (Hendel)	<i>Musca domestica</i> (Linnaeus)
<i>Phytomyza conyzae</i> (Hendel)	MYCETOPHILIDAE
ANTHOMYIIDAE	<i>Leia bimaculata</i> (Meigen)
<i>Anthomyia pluvialis</i> (Linnaeus)	OPOMYZIDAE
<i>Calythea nigricans</i> (Robineau-Desvoidy)	<i>Geomyza tripunctata</i> (Fallén)
<i>Fucellia tergina</i> (Zetterstedt)	PHORIDAE
ATELESTIDAE	<i>Dohrniphora cornuta</i> (Bigot)
<i>Atelestus? dissonans</i> (Collin)	<i>Megaselia</i> sp.
BOMBYLIIDAE	PSILIDAE
<i>Usia atrata</i> (Fabricius)	<i>Chamaepsila</i> sp.
CAMILLIDAE	SARCOPHAGIDAE
<i>Camilla acutipennis</i> (Loew)	<i>Nyctia halterata</i> (Panzer)
CERATOPOGINIDAE	<i>Sarcotachina umbrinervis</i> (Villeneuve)
1 unidentified species	SCATHOPHAGIDAE
CHAMAEMYIIDAE	<i>Scathophaga stercoraria</i> (Linnaeus)
<i>Chaemaemyia herbarum</i> (Robineau-Desvoidy)	<i>Scathopaga</i> sp.
CHIRONOMIDAE	SCIARIDAE
<i>Baeotendipes noctivaga</i> (Kieffer)	1 unidentified species
<i>Chironomus? riparius</i> (Meigen)	SCIOMYZIDAE
<i>Cricotopus</i> sp.	<i>Pherbellia cinerella</i> (Fallén)
<i>Thienemanniella</i> sp.	SIMULIIDAE
1 unidentified species	1 unidentified species
CHLOROPIDAE	SPHAEROCERIDAE
<i>Eutropha fulvifrons</i> (Haliday)	<i>Coproica vagans</i> (Haliday)
<i>Thaumatomyia notata</i> (Meigen)	<i>Opacifrons coxata</i> (Stenhammar)
CULICIDAE	<i>Pullimosina heteroneura</i> (Haliday)
<i>Culex hortensis</i> (Ficalbi)	<i>Rachispoda fuscipennis</i> (Haliday)
DOLICHOPODIDAE	<i>Leptocera nigra</i> (Olivier)
<i>Microphorella</i> sp.	SYRPHIDAE
<i>Sciapus? maritimus</i> (Becker)	<i>Episyrphus balteatus</i> (Degeer)
DROSOPHILIDAE	<i>Eupeodes corollae</i> (Fabricius)
<i>Drosophila subobscura</i> (Collin)	TACHINIDAE
EMPIDIDAE	1 unidentified species
<i>Empis</i> sp.	TEPHRIDAE
<i>Hilara</i> sp.	<i>Acanthiophilus helianthi</i> (Rossi)
EPHYDRIDAE	<i>Trupanea stellata</i> (Fuessly)
<i>Allotrichoma laterale</i> (Loew)	TETHINIDAE
<i>Hecamede albicans</i> (Meigen)	<i>Tethina albosetulosa</i> (Strobl)
HELCOMYZIDAE	<i>Tethina grisea</i> (Fallén)
<i>Helcomyza ustulata</i> (Curtis)	TIPULIDAE
HYBOTIDAE	1 unidentified species
<i>Chersodromia pseudohirta</i> (Chvála)	TRIXOSCELIDAE
<i>Chersodromia</i> sp.	<i>Trixoscelis? approximata</i> (Loew)

A further 3 species of Diptera in 3 families collected at Berkoukech are regarded as tychocoenic *sensu* Backlund (1945), i.e. they may be found both on sand dunes and other related communities (e.g., beaches). Whilst fully adapted to the dune biotope, their ecological range is wider than that of the stenotopic species. Tychocoenic species recorded in this study include *Fucellia tergina*, *Camilla acutipennis* and *Sciapus? maritimus*.

In terms of Diptera biodiversity, the area is considered poor. Some large and important families (e.g., Asilidae, Tabanidae) were either not represented at all or else (e.g., Ephydriidae, Dolichopodidae, Bombyliidae, Tachinidae) were very poorly represented. Similar studies from a comparable site (Zouaraa-Nefza dunes, approximately 8 km to the north-eastern of Berkoukech) in 2000 and 2001 revealed 160 species in 43 families (Cassar *et al.*, 2002). Possible factors for such scarcity include increasing human interference through the excessive use of pesticides depositing in the estuary, extensive afforestation of the consolidated dunes with alien species (e.g., *Acacia*), absence of grazing by cattle or goats (and therefore absence of Diptera species associated with grazing mammals and their dung), absence of *Posidonia* banquettes on the beach and sparse vegetation cover on dunes. The influence of bad weather on the quantity and quality of the samples taken cannot, however, be underestimated. It is likely that the wind and rain that ravaged the site in the days preceding the fieldwork caused a temporary decimation in the number of species in the area.

In general, the species encountered were common species with a wide distribution in the Palearctic or Mediterranean. Rare or sporadic genera included *Atelestus* Walker, *Helcomyza* Curtis and *Microphorella* Becker.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank their colleagues from the University of Florence (Italy), CNR – Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (Florence, Italy), Agence de Protection et Amenagement du Littoral (APAL) (Tunis, Tunisia) and the University of Tunis (Tunisia), in particular Prof. Felicita Scapini, Dr Lorenzo Chelazzi, Mr Fadhel Baccar and Prof. Faouzia Charfi, as well as other members of the International Environment Institute, Malta, research team, for the collaboration during logistical planning as well as in the field.

REFERENCES

- ARDÖ P. 1957. Studies in the marine shore dune ecosystem with special reference to the dipterous fauna. *Opuscula entomologica Supplementum* 14: 1-255.
- BACKLUND H.O. 1945. Wrack fauna of Sweden and Finland, ecology and chorology. *Opuscula entomologica Supplementum* 5: 1-236.

CASSAR L.F., LANFRANCO E., VASSALLO J., GATT P. & ANDERSON E.W.
2002. Case-study: Zouarâa and Îles de Kneiss, pp 72-88. In: Scapini F., Ed. Base-
line research integrated sustainable management of Mediterranean sensitive coastal
ecosystems. *Firenze, Italy: Istituto Agronomico per l'Oltremare (IAO)*.

Sandhopper orientation integrates environmental information. Preliminary considerations on the case-study of Laou River mouth, Morocco

L. Fanini^{1*}, F. Scapini¹ & A. Khattabi²

¹ Dipartimento di Biologia Animale e Genetica "Leo Pardi"

Università degli Studi di Firenze

Via Romana, 17 – 50125 Firenze, Italy

² Département de Gestion et Économie des Ressources et de l'Environnement

École Nationale Forestière d'Ingénieurs

BP 511, Tabrikt, Salé, Morocco

* Corresponding author: alloctona@yahoo.it

*Experiments on sandhopper *Talitrus saltator* (Montagu) orientation were carried out at Oued Laou (35°27' N, 5°6' W), northern Morocco, on the two river banks, two km far each other, at the same time. Nevertheless, the behaviour of the two populations tested was found to be very different, considering both the orientation mechanisms used and the precision of the directional choices. Environmental characteristics were analysed at the two river sides, including human impact: major differences emerged in human use of the two beaches, with effects on the exploitation of beach resource. The different impacts may explain the observed differences in sandhopper behaviour. This study highlights once again the necessity of an integration of the different compartments of knowledge, to understand a complex system. The orientation behaviour of sandhoppers is potentially an early warning indicator, as it is extremely sensitive and linked with many environmental features. However, in order to use it as a tool for monitoring impacts, the temporal and spatial scales of analysis must be defined.*

Key words: *Talitrus saltator*, sandhopper, orientation, human impact, Morocco

Introduction	186
Site description	187
Materials and Methods	188
Orientation experiments	188
Socio-economic analysis	189
Results	189
Discussion	193
Acknowledgements	195
References	195

INTRODUCTION

Studying behaviour under natural conditions implies the integration of information of different kinds, including that regarding the internal state of the individual animal and that available from the environment, perceived by the animals at the time of the behavioural test. Therefore, an integrated approach with analysis of different kinds of data was chosen to investigate the behaviour of individual animals in relation to their environment. Both a genetic component and an environmental influence were shown in orientation choices of talitrid amphipods (Scapini, 1986; Scapini *et al.*, 1995, 2005). However, studies on the effects of environmental features (including human-generated impacts and their influences) on amphipod behaviour, are still few.

On a sandy beach, where the amphipod *Talitrus saltator* (Montagu) lives throughout its life cycle, the harshness of the environment requires behavioural plasticity as the animals are physiologically restricted to the wet sand strip. As a consequence, usually *T. saltator* movements do not cover areas out of the beach (a spatial scale of meters). Different zonation on the beach was observed within the same population in relation to age and sex with a seasonal variation (Fallaci *et al.*, 2003). On the Mediterranean shores, *T. saltator* life cycle presents overlapping generations and two recruitment periods, one in late spring and the other one in autumn (Marques *et al.*, 2003). The time scale for population dynamics is also short (one year), as expected in an opportunistic species.

Besides the geophysical factors in the environment, with which the animal is assumed to exist in a state of dynamic equilibrium, in recent years sandy beaches have increasingly become a focus for human activities, which could have a direct effect on the ecology of the beach environment. These activities are mainly related to fishing and tourism, with seaside holiday making a main objective (GFANC, 1997). Short term effects of these activities are usually trampling and litter production and removing.

Tourism with seaside holiday making aim is strictly related to sandy beaches, and has a typical, well defined, seasonal dynamics. The human impact linked to tourism frequentation is therefore predictable through time. However, the time scale for tourism industry is usually measured in decades, and other factors such as building of tourism resorts and facilities may affect the beach on the long-term (Pereira da Silva, 2002). This kind of development is highly dependent on management choices regarding common environmental goods, such as the beach and the backing dune systems.

Some form of quality assessment, evaluating the strength and weakness of the beach, is therefore desirable at the planning stage. Assuming that the behaviour of shore animals, such as *T. saltator*, does not provide just simple “snapshot” data, but can be considered an indicator of the stability rate of a shoreline (Scapini *et al.*, 1995, 2005), we expect to receive information about the effects of the features described above. These will be integrated and ranked, since their time and space ranges overlap with those of *T. saltator*. As Hartwick (1976) has indicated, a single event of disturbance will be amortised in the behaviour, while continuous or repetitive external features would modify behaviour.

Within this study, we recorded the orientation of two *Talitrus saltator* populations from two geomorphologically similar sites, but differing mainly in human pressures, aiming at testing the above hypothesis.

Site description

The mouth of Laou River ($35^{\circ}27' N$, $5^{\circ}6' W$) divided the two study sites, one on the left bank and the other on the right bank, two km apart from each other. This river, or *wadi*, is a temporary river, subject to high seasonal oscillations in water flow (see the map in Figure 1).

The wadi regime dynamics near the river mouth were still natural, while, starting from the last decades, the shore resulted strongly modified by building activities. This caused the disappearing of the dune system on both banks and the consequent destabilisation of the sandy beach (Oueslati, this volume, pag. 9). Processes still acting on the environment are likely to lead to a rapid loss of habitats and erosion of the beach system, a phenomenon generally linked to the development of a tourism resort as Alonso *et al.* (2002) have observed.

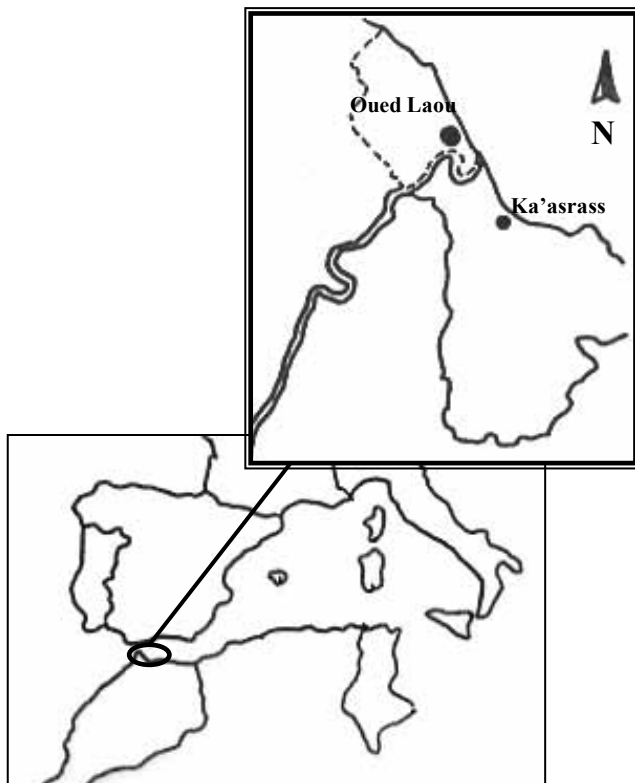


Figure 1. Map of the study site. The points indicate the villages of Oued Laou and Ka'asrass. The dashed line and the continuous line are the boundaries of the municipalities of Oued Laou and Tizgane, respectively.

Administratively, the wadi Laou represents the boundary between the Oued Laou municipality, on the left bank, and the Tizgane one, on the right bank. Ka'asrass village belongs to Tizgane municipality. Both Oued Laou and Ka'asrass are on the coast. Oued Laou belongs to the Tétouan province and Tizgane to the Chefchaouen province, so that the two banks are under different managements both at local and intermediate levels.

MATERIALS AND METHODS

a. Orientation experiments

Orientation experiments were carried out in late April 2004 with *Talitrus saltator* collected on site and tested in a circular transparent Plexiglas arena (Scapini *et al.*, 2002). The arena had 40 cm of diameter and 72 traps at its rim, each one subtending 5° (which was the maximum discriminating capability of the choice apparatus). This experimental arena excluded the influence of sand, wind and slope during the experiments, being closed by a transparent Plexiglas lid. It was horizontally placed at 1 m height with respect to the beach. In order to consider the effect of the landscape on orientation, we could prevent the landscape vision of sandhoppers by placing a collar of thin, white card of 10 cm height around the circumference. Testing orientation during the day isolates the escape orientation from other behaviours, since during the day sandhoppers spend the time burrowed, usually avoiding any other activity, such as feeding or breeding. When disturbed, they move mainly in the direction of the burrowing zone. Groups of 10 individuals were released in the centre of the arena through a Plexiglas tube, and their directional choices were recorded from the trap into which they fell. Four groups of animals were tested subsequently in the morning session (9:00 a.m. solar time) without landscape vision and four groups were tested with landscape vision; the same protocol was repeated in the afternoon (3:00 p.m. solar time). Two arena devices were used at the same time in the two study sites, on the left and right banks of the river mouth, using the same protocol. During the experiments, air temperature and air relative humidity were recorded with a thermohygrometer; sun visibility and sky cover were assessed by giving three levels to the sun visibility (bright, visible, covered) and a score from 0 to 8 for the sky section covered by clouds. We performed replicates in two consequent days. The sun azimuth (projection of the sun position in the sky) was calculated according to the solar time of each release.

Each sandhopper tested was caught from the pit-fall trap of the arena and preserved in alcohol 75° for further laboratory analysis. The sex of each specimen was checked and cephalic length was measured (as estimation of the total body length, avoiding bias due to difficulty in telson measurement; following Marques & Anastacio, 2002). The number of the tagma of the second antennae was used as an estimation of age (Scapini *et al.*, 1999). Both data are useful to infer the health status of the population

or sub population, as well as the ongoing phase of the population dynamics (Marques *et al.*, 2003; Fanini *et al.*, 2005).

The analysis of the orientation was carried out with circular statistics, calculating the mean vector length r ($0 < r < 1$), and mean direction, with relative confidence intervals 95% (Batschelet, 1981). We compared the mean directions with the Theoretical Escape Direction (TED), perpendicular to the shoreline.

Orientation distributions were then analysed with Spherically Projected Linear Models, a multiple regression analysis adapted to circular data (SPLM, Marchetti & Scapini, 2003). In case of interaction within factors, two or more additive models were built, discriminated by the factor that caused interaction. In case of correlation between one or more variables or factors, the most informative factor or variable was chosen for the model. The best model was chosen according to the Akaike Information Criterion (i.e., the model which gave the best likelihood with the least number of factors). In the chosen model, the factors were weighted through the difference of likelihood and degrees of freedom (df) between the best model and the nested model without the factor considered.

b. Socio-economic analysis

At the two sites, a socio-economic survey was carried out in August 2004. This involved direct consultation with the local authorities, the representatives of local collectivities and field observations. Reports about demography and urban management were also considered, both at the local level and at the river basin level. Main data sources were obtained from the Direction de l'Urbanisme, Direction de la Statistique, INYPSA, Ministère des Pêches Maritimes, Municipalité de Oued Laou, Province de Chefchaouen (A. Khattabi & Y. Chakir, personal communication 2006).

RESULTS

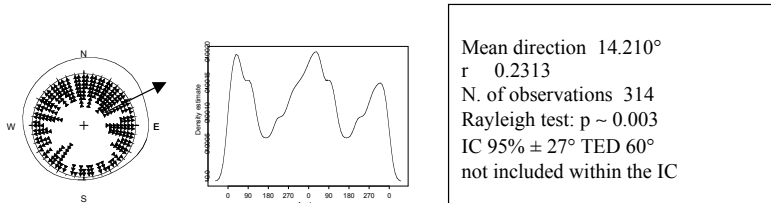
The weather conditions recorded during the experiments are shown in Table 1. All these components and their significance have been checked within the SPLM analysis, in order to isolate those having a significant influence on the behaviour of sandhoppers.

Table 1. Weather conditions recorded during the orientation experiments.

	Median	Max	Min
Air temperature (°C)	24 °C	32 °C	19 °C
Air relative humidity (%)	48%	67%	30%
Sun visibility (<i>bright, vis, cov</i>)	bright	bright	cov
Sky cover (1-8)	7	8	2

General orientation patterns for the left and right banks are shown in Figure 2. In each graph, on the left, we represented the individual choices (dots), and on the right the probability density curves, smoothed with Kernel method (Fisher, 1993). In the graphs on the right, we avoided the problem of loss of graphical information (due to the transposition of a circular distribution into a cartesian graph) by double-plotting the curves, in order to visualise one continuous data set of 360°. It was observed that the distribution of the orientation angles was scattered on the left bank (village of

a) left bank



b) right bank

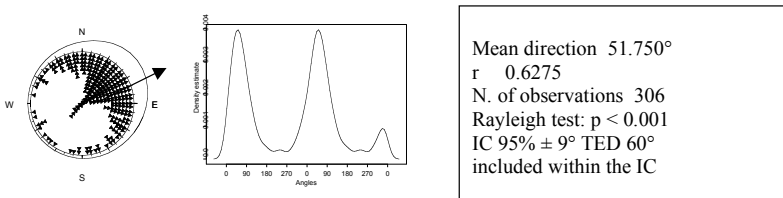


Figure 2. *Talitrus saltator* orientation a) on the left bank, and b) on the right bank

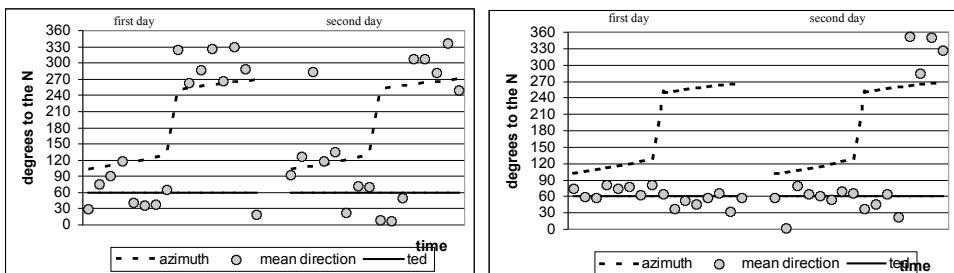


Figure 3. *Talitrus saltator* mean directions chosen by single groups (N = 10 for each group) released a) on the left bank, and b) on the right bank.

Oued Laou) and significantly directed seawards on the right side of the river (Tizgane). The TED seawards was 60° on both banks, as indicated by the arrows in the graphs.

The variation with time of the mean directions of each group of sandhoppers tested, is shown in Figure 3. On the left bank, the sandhoppers tended to orientate towards the sun, i.e. the angle of orientation relative to the TED varied from morning to afternoon, accordingly to the azimuthal change. On the other hand, on the right side of the river the mean directions were oriented to the TED all day long; in the second day, four groups of sandhoppers were oriented towards the sun in the afternoon.

The analysis of the distributions with SPLM, highlighted an interaction between the factor “wadi bank” and all other factors; consequently, two different best models were developed, one for each bank.

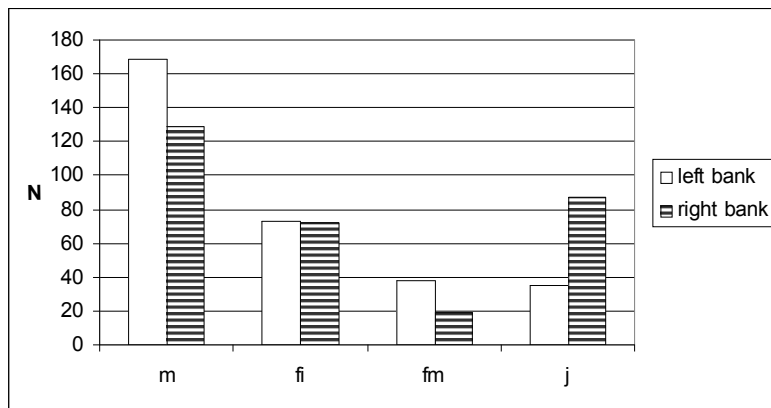


Fig. 4. *Talitrus saltator* sample structure on the left and right bank of the wadi Laou. m = males; fi = resting females; fm = mature females; j = juveniles.

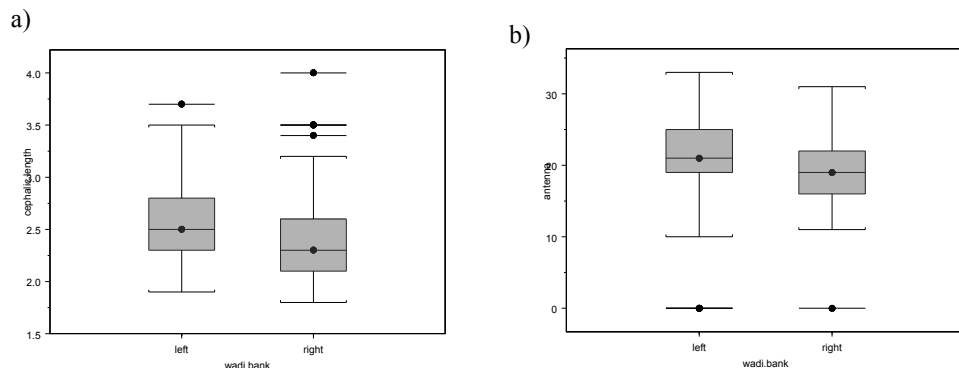


Fig. 5. Plot of morphometric characteristics of the sample tested (*Talitrus saltator*) on the left and on the right bank. Outliers are included in the graphs. In the case of the numbers of antennae tagma (b), outliers are those animals with broken antennae. a) cephalic lengths of the sample (mm); b) numbers of tagma of the second antenna (n).

The factor “wadi bank” contained information about sample structure as shown in Figures 4 (sample structure) and 5 (morphometric characteristics). The sample structure was apparently different between the two sites, with a higher number of juveniles on the right bank (Figure 4). The sex ratios (males/females) were 1.522 and 1.418, for the left and the right bank, respectively. The plots of cephalic lengths and numbers of tagma reflect the sample structures at the two sites (Figure 5).

Due to the experimental design (only two replicates in the same season), a further analysis of the significance of the differences among samples has an high risk of pseudo-replication in time and space, and such differences were simply considered within the factor “wadi bank”.

On the left side, the factor “size” (cephalic length) (Figure 5a) resulted overlapped to the factor “juvenile” but it was more informative than the latter, so that it was chosen for the best model. The best models chosen with SPLM analysis for the two sites (left and right banks), with the significance of each factor, are shown in Table 2. The common factors of the two models were those related to sun visibility and azimuth. Age, size and sex are included in the best models, indicat-

Table 2. Orientation of *Talitrus saltator*: best models (SPLM analysis) obtained for a) the left bank and b) the right bank of wadi Laou.

a) left bank

orientation ~ time of the day + size + sex + air temperature + air humidity + sky cover + sun visibility

AIC = 1049.3912 (–2 log Likelihood = 1013.3912 with 296 degrees of freedom)

Factor	Δ -2 log likelihood	Δ df	p
time of the day	12.169	2	0.005 < p < 0.001
size	19.1014	2	< 0.001
sex	6.7111	2	0.05 < p < 0.025
air temperature	5.9076	2	0.05
air humidity	5.6163	2	0.05
sky cover	5.2032	2	0.05
sun visibility	16.0795	2	< 0.001

b) right bank

orientation ~ day + time of the day + age + sun visibility

AIC = 788.8163 (–2 log Likelihood = 764.8163 with 294 degrees of freedom)

Factor	Δ -2 log likelihood	Δ df	p
day	26.1243	2	<< 0.001
time of the day	27.4038	2	<< 0.001
juvenile/adult	9.984	2	0.005
sun visibility	13.1591	2	0.001

ing the effects of individual characteristics on the behaviour. No effect of landscape vision was found in either site.

The characterisation of the sites resulting from the socio-economic survey (see paragraph below) also takes part of the information contained in the factor “wadi bank”.

Oued Laou is classified as an urban area, whereas Tizgane as a rural area (Direction d'Urbanisme, 2004), and both sites highlighted a trend of increasing population (INYPISA, 1998). On the left bank, Oued Laou (8431 inhabitants in year 2004) has experienced a massive, although exclusively domestic tourist frequentation during the last two decades. The estimated arrivals during the summer season are three times the number of the inhabitants. Cafés on the beach side and buildings of tourist's resorts are still increasing (personal observations, but official data are lacking). During the summer season, especially during the peak time of visitors in July-August, the beach was cleaned manually, and waste baskets were available all along the beach from Cap Mekad to the wadi mouth. There was a camping site (fee-paying) behind the local market. In August 2004, the first cultural festival was held in Oued Laou, as collateral activity to seaside holiday making. Beside tourism, three local fishermen's associations were present. On the right bank, Ka'asrass (860 inhabitants) provided the possibility of free camping on the beach during the summer. No beach cleaning was carried out on this beach. In Tizgane there were 7 fishermen's associations and a traditional pottery industry. Neither in Oued Laou nor in Ka'asrass stable structures existed directly on the beach, and there were no bathing establishments. Many tourists visited both places during their stay on the site.

DISCUSSION

The orientation of *Talitrus saltator* populations on the two river banks varied, both in terms of orientation mechanisms and precision in the directional choices.

The most relevant difference concerns the orientation mechanism used by the sandhoppers, as shown by the models and the summary circular statistics. On the right wadi bank, sandhoppers use sun compass, in order to maintain the same direction seawards all day long (Figures 2 and 3). The change in behaviour of the last four groups on the afternoon of the second day was probably due to changed meteorological conditions: changes in pressure are expected anticipate changes in humidity, temperature and sky cover (Scapini *et al.*, 2002). In fact sandhoppers have to anticipate changes in order to maintain their location in a “safe” zone of the beach. The day after the conclusion of the experiments a rainfall occurred. On the left wadi bank, the high scatter shown by sandhoppers makes the analysis of the direction difficult, but the change of orientation through the day suggests a positive phototaxis to the sun (Figure 3), resulting in a scattered distribution when considering the global distribution (Figure 2). Generally, orientation towards the light source would be expected

to bring the sandhoppers into the shadow projected by stranded objects, and this adaptation is likely to be the best strategy to survive on an unstable beach. The use of different mechanisms, i.e. sun compass and phototaxis to the sun, has been related to different degrees of environmental stability (Scapini *et al.*, 1995). A sun compass needs time (several generations) to be fixed in the orientation of a resident population and is less plastic with respect to environmental changes, whereas a phototaxis and/or a scototaxis are likely to be expressed by a colonising population or a population living in an unstable environment, where a fixed behaviour would not be adaptive (Scapini, 1997).

The effect of age found in the SPLM model (size on the left bank and juvenile/adult on the right bank) is expressed in the lower scatter (orientation to the same direction) shown by young individuals with respect to adults and bigger individuals, and it is probably related to a higher dependence of smaller individuals on substrate humidity.

The presence of juveniles indicates resident populations on both sites, a conclusion supported by the sex ratios found on both sites, which are characteristic of the beginning of a breeding season (Marques *et al.*, 2003; Fanini *et al.*, 2005), and by the fact that *T. saltator* populations were present on both banks during the summer (L. Farini & A. Khattabi, personal observations).

Following the general hypothesis that in a stable environment a resident population of sandhoppers is likely to be less scattered and its orientation mechanisms better fixed, we considered the phenomena linked to the sandy beach in a wider perspective, taking into account also the use, management choices of the resources and their potentiality as instability generators.

Concerning human features, a recreational use of the beach during the summer season (with a peak in July and August, coincident with school holidays in Morocco) occurs on both wadi banks. There are also quantitative differences between the beach, which are consistent with the number of residents at Oued Laou and Ka'asrass, and with the classification of the two sites into urban and rural areas, respectively. At a qualitative level, various features should be taken into account with regard to the definition of "tourists". It is important to note that their socio-economic characterisation could have an influence on their impact on the environment (Rodriguez Santos *et al.*, 2005), and their behaviour could be influenced by their recreational aims (Pagni, 2002). Also features linked with the human use of the beach, such as the kind of litter deriving from fishery activity, are likely to be different from features coming from recreational activities (Rodriguez Santos *et al.*, 2005).

The seasonality of seaside holiday making generates a predictable environmental instability, and in the environmental context of this study, human activities linked to tourism have to be considered. These include the fluctuation in terms of environmental common goods availability, their economic impact and the consequences for the life-style of the residents. Attention must be paid also to the kind of human features at the local level, e.g. distinguishing between subsistence and industrial fishery, between local and international tourism, avoiding any generalisation.

By providing stable, alternative activities to tourism, a stabilisation of the whole system can be fostered (Bimonte & Pagni, 2003). This could be the case of the municipality of Tizgane, where the higher rate of fishermen's associations, with respect to Oued Laou, and handicrafts as alternative source of employment and income, stabilize the local environment, including the beach, as a component of the whole system.

The results obtained in the orientation study support the idea of the use of sandhopper behaviour as early indicator of environmental instability. The differences found in orientation patterns among the two river banks are consistent with the suggestion that the beach at Oued Laou is less stable than that at Ka'asrass, and analysing the environmental components, we could note that the two sites are geomorphologically similar. However, other factors may be involved, giving a clearer explanation of the differences between them (e.g. variation in river flow and related dynamics). Considering the human utilisation, there are some quite obvious differences: the resident population at Oued Laou exceeds that of Ka'asrass by nearly a factor of ten, and over the last few decades has seen the development of a substantial tourist industry, which is focused primarily on the beach. The different nature of the activities held in Oued Laou and Tizgane municipalities is such that the beach ecosystem may be differently affected, directly and indirectly. These factors have yet to be assessed, together with more general issues such as a definition of the spatial and temporal scales, with respect to animal behaviour and its use as indicator of environmental instability. In the case of a sandy beach, the issue of seasonality linked to tourism with seaside holiday-making has to be taken into account, as well as the causes of environmental instability (socio-economic, geomorphological and ecological).

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the MEDCORE Project, for the financial support (EU contract: ICA3-2002-10003); Ing. Younes Chakir, for supplying colourful excel sheets of the socio-economic survey, a baseline of this study; family Bourakhouadar, for their warm hospitality after the fieldwork; the local authorities of the municipalities of Oued Laou and Tizgane, for having facilitated the field work; and all the colleagues who helped us during the experiments: Claudia Rossano, Mario Fallaci, Abdellatif Chaouti, Saïd Benhissoune, Michele De Silva and Gabriele Ciampi.

REFERENCES

- ALONSO I., ALCÁNTARA-CARRIÓ J. & CABRERA L. 2002. Tourist resorts and their impact on beach erosion at Sotavento beaches, Fuerteventura, Spain. *Journal of Coastal Research, Special Issue 36*: 1-7.

- BATSCHELET E. 1981. Circular statistics in biology. *London: Academic Press.*
- BIMONTE S. & PAGNI R. 2003. Protezione, fruizione e sviluppo locale: aree protette e turismo in Toscana. *Firenze: IRPET e Regione Toscana.*
- DIRECTION DE L'URBANISME. 2004. Schéma directeur d'aménagement urbain du littoral touristique de Tanger et Tétouan. Rapport phase II, deuxième partie: projection d'aménagement. *Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement, Direction de l'Urbanisme.*
- FALLACI M., COLOMBINI I., LAGAR M., SCAPINI F. & CHELAZZI L. 2003. Distribution patterns of different age classes and sexes in a Thyrrenian population of *Talitrus saltator* (Montagu). *Marine Biology* 142: 101-110.
- FANINI L., MARTÍN CANTARINO C. & SCAPINI F. 2005. Relationships between the dynamics of two *Talitrus saltator* populations and the impact of activities linked to tourism. *Oceanologia* 47(1): 93-112.
- FISHER N.I. 1993. Statistical analysis of circular data. *Cambridge: Cambridge University Press.*
- GFANC, The German Federal Agency for Nature Conservation ed. 1997. Biodiversity and tourism. Conflicts on the world's seacoasts and strategies for their solution. *Berlin: Springer Verlag.*
- HARTWICK R.F. 1976. Aspects of celestial orientation behavior in talitrid amphipods. pp. 189-197. In: De Coursey P.J., Ed. Biological rhythms in the marine environment. *De Coursey P.J. Ed.*
- INYPSA. 1998. Étude du plan d'aménagement des eaux du bassin de Oued Laou, étude des besoins en eau. *Ministère de l'Équipement, Direction Régionale de l'Hydraulique, Loukkos.*
- MARCHETTI G.M. & SCAPINI F. 2003. Use of multiple regression models in the study of sandhopper orientation under natural conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 207-215.
- MARQUES J.C. & ANASTACIO P. 2002. Integration and interpretation of ecological data at population level. In: Scapini F., Ed. Baseline research for the integrated sustainable management of Mediterranean sensitive coastal ecosystems. *Florence: IAO.*
- MARQUES J.C., GONÇALVES S.C., PARDAL M.-Â., CHELAZZI L., COLOMBINI I., FALLACI M., BOUSLAMA M.F., EL GTARI M., CHARFI-CHEIKHROUHA F. & SCAPINI F. 2003. Comparison of *Talitrus saltator* (Amphipoda, Talitridae) biology, dynamics and secondary production in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Italy and Tunisia) populations. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences* 58S: 127-148.
- PAGNI R. 2002. Il turismo e la valorizzazione delle aree protette. *Firenze: Regione Toscana – IRPET.*
- PEREIRA DA SILVA C. 2002. Beach Carrying Capacity Assessment: how important is it? *Journal of Coastal Research, Special Issue* 36: 190-197.
- RODRIGUEZ SANTOS I., FRIEDRICH A.C., WALLNER-KERSANACH M. & FILLMANN G. 2005. Influence of socio-economic characteristic of beach users on litter generation. *Ocean and Coastal Management* 48: 742-752.

- SCAPINI F. 1986. Inheritance of solar direction finding in sandhoppers 4, variation in the accuracy of orientation with age. *Monitore Zoologico Italiano (Nuova Serie)* 20: 53-61.
- SCAPINI F. 1997. Variation in Scototaxis and Orientation Adaptation of *Talitrus saltator* Populations Subjected to Different Ecological Constraints. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 44: 139-146.
- SCAPINI F., BUIATTI M., DE MATTHAEIS E. & MATTOCCIA M. 1995. Orientation behaviour and heterozigosity of sandhopper populations in relation to stability of beach environments. *Journal of Evolutionary Biology* 8: 43-52.
- SCAPINI F., CAMPACCI F. & AUDOGLIO M. 1999. Variation among natural populations of *Talitrus saltator* (Amphipoda): morphometric analysis. *Crustaceana* 72: 659-672.
- SCAPINI F., CHELAZZI L., COLOMBINI I., FALLACI M. & FANINI L. 2005. Orientation of sandhoppers at different points along a dynamic shoreline in southern Tuscany. *Marine Biology* 147: 919-926.
- SCAPINI F., EL GTARI M. & MARCHETTI G.M. 2002. Variation in orientation of sandhoppers removed from their burrows during the day. In: Scapini F., Ed. Baseline research for the integrated sustainable management of Mediterranean sensitive coastal ecosystems. *Florence: LAO*.

Evidence of endogenous circadian and ultradian activity rhythms of talitrids from different environments

C. Rossano* & F. Scapini

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica "Leo Pardi"
Università degli Studi di Firenze
Via Romana 17 – 50125 Firenze, Italy

* Corresponding author: claudia_rossano@libero.it

Previous studies on amphipod biological rhythms show differences in behaviour between and within species and populations. In five populations involving three species of talitrids from different habitats in the Maremma Regional Park (Grosseto, Italy), nocturnal circadian, bimodal (tidal?) and arrhythmic animals were found. This behavioural variation can be explained by the necessity of adapting to the characteristics of the different habitats in which the animals are found. A comparison of these data with those reported in the literature and a further case study of talitrids from an Atlantic coast reveals differences in the expression of bimodal rhythms in Mediterranean talitrids with respect to samples from Oceanic coasts.

Key words: circadian rhythms, Talitridae, Amphipoda, Mediterranean coasts

Introduction	199
Materials and Methods	200
Results	201
Discussion	205
Acknowledgements	207
References	207

INTRODUCTION

Rhythmic changes in behaviour enable animals to integrate their physiological needs with the biological and geophysical cycles in their natural environment. Both solar and lunar day phenomena may be influential, and rhythms of locomotor activity in phase with the gravimetric tides are commonly reported. There is a good correlation between the rhythms shown by the animals and the habitat they colonize, and this is related to the adaptation to the natural cycles of the environment itself.

The main locomotor activity rhythm observed in amphipod crustaceans is the circadian one, although semi-diurnal tidal rhythms are also common (Rossano, 2004). Whether circadian and circatidal rhythms are the expression of the same or of separate physiological mechanisms is a still open question for different species of crustaceans, and the debate in the literature about the existence of different oscillators regulating circadian and ultradian activity rhythms in intertidal and subtidal animals still persists. In the isopod *Excirolana chiltoni*, Enright (1976) supposed the existence of a semi-circadian and a circadian system interacting to create an asymmetric bimodal circadian pattern (“bimodal circadian” hypothesis), asserting that there is no evidence for two totally independent oscillatory systems. In the crab *Carcinus maenas*, Palmer & Williams (1986) and Palmer (1995) supposed the coexistence of two independent circalunidian oscillators in antiphase (“circalunidian-clock” hypothesis) to explain both circadian and circatidal rhythms. However, the results of experiments on the same species induced Reid & Naylor (1989) to formulate a different hypothesis, considering the existence of a circadian oscillator coupled with a circatidal oscillator.

Data from the literature (Ugolini, 2003), and other results on talitrids from Italy (Nardi *et al.*, 2003), North-Western Tunisia (Nasri-Ammar & Morgan, 2005) and the North of France, indicate that the expression of rhythms may vary between amphipods living in different environments, and this has been investigated further in the present study.

The Maremma Regional Park (Tuscany, Italy) has a great variability of environments and offers many different wetland habitats. Semi-terrestrial amphipods belonging to the family of Talitridae occur in many habitats including sandy beaches, beaches with *Posidonia* banquettes, canals and river banks, inland near non-permanent ponds and at the entrance of a cave with the bottom constantly covered by water. All these populations, even if belonging to the same species, may show diverse locomotor activity patterns related to the environmental features.

We compared endogenous rhythms of these populations from this coastal area on the Mediterranean sea, with a micro-tidal regimen, and the locomotor activity rhythms of talitrids living on a Oceanic coast (Brittany, France), with a macrotidal regimen. The hypothesis to be tested was that bimodal (tidal) rhythmicity occurred most frequently in populations from macrotidal beaches, less in populations from microtidal beaches and was absent far from the shoreline, as in populations from wetlands.

MATERIALS AND METHODS

Three species of talitrids from the Maremma Regional Park (Grosseto, Italy) belonging to five populations, were tested for endogenous locomotor activity rhythms in the laboratory from April to October during the years 2002–2004. *Talitrus saltator* was collected from two populations, one from a sandy beach in the Collelungo local-

ity, and the other from a canal near a river mouth in the Casello Idraulico locality. A third population from a strongly tidal coast, at Damgan (Brittany, France) was included for comparison. *Orchestia montagui* was collected from a *Posidonia* banquette in Baia di Talamone beach near Talamone, and *O. gammarella* from the right bank of the Ombrone river (8 km from the mouth) and the entrance of a cave called La Buca. All three of these latter sites were located within the Maremma Regional Park. Animals were collected on the site and brought to the Department of Animal Biology and Genetics in Florence (Italy) where they were tested individually under constant conditions. The locomotor activity of individual animals was monitored using an infra-red recording system, which downloaded data to a personal computer at intervals of 20 min (Rossano, 2004; Scapini *et al.*, 2005). Experiments started 1-2 days after collection and were performed in constant dark, at a temperature of 18 ± 1 °C for a period of 21 days. Each specimen was kept in its natural substratum with food *ad libitum*. Actograms representing the activity pattern of each animal were drawn with the software Chart 35 provided by the Workshop of the School of Biosciences of the University of Birmingham – UK (D.D. Green) and on these a Periodogram analysis was done calculating periods in a range from 10h 20 min to 30h 20 min. We considered “active animals” those animals which were active for more than eleven days and we performed the periodogram analysis on these time-series only. We considered “arrhythmic” those animals not presenting a significant period at 95% of probability. Peaks at $12\text{h} \pm 1\text{h}$ were considered bimodal peaks. The possibility that the peaks at 12h were harmonics was excluded because they were not recurrent in all those animals with a peak at 24h and were not dependent on the definition of the circadian peak.

RESULTS

In Figure 1 three actograms representing respectively the activity patterns of a single individual of the species *T. saltator* from Collelungo beach (Figure 1A), of an individual of the same species from the French beach of Damgan (Figure 1B) and of a specimen of *O. montagui* from Talamone (Figure 1C) are shown. The three animals expressed the typical activity pattern of talitrids, with the main active period during the subjective night (hatched rectangles). The free running shift to the right, typical of experiments in DD, was more evident in animals from the Atlantic beach. This is confirmed by the longer mean period of this population with respect to the other two populations from beach environments (Table 1). In the first animal (A) the shift stopped with the tenth day when the activity was again in phase with the natural light-dark cycle. The second animal (B) shifted to the right for the whole period of recording, and the third one (C) had no clear activity during the first week but a rhythm became clear from the tenth day onward. All these animals had a circadian period and a bimodal waveform. Their pattern of activity appears related to the time of the high water (arrows on the actogram) for a great part of the recording session.

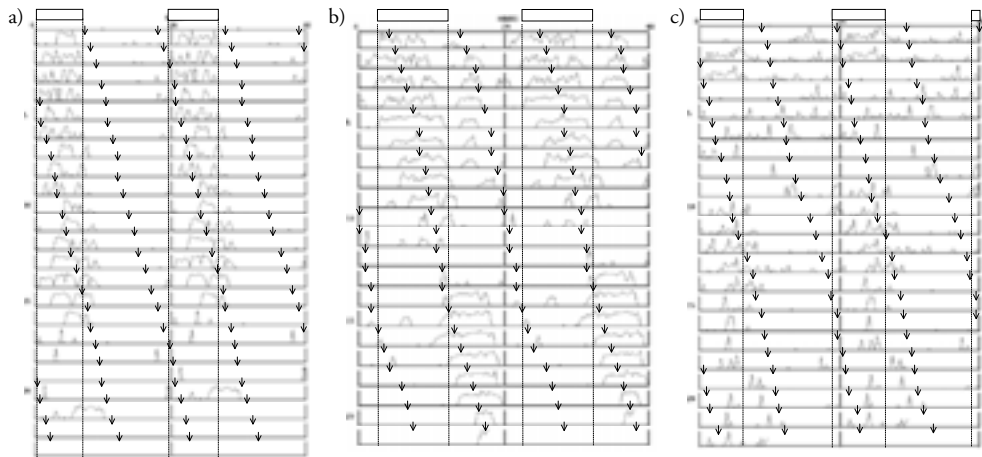


Figure 1. Three actograms obtained under constant conditions (DD, 18 °C) respectively: a) of *Talitrus saltator* from Collelungo beach (Italy); b) *T. saltator* from Damgan (France); and c) *Orchestia montagui* from Talamone beach (Italy). The hatched rectangles represent the nights and the arrows represent the hours of high tide under natural conditions. Further explanations in the text.

Table 1. Incidence of bimodal rhythms in Italian (Mediterranean) and French (Atlantic) Amphipods. The discrepancy between the sample of collected animals (N_1) and the number of analysed animals (N_2) is due to mortality or to the non-functioning of the recording system.

Environment	beach	<i>Posidonia</i> banquette	canal	river bank	cave entrance	beach
Locality	Collelungo (IT)	Talamone (IT)	Casello Idr. (IT)	Ombrone (IT)	La Buca (IT)	Damgan (FR)
Species	<i>T. saltator</i>	<i>O. montagui</i>	<i>T. saltator</i>	<i>O. gammarella</i>	<i>O. gammarella</i>	<i>T. saltator</i>
N_1 (collected)	69	75	78	62	78	16
N_2 (analysed)	40	66	61	49	78	16
Active animals	83% (33/40)	94% (62/66)	69% (42/61)	53% (26/49)	83% (65/78)	100% (16/16)
% circadian	79% (26/33)	92% (57/62)	95% (40/42)	38% (10/26)	46% (30/65)	100% (16/16)
% bimodal	30% (10/33)	34% (21/62)	43% (18/42)	19% (5/26)	11% (7/65)	69% (11/16)
Mean period ± SE	11h54' ± 7'	12h03' ± 5'	12h07' ± 10'	12h28' ± 18'	12h03' ± 22'	12h20' ± 3'
Mean definition ± SE	0.133±0.053	0.115±0.019	0.152±0.044	0.117±0.050	0.059±0.015	0.292±0.069

In the Italian sites high percentages of animal expressing circadian rhythms were found (see Table 1): 79% (26 circadian of 33 active animals) in *T. saltator* from Colle-

lungo beach and 95% (40/42) in *T. saltator* collected at the Casello Idraulico locality, 92% (57/62) in *O. montagui* from Talamone beach. Lower percentages were found in the populations from the river banks and the cave: 38% (10/26) in the population of *O. gammarella* from the Ombrone river bank and 46% (30/65) in the same species from the Collelungo cave.

A low percentage of bimodally periodic animals was found, and this decreased progressively with populations from the coast to the inland (Figure 2): 30% in *T. saltator* from Collelungo beach (10 bimodally periodic of 33 active animals), 34% (21/62) in *O. montagui* from Talamone beach, 43% (18/42) in *T. saltator* from the Casello Idraulico locality and lower percentages in the two populations of *O. gammarella* from the Ombrone river bank (19% with 5/26) and the Collelungo cave (11% with 7/65), with a length of the period within the range of 11h 53 min and 12h 28 min for all the tested populations.

The samples were of comparable size (see Table 1) and differences in the numbers of active animals can be considered a typical feature of each studied population. The sample of *T. saltator* from the beach of Damgan in Brittany (France) had 100% of animals expressing a circadian rhythm. The percentage of animals expressing a bimodal rhythm (69%) was two times that found in the Italian populations from the beach, and the definition of the rhythm was also higher.

A comparison between the numbers of active animals and of animals presenting circadian and bimodal rhythms within populations and species was made using the proportions test (a Pearson's chi-squared statistic is used to assess whether two or more samples have the same proportion parameter). The difference between the number of active animals in the population of Damgan and the two populations of *O. gammarella* from the cave and from the river bank is significant ($p < 0.001$) and a decreasing gradient of active animals with distance from the seashore is shown in Figure 2. A

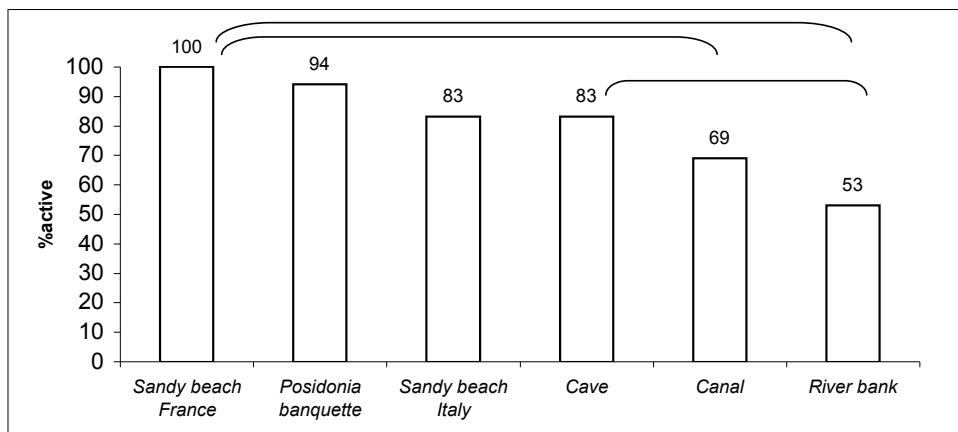


Figure 2. Percentage of active animals in each population. The connections mean significant differences (French sandy beach/river bank: $p < 0.001$; French sandy beach/canal: $p = 0.0013$; cave/river bank: $p < 0.001$).

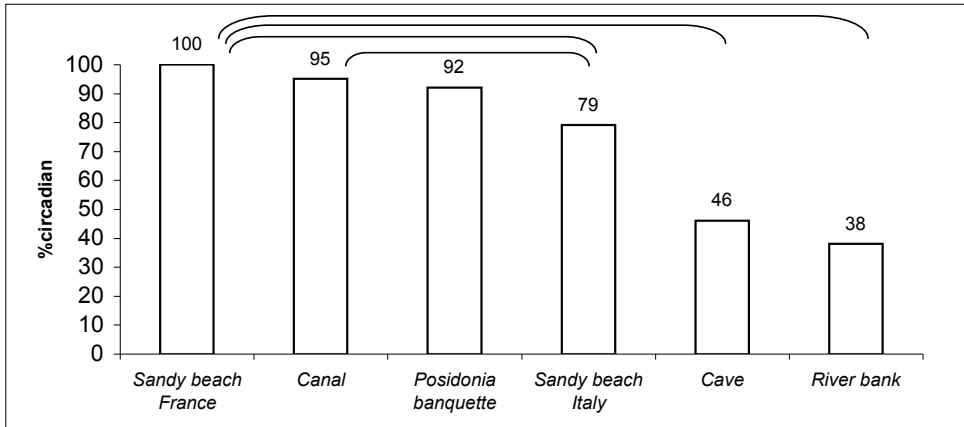


Figure 3. Percentage of animals with circadian activity rhythms in each population. The connections mean significant differences (French sandy beach/river bank: $p < 0.001$; French sandy beach/cave: $p < 0.001$; French sandy beach/Italian sandy beach: $p = 0.038$; Italian sandy beach/canal: $p = 0.038$)

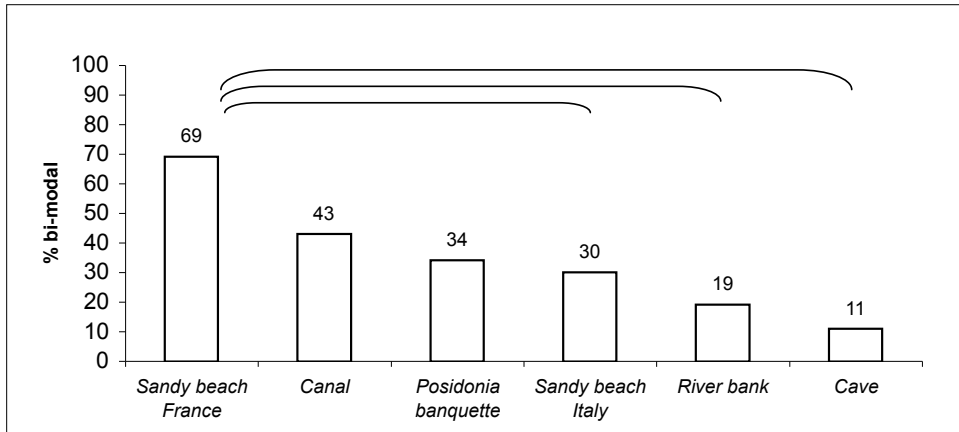


Figure 4. Percentage of animals with bimodal activity rhythms in each population. The connections mean significant differences (French sandy beach/cave: $p < 0.001$; French sandy beach/river bank: $p < 0.001$; French sandy beach/Italian sandy beach: $p = 0.048$).

similar significance of the comparison was found between the French beach, the river bank and the cave, for the number of animals presenting circadian (Figure 3) and bi-modal period (Figure 4). For the last comparison the difference with the animals from the Italian beach was also significant, with $p < 0.05$. A decreasing gradient of the percentage of animals showing bimodality is observed from the French sandy beach, to the canal, the beach with *Posidonia banquette*, the Italian sandy beach, the river bank and the cave. The population from the canal had a changing position in the gradient, i.e. low percentage of active animals (Figure 2), high percentage of circadian (Figure 3) and bimodal (Figure 4).

DISCUSSION

These results show nightly circadian and bimodal rhythms in different populations of talitrids that vary in relative proportions with the distance from the sea and the range of tidal excursions.

Some of the most important studies in chronobiology on marine, semi-terrestrial and fresh water amphipods report that the more frequent rhythm in amphipods is the circadian one with main peaks of activity during the night (Williams, 1980, 1983). Depending on the habitat, a tidal rhythm is rarely present and usually shown by sub-tidal or inter-tidal species (Enright, 1963; Preece, 1971; Morgan & Harris, 1986), although sometimes it is recorded in some supra-littoral species too (Wildish, 1970; Jaramillo *et al.*, 2003). In those species with both circadian and circatidal rhythms, cycles of activity related to the night high tides are usually the most obvious, whereas the diurnal high tides are not exploited (Preece, 1971; Dieleman, 1978). However in several cases the tidal rhythm has not been investigated, and its absence does not mean its non-existence.

With relation to tides Enright (1963) described an evident circatidal, endogenous locomotor activity rhythm in the intertidal amphipod *Synchelidium* sp. and an interesting example is provided by *Corophium volutator* (Morgan & Harris, 1986) living in estuaries with high tidal excursions and showing exclusively semi-diurnal circatidal rhythms, corresponding to daily tides. Moreover, circasemilunar rhythms were also evident. In these amphipods, in some cases the expression of the rhythm can change within the same species depending on the colonized environment or on other factors related to the animal physiology. In fact the same species, but a different population of *C. volutator* collected in pools where the tides are not present doesn't show a relevant circatidal response.

Nardi *et al.* (2003) found that *T. saltator* from Italian beaches has a seasonal variation in the characteristics of the rhythm with better defined endogenous circadian activity rhythms in summer time and more noisy ones in winter time, while Nasri-Ammar & Morgan (2005) found the opposite behaviour, in the same species from Tunisian beaches, probably due to adaptations to local climatic conditions.

Diverse rhythms may occur in the same species due to ontogenetic differences too. Naylor & Kennedy (2003) found circadian and crepuscular nocturnal rhythms in *Orchestoidea tuberculata*, in adults and juveniles respectively, with a separation of the temporal and spatial niche depending on a diverse response to the same environmental factors due to survival needs. The selective pressure that leads to the evolution of the oscillators ruling circatidal rhythms may vary geographically, according to the characteristics of the local tides (Klapow, 1972) and to the presence of stochastic factors as sea storms that can obscure the cyclicity of narrow tides, as happens in the Mediterranean.

On the Italian coast, where our research was carried out, the tidal excursions are about 0.5 m, as in most of the Mediterranean coasts. In the Maremma Regional Park, as expected if bimodality was connected with tidal rhythms, a very low percentage of

talitrids (*T. saltator*, *O. montagui*) from the seashore showed bimodal rhythms, and only a few bimodally rhythmic animals were present in the inland populations (see Figure 4 and Table 1, where the cave had a very low percentage of animals showing bimodal rhythms).

A possible explanation for bimodality is that it was related to a crepuscular rhythm as shown by Kennedy *et al.* (2000) and Bohli *et al.* (this volume, pag. 213) in different populations of talitrids. But the actograms of single individuals as shown in Figure 1 do not offer any evidence supporting this hypothesis. An alternative hypothesis is that these rhythms were related to tides. Wildish (1970) reported both circadian and circatidal elements in *O. gammarella*, although Williams (1983) found only circadian rhythms of nocturnal activity in a different population of the same species. In this context the difference observed within the same species from different coasts is relevant.

On the south coast of Brittany (France) the tidal excursions can extend for several meters, and tides are of great importance even for supralittoral species, influencing their life and their activity patterns. Where the tide is less significant as on Italian Tyrrhenian coasts the intertidal zone has a narrow extension, so animals conventionally belong either to the subtidal or supralittoral zone. It is expected that here the expression of a circatidal rhythm was less clear. As talitrids originated from the sea and are progressively adapting to the terrestrial environments (Bousfield, 1978), we can suppose that they may have an ancient endogenous mechanism to respond to the tidal periodicities whose expression is now limited to the populations that may still benefit from it. This could be one of the explanations for the existence of rhythms with a 12h periodicity in some talitrids from microtidal coasts or from inland. Behavioural plasticity permits populations of the same species to adapt differently to coastal environments where tides are more or less evident and, even if a rhythmic behaviour is generally assumed as genetically determined (the assumption is based on evidence in *Drosophila*, Emery *et al.*, 1995), the expression of some features of the behaviour can change between individuals within the same species or even within the same population depending on the environmental circumstances encountered by the individuals during their life span (Scapini, 2006).

The differences observed between species and not only between populations of the same species strengthen the circatidal hypothesis because *O. gammarella* is a more euryhaline species with respect to *O. montagui* and *T. saltator* living on the seashore. Since *O. gammarella* colonizes the inland far from the seaside, it was found, as expected, that it had low percentages of individuals showing a bimodal locomotor activity pattern. The population living on the banks of the canal is likely subjected to tidal influences determining changes in salinity (depending on the season and pluviometry). This relationship may explain the changing position of this population in the gradient of “distance from the sea”, shown in Figures 2-4.

It is important to notice that most of the evidence from earlier studies in literature is based on recording of groups of individuals tested simultaneously in the same recording chamber, while in our case a higher intra- and inter-specific variation in rhythmicity was observed due to the recording of individuals behaviour in separate

cages. The possibility of a social synchronization within groups can be the reason for low variation in activity patterns observed in other studies within and between species and populations (e.g. Williams, 1983).

The nature of the locomotor activity patterns recorded from individuals and the observations of bimodal activity rhythms reported here can be an interesting starting point for further investigations on endogenous clocks, oscillators, *Zeitgeber* and their relation to the environmental periodic features.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by MEDCORE project (ICA3-CT2002-10003, 2002-2005) and by the Galileo Project for Italian-French cooperation (2005). We would like to thank the Maremma Regional Park for the logistic support during the research, Dr Colette Rivault, Dr Virginie Durier, Dr Mariella Nardi, Ms Lucia Fanini, Mr Simone Gambineri and Ms Serena Benedetti, for their help in the collection of the animals and conduction of the experiments and Dr Elfed Morgan for his advice.

REFERENCES

- BOHLI D., MORGAN E., CHARFI-CHEIKHROUHA F. & NASRI-AMMAR K. Étude de l'activité locomotrice chez *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda) issu de la plage de Zouarâa (Tunisie). This volume, page 209.
- BOUSFIELD E.L. 1978. A revised classification and phylogeny of amphipod crustaceans. *Transactions of the Royal Society of Canada, Series IV* 16: 343-390.
- DIELEMAN J. 1978. Swimming rhythms, migration and breeding in the estuarine amphipods *Gammarus chevreuxi* and *Gammarus zaddachi*, pp. 415-422. In: Naylor E. & Hartnoll R.G., Eds. Cyclic phenomena in marine plants and animals, Proceedings of the 13th European Marine Biology Symposium. *Oxford: Pergamon Press*.
- EMERY P.T.J., BIRLEY A.J. & MORGAN E. 1995. Investigation of natural genetic variation in the circadian system of *Drosophila melanogaster*. II. Biometrical analyses of locomotor activity rhythms recorded in constant darkness. *Chronobiology International* 12(2): 77-86.
- ENRIGHT J.T. 1963. The tidal rhythm of activity of a sand-beach amphipod. *Zeitschrift für Vergleichende Physiologie* 46: 276-313.
- ENRIGHT J.T. 1976. Resetting a tidal clock: a phase-response curve for *Excirolana*, pp. 103-114. In: P.J. DeCoursey, Ed. Biological Rhythms in the Marine Environment. *Columbia: University of South Carolina Press*.
- JARAMILLO E., CONTRERAS H., DUARTE C. & AVELLANAL M.H. 2003. Locomotor activity and zonation of upper shore arthropods in a sandy beach of north central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 177-197.

- KENNEDY F., NAYLOR E. & JARAMILLO E. 2000. Ontogenetic differences in the circadian locomotor activity rhythm of talitrid amphipod crustacean *Orchestoidea tuberculata*. *Marine Biology* 137: 511-517.
- KLAPOW L.A. 1972. Natural and artificial rephasing of a tidal rhythm. *Journal of comparative Physiology* 79: 233-258.
- MORGAN E. & HARRIS G.J. 1986. The role of tidal activity rhythms in the migrations of an estuarine amphipod., Pp. 45-53. In: Quennec Y. & Devolvé N., Eds. Behavioural rhythms. *Toulouse: Privat, I.E.C.*
- NARDI M., MORGAN E. & SCAPINI F. 2003. Seasonal variation in the free running period in two *Talitrus saltator* populations from Italian beaches differing in the morphodynamics and human disturbance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 199-206.
- NASRI-AMMAR K. & MORGAN E. 2005. Variation saisonnière du rythme de l'activité locomotrice de *Talitrus saltator* issu de la plage de Korba (Cap Bon, Tunisie). *Bulletin de la Société zoologique de France* 130(1): 19-29.
- NAYLOR E. & KENNEDY F. 2003. Ontogeny of behavioural adaptations in beach crustaceans: some temporal considerations for integrated coastal zone management and conservation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 169-175.
- PALMER J.D. 1995. Review of the dual-clock control of tidal rhythms and the hypothesis that the same clock governs both circatidal and circadian rhythms. *Chronobiology International* 12(5): 299-310.
- PALMER J.D. & WILLIAMS B.G. 1986. Comparative studies of tidal rhythms II. The dual clock control of the locomotor rhythms of two decapod crustaceans. *Marine Behavioural Physiology* 12: 269-278.
- PREECE G.S. 1971. The swimming Rhythm of *Bathyporeia pilosa* (Crustacea: Amphipoda). *Journal of Marine Biology Association UK* 51: 777-791.
- REID D.G. & NAYLOR E. 1989. Are there separate circatidal and circadian clocks in the shore crab *Carcinus maenas*? *Marine Ecology Progress Series* 52: 1-6.
- ROSSANO C. 2004. Studio degli orologi biologici in anfipodi. Attività locomotoria ed orientamento. *Ph.D. Thesis, Università degli Studi di Firenze, Italia.*
- SCAPINI F. 2006. Keynote papers on sandhoppers orientation and navigation. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 39(1): 73-85.
- SCAPINI F., ROSSANO C., MARCHETTI G.M. & MORGAN E. 2005. The role of biological clock in sun compass orientation of free-running individual of *Talitrus saltator*. *Animal Behaviour* 69(4): 835-843.
- UGOLINI A. 2003. Activity rhythms and orientation in sandhoppers (Crustacea, Amphipoda). *Frontiers in Biosciences* 8: 722-732.
- WILDISH D.J. 1970. Locomotory activity rhythms in some littoral *Orchestia* (Crustacea, Amphipoda). *Journal of Marine Biology Association UK* 50: 241-252.
- WILLIAMS J.A. 1980. Environmental influence on the locomotor activity rhythm of *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda). *Marine Biology* 57: 7-16.
- WILLIAMS J.A. 1983. The endogenous locomotor activity rhythm of four supralittoral peracarid crustaceans. *Journal of Marine Biology Association UK* 63: 481-492.

Étude de l'activité locomotrice chez *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda) issu de la plage de Zouarâa (Tunisie)

D. Bohli^{a*}, E. Morgan^b, F. Charfi-Cheikhrouha^a et K. Nasri-Ammar^a

^a Unité de recherche "Biologie animale et systématique évolutive"

Faculté des Sciences de Tunis El Manar II

2092 Tunis, Tunisie

^b School of Biosciences, The University of Birmingham

Edgbaston, Birmingham, United Kingdom

* Corresponding author: bohli_dhouha@yahoo.fr

*Les caractéristiques du rythme de l'activité locomotrice de l'amphipode supra littoral, *Talitrus saltator*, ont été enregistrées chez des individus, maintenus isolés, de la plage de Zouarâa en octobre 2002. Les animaux ont été placés dans une enceinte climatique durant 14 jours dans des conditions constantes de température et d'humidité. Au cours des 7 premiers jours, les animaux ont été soumis à une alternance lumière obscurité équivalente à la photopériode naturelle du jour de la collecte. Durant la deuxième semaine, les animaux ont été maintenus en obscurité continue. Les données brutes ont été visualisées grâce à des actogrammes et la période du rythme locomoteur a été déterminée à l'aide de l'analyse par périodogramme. Trois profils d'activité différents ont été distingués dans les conditions d'entraînement avec 75% d'individus rythmiques. Dans les conditions de libre cours, seuls 43% des animaux ont été rythmiques avec une période circadienne estimée à $\tau_{DD} = 24h\ 20\ min \pm 62\ min$.*

Mots clés: *Talitrus saltator*, activité locomotrice, période circadienne

*The characteristics of locomotor activity rhythm of the supralittoral Amphipod, *Talitrus saltator*, have been monitored in individual animals from Zouarâa beach in October 2002. The specimens were kept in controlled environment cabinet during 14 days under constant temperature and humidity. For days 1-7, animals were entrained by a LD cycle in phase with the natural diel cycle of the day of collection. They were kept in constant darkness during days 8-14. Results have been investigated using actograms and periodogram analysis. Three different activity patterns have been observed under the LD cycle and 75% of animals were rhythmic. Under the con-*

stant darkness, 43% of animals were rhythmic with an estimated circadian period $\tau_{DD} = 24h\ 20\ min \pm 62\ min$.

Key words: *Talitrus saltator*, locomotor activity, circadian period

Introduction	210
Matériel et Méthods	211
Résultats	212
Discussion	216
Bibliographie	217

INTRODUCTION

Talitrus saltator (Montagu 1808) est un Amphipode supra littoral rencontré le long des plages sableuses (Williamson, 1951). Il est caractérisé par une large distribution géographique à travers les côtes de la Méditerranée et de l'Atlantique de l'Europe. Il peut être localement abondant et participer, d'une manière significative, à la dynamique de ces écosystèmes côtiers (Scapini, 2003). Le comportement de cet animal a été largement étudié (El Gtari *et al.*, 2000; Ugolini *et al.*, 2002; Scapini *et al.*, 2005; Scapini, 2006) et plus particulièrement en relation avec ses propriétés de bioindicateur de l'état des écosystèmes dans lesquels il vit (Scapini & Morgan, 2002). *Talitrus saltator* est un animal nocturne qui habite, durant le jour, des terriers qu'il creuse au niveau du sable humide pour éviter la dessiccation (Williams, 1995). Le choix de cette zone des terriers implique l'intervention d'un mécanisme d'horloge qui contrôle l'orientation de l'animal par rapport à son environnement et dans ce cas deux aspects de ce comportement ont été étudiés. Le premier comprend la précision de l'orientation accomplie. Des études antérieures ont suggéré que la variation de la direction préférée de cette orientation dépendait de la stabilité des plages (Borgioli *et al.*, 1999). Nous présentons ici les résultats obtenus avec les individus de la population de Zouarâa (Tunisie) dans le cadre du projet MEDCORE (ICA-CT2002-10003, 2002-2005) qui permettent de caractériser la population des talitres en vue de comparaison futures dans une échelle plus grande. Le deuxième aspect concerne la caractérisation de l'horloge elle-même. Plusieurs études antérieures, menées chez des groupes d'individus, ont montré que l'activité locomotrice de *Talitrus saltator* suit un rythme circadien contrôlé par une horloge endogène avec un seul pic d'activité durant la phase obscure de l'expérience (Bregazzi & Naylor, 1972; Williams 1980a, b, c). Ce comportement a été réexaminé durant le projet MECO (ERB-IC18-CT98-0270, 1998-2001) afin d'estimer la variation de la phénologie du rythme au sein de populations de *Talitrus* issus de deux plages exposées à des facteurs géographiques, physiques et anthropiques différents (Nardi *et al.*, 2003).

MATÉRIEL ET MÉTHODE

L'activité locomotrice de l'amphipode semi terrestre *Talitrus saltator* a été étudiée au niveau de la population de Zouarâa (37°0' N, 8°53' E), située au Nord-Ouest de la Tunisie (Figure 1). Cette plage, une des plus étendues du pays, est caractérisée par son vaste champ dunaire. Elle appartient à un segment côtier connu par la violence et la fréquence de ses tempêtes, surtout au cours de la saison hivernale. Le rivage semble, actuellement, échapper à l'érosion marine, mais la réduction des apports terrigènes, suite essentiellement aux travaux de reboisement, constitue un véritable danger pour l'avenir (Oueslati, 2002).

L'échantillonnage a eu lieu au mois d'octobre 2002. Les adultes de *Talitrus saltator*, collectés à la mains et pendant la matinée, sont transportés au laboratoire dans des boîtes en plastiques et à l'abri de la chaleur. Après trois heures de route, ces talitres ont été individuellement placés dans 16 actographes. Il s'agit d'une boîte d'enregistrement cylindrique munie d'une plate-forme traversée par un rayon infrarouge dont l'interruption signifie un déplacement de l'animal. Les 16 boîtes d'enregistrement ont été ensuite placées dans une enceinte climatique permettant de contrôler aussi bien la photopériode que la température. Ces actographes sont reliés à un data-logger, muni de 16 potentiomètres et connecté, en permanence, à un ordinateur (D.D. Green,

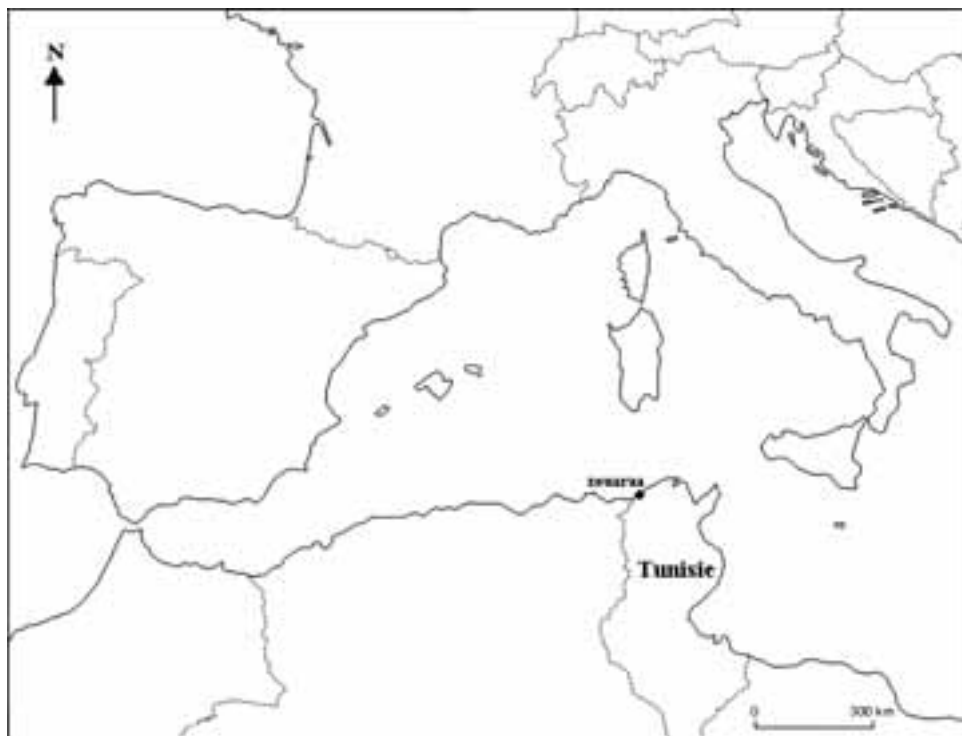


Figure 1. Localisation du site d'échantillonnage, plage de Zouarâa (Tunisie).

School of Biosciences, Université de Birmingham, UK). Le même équipement a été utilisé au cours des expériences effectuées par Nardi *et al.* (2003), Scapini *et al.* (2005) et Nasri-Ammar & Morgan (2005).

L'activité locomotrice a été enregistrée toutes les 20 minutes et durant 14 jours sous des conditions constantes de température ($18\text{ °C} \pm 0,5$) et d'humidité. Durant les 7 premiers jours, les animaux ont été soumis à une alternance de lumière/obscurité (LD) équivalente à la photopériode naturelle du jour de la collecte (allumage: 6h37 min; extinction: 17h31min) avec une intensité lumineuse égale à 20 lux. Ils ont été, par la suite, maintenus en obscurité continue (DD) jusqu'à la fin de l'expérience.

En plus du pourcentage des individus rythmiques, cette expérience a permis de caractériser le rythme de l'activité locomotrice de cette population en déterminant les différentes périodes (d'entraînement et circadienne), le déphasage et la précision du rythme.

L'utilisation du programme Chart 35 (D.D. Green), a permis de déterminer les différents profils d'activité locomotrice en visualisant les données sous forme d'actogramme en double plot. Dans ce cas, l'activité est représentée en pourcentage des déplacements effectués par l'animal durant 20 min par rapport au nombre maximal du jour correspondant. D'un autre côté, la période du rythme de l'activité locomotrice a été déterminée en utilisant l'analyse par périodogramme (Whittaker & Robinson, 1924; Girling, 1995). La définition du rythme locomoteur SNR (signal-to-noise ratio), ou degré de résolution du rythme, a été mesurée comme étant la force des signaux relatifs à la période de ce rythme par rapport au bruit de fond qui correspond aux valeurs ne dépassant pas le seuil de signification de $p < 0,05$; dans ce cas, on utilise les valeurs des pics de la période du rythme d'activité calculées à l'aide de l'analyse mathématique par périodogramme (Dowse & Ringo, 1987; Emery *et al.*, 1994; Morgan & Minors, 1995).

Enfin, le test χ^2 et le test de Wilcoxon ont été utilisés pour comparer, respectivement, les pourcentages et les moyennes obtenus (période circadienne, période en condition d'entraînement, SNR) aussi bien dans les conditions d'entraînement (LD) et qu'en obscurité continue (DD).

RÉSULTATS

À la fin de cette expérience, un seul animal n'a pas survécu parmi les 16 individus testés (94%). Dans les conditions d'entraînement, le pourcentage de rythmicité est égal à 75% (12/16). Il est égal à 43% (07/16) en obscurité continue (Tableau 1).

Comme le montre les Figures 2A et 2C, il apparaît évident, sous ces conditions d'enregistrement, que l'activité locomotrice est essentiellement nocturne et que cette rythmicité persiste en obscurité continue, chez la plupart des animaux, avec une période de libre cours proche de 24h. Contrairement aux Figures 2A et 2C, où l'activité ne semble pas être affectée par le passage en libre cours, la Figure 2B montre un arrêt

Tableau 1. Rythmicité, périodes moyennes (τ) et valeurs de SNR dans les deux conditions photopériodiques (LD et DD) et résultats du test χ^2 et du test de Willcoxon. SE (standard error) correspond à l'écart type de la moyenne correspondante. NS indique que le résultat du test est non significatif.

	Rythmicité (%)	$\tau \pm$ S.E.	SNR
LD	75 (12/16)	24h 03min \pm 54min (12)	0,25 \pm 0,16 (12)
DD	43 (07/16)	24h 20min \pm 1h 2min (07)	0,17 \pm 0,08 (07)
Test Wilcoxon	–	NS	NS
Test χ^2	NS	–	–

de l'activité en passant en obscurité continue pendant 24h. Celle-ci devient, par la suite, plus étalée.

L'observation des actogrammes obtenus a permis de distinguer trois profils d'activité locomotrice différents (Figure 2). Ces profils diffèrent essentiellement par la progression du pic principal d'activité sous le cycle entraîneur LD. Dans le premier profil, ce pic intervient en anticipant l'extinction de la lumière comme le montre la Figure 2A et a été relevé chez 2/16 individus. Le deuxième profil (Figure 2B), contrairement au premier, montre un pic important juste après l'allumage et a été observé chez 5/16 animaux. Le troisième profil (8/16) est caractérisé par une activité fragmentée qui s'étend durant toute la phase obscure du nyctémère (Figure 2C). Les activités moyennes par heure et par jour des trois profils sont indiquées dans la Figure 3.

La période de libre cours du rythme locomoteur a été déterminée à partir des données obtenues au cours de la deuxième semaine de l'expérience en utilisant l'analyse par périodogramme. Cette méthode a été également utilisée pour déterminer la période du rythme sous le cycle LD. Comme le montre le Tableau 1, le pourcentage d'animaux rythmiques est plus élevé dans les conditions d'entraînement (75%) qu'en libre cours (43%). La période moyenne de l'échantillon, enregistrée sous le cycle synchroniseur, est plus courte que celle obtenue en obscurité continue; elle est respec-

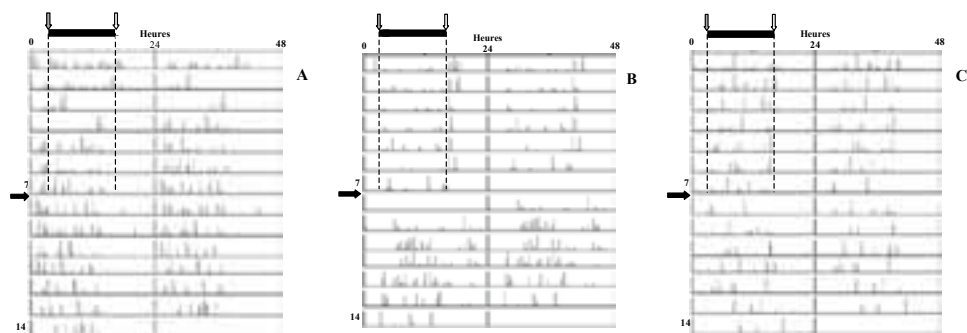


Figure 2. Exemples d'actogrammes en double plot. A) actogramme caractérisé par une anticipation de l'activité locomotrice; B) actogramme caractérisé par un pic d'activité juste après l'allumage; C) actogramme caractérisé par une activité concentrée durant la nuit expérimentale. La barre noire indique la durée de la phase obscure. La flèche noire indique le début des conditions de libre cours.

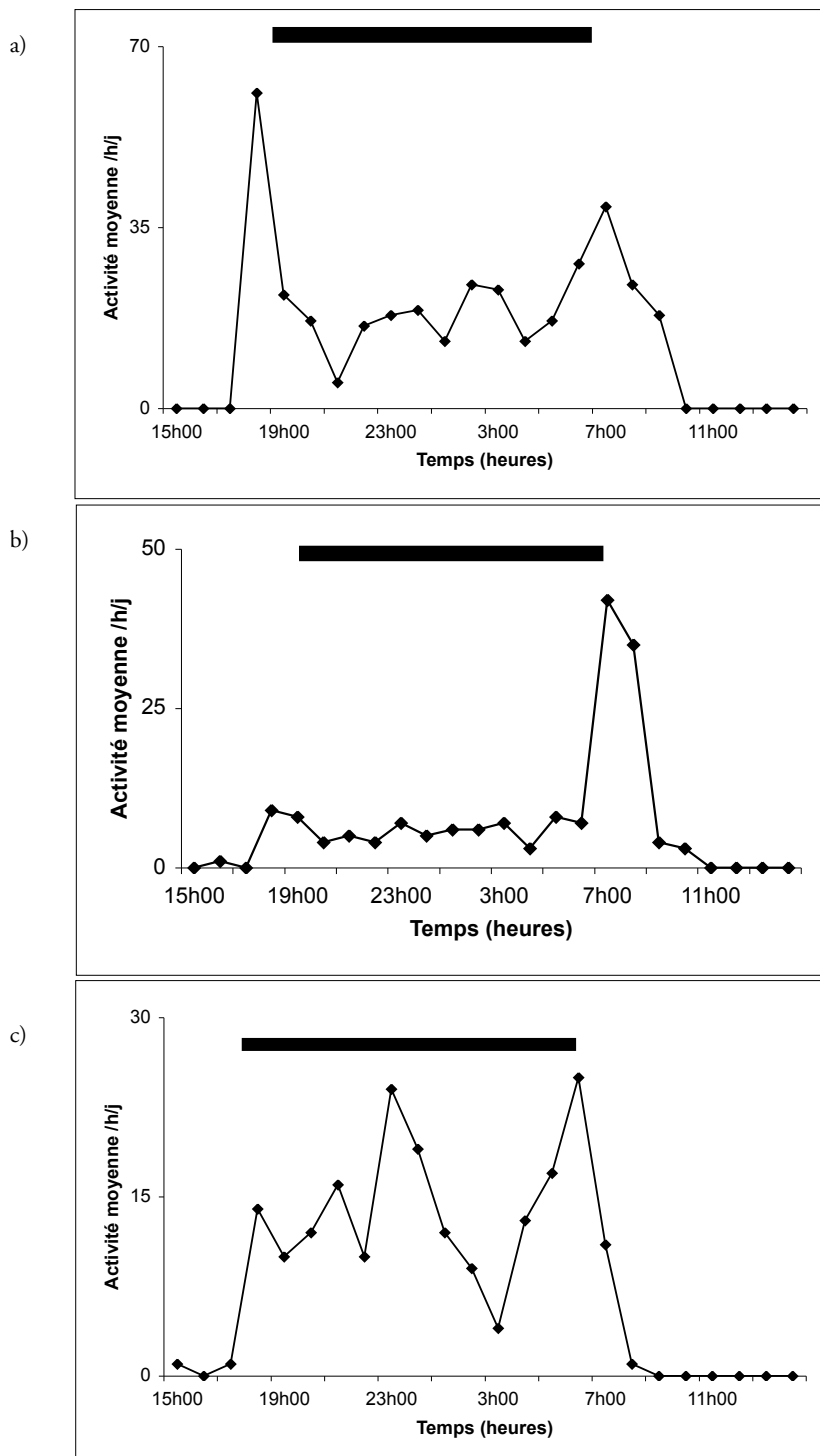


Figure 3. Activité moyenne par heure et par jour obtenue dans les conditions d'entraînement en fonction de l'heure de la journée. Les figures a, b et c sont les activités moyennes relatives aux profils A, B et C de la figure 2. La barre noire indique la durée de la phase obscure.

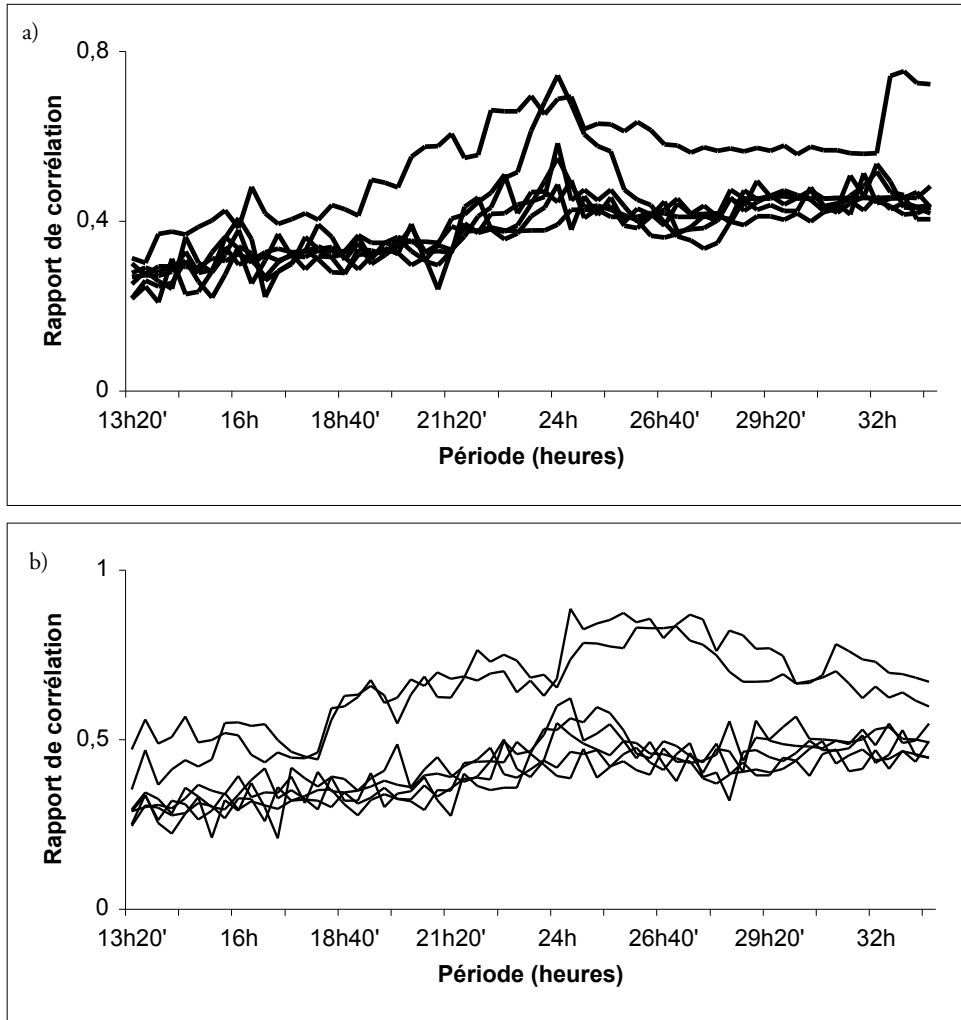


Figure 4. Superposition des différents périodogrammes obtenus, (a) sous le cycle LD et (b) en libre cours (DD).

tivement égale à 24h 03min et à 24h 20min, mais chez 2 individus, des périodes circadiennes inférieures à 24h ont été enregistrées. Cependant, les analyses statistiques par l'application des tests de χ^2 et de Wilcoxon, n'ont révélé aucune différence significative entre les deux semaines.

La plupart des 16 animaux testés ont montré une rythmicité au cours de l'expérience, mais le niveau de signification atteint dans les périodogrammes est généralement faible et la superposition de ces derniers (Figures 4a et 4b) montre des SNR faibles chez de nombreux animaux. Comme il est attendu, la plupart des pics significatifs ont été obtenus dans les conditions d'entraînement et la valeur moyenne du SNR, dans ces conditions, est plus élevée qu'en libre cours (Tableau 1).

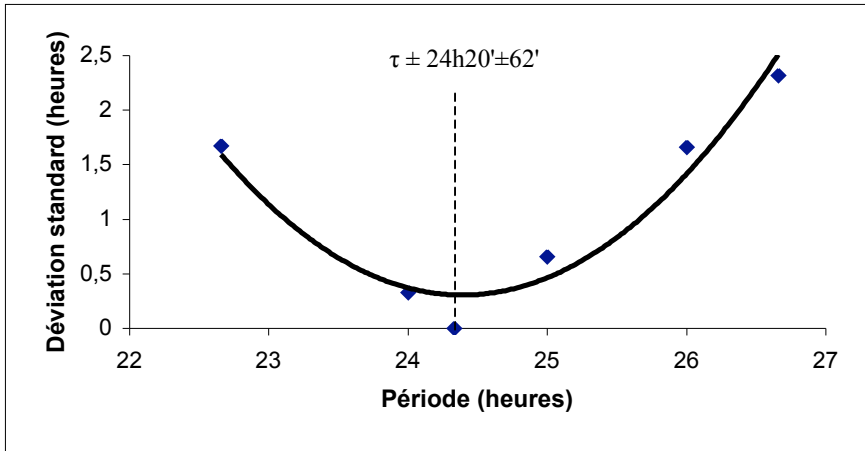


Figure 5. Distribution des déviations standard par rapport à la période circadienne moyenne de l'échantillon global en obscurité continue.

Par ailleurs, la précision du rythme, en obscurité continue, a été estimée en analysant les déviations standard des différentes périodes circadiennes par rapport à la période moyenne suivie de l'écart type ($\tau_{DD} = 24\text{h } 20\text{ min} \pm 62\text{ min}$). La Figure 5 montre une dispersion plus ou moins importante autour de cette moyenne qui traduit une variabilité intra-populationnelle. Ces déviations standard sont faibles à mesure que les valeurs se rapprochent de 24h.

DISCUSSION

Globalement, nos résultats confirment les études antérieures effectuées sur la même espèce, notamment par Bregazzi & Naylor (1972) et Williams (1980a, b, c). En réalisant des enregistrements en groupe, ces auteurs ont montré que l'activité locomotrice de *Talitrus saltator*, enregistrée dans des conditions de libre cours, suit un rythme circadien de période proche de 24h.

Cependant, Nardi *et al.* (2003) ont montré que les enregistrements en groupe ne constituent pas un protocole approprié pour mettre en évidence les variations intraspécifiques des caractéristiques endogènes du rythme. Les enregistrements en groupe, réalisés par Nasri-Ammar & Morgan (2005) sur une population de la côte est de la Tunisie ($\tau = 24\text{h } 22\text{ min} \pm 12\text{ min}$) et par Williams (1980b) sur une population atlantique ($\tau = 24\text{h } 29\text{ min} \pm 22\text{ min}$) montrent une variabilité moins importante, avec des écarts types faibles, que celle enregistrée chez les individus maintenus isolés, au cours du présent travail, dont la période moyenne est égale à $24\text{h } 20\text{ min} \pm 62\text{ min}$. La synchronisation sociale réduirait donc la variabilité interindividuelle.

Dans le présent travail, le protocole et l'équipement expérimentaux sont semblables à ceux utilisés par Nardi *et al.* (2003). Ceci permet la comparaison de nos résultats

tats avec ceux de Nardi *et al.* (2003) obtenus sur la population de Castiglione della Pescaia (Italie), durant l'automne. Ainsi les deux populations testés, Castiglione et Zouarâa, ont montré que moins de la moitié des animaux (respectivement 38% et 43%) sont rythmiques, avec des périodes de libre cours égales respectivement à 25h 20min \pm 15min et à 24h 20min \pm 62min. La mesure de ces périodes et l'estimation du SNR (Tableau 1) suggèrent que la définition du rythme varie considérablement d'un individu à un autre.

Dans les conditions d'entraînement, l'activité locomotrice est concentrée durant la nuit expérimentale; un seul pic d'activité a été décrit dans les travaux antérieurs (Bregazzi & Naylor, 1972; Williams, 1980a, b, c; Nardi *et al.*, 2003). Cependant, l'analyse des activités moyennes obtenues au cours de ce travail, montre que des profils plus complexes peuvent exister. Parmi ces profils, deux sont remarquables; l'un est caractérisé par une augmentation soudaine du niveau d'activité au moment de l'allumage (Figure 3b) et l'autre par une activité bimodale (Figure 3a). Dans le premier cas, le pic observé représente, au moins partiellement, une réponse directe au signal lumineux, mais les observations dans les conditions naturelles et expérimentales ont montré que l'activité peut s'étendre au-delà de l'aube (Scapini, 2006). Il semble possible, dans ce cas, que l'augmentation de l'activité au moment de l'allumage pourrait être associée à l'entraînement du rythme endogène (Williams, 1980c).

En conclusion, malgré le faible effectif de l'échantillon que nous avons testé, ne permettant pas de tirer des conclusions sûres, nos résultats concordent généralement avec ceux rapportés dans les travaux précédents. Les variations, en libre cours, de la période du rythme sont faibles mais mesurables tout comme dans les systèmes circadiens. La représentation de la déviation standard en fonction de la période circadienne pourrait être intéressante en vue d'établir un rapport de la variation avec la stabilité de la plage (Nardi *et al.*, 2003; Rossano & Scapini, this volume), tout comme d'autres caractéristiques du rythme endogène à savoir le pourcentage des animaux rythmiques, la précision et l'activité moyenne par heure et par jour. Par ailleurs, la représentation graphique des déviations standard (SD) en fonction des périodes circadiennes est une importante analyse qui permet de mettre en évidence les variations du rythme locomoteur entre populations ou entre saisons (Aschoff, 1981).

BIBLIOGRAPHIE

- ASCHOFF J. 1981. Free-running and Entrained Circadian Rhythms. In: Aschoff J., Ed. Handbook of Behavioural Neurology. *New York: Plenum Publishing Co.*
- BORGIOLO C., MARCHETTI G.M. & SCAPINI F. 1999. Variation in zonal recovery in four *Talitrus saltator* populations from different coastlines: a comparison of orientation in the field and in an experimental arena. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 45: 79-85.
- BREGAZZI P.K. & NAYLOR E. 1972. The locomotor activity rhythm of *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea, Amphipoda). *Journal of Experimental Biology* 57: 375-391.

- DOWSE H.B. & RINGO J.M. 1987. Further evidence that the circadian clock in *Drosophila* is a population of coupled oscillators. *Journal of Biological Rhythm* 2: 65-76.
- EL GTARI M., BOUSLAMA M.F. & CHARFI-CHEIKHROUHA F. 2000. Orientation solaire, repères visuels et sensibilité à la variation de la ligne du rivage de deux populations de *Talitrus saltator* (Crustacé, Amphipode, Talitridé) du Cap Bon (Tunisie). *Bulletin de l'Association Tunisienne des Sciences de la Mer* 5: 81-84.
- EMERY P.T.J., MORGAN E. & BIRLEY A.J. 1994. An investigation of natural genetic variation in the circadian system of *Drosophila melanogaster*. Rhythm characteristics and methods of quantification. *Chronobiology international* 11(2): 72-84.
- GIRLING A.J. 1995. Periodograms and Spectral Estimates for Rhythms Data. *Biological Rhythm Research* 26(2): 149-172.
- MORGAN E. & MINORS D.S. 1995. The analysis of biological time-series data: Some preliminary considerations. *Biological rhythm research* 26(2): 124-148.
- NARDI M., MORGAN E. & SCAPINI F. 2003. Seasonal variation in the free-running period in two *Talitrus saltator* populations from Italian beaches differing in morphodynamics and human disturbance. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 58S: 199-206.
- NASRI-AMMAR K. & MORGAN E. 2005. Variation saisonnière du rythme de l'activité locomotrice de *Talitrus saltator* issu de la plage de Korba (Cap Bon, Tunisie). *Bulletin de la société zoologique de France* 130(1): 19-29.
- OUESLATI A. 2002. Le site de Zouara Tunisie, pp. 53-58. In: Scapini F., Ed. Baseline research integrated sustainable management of Mediterranean sensitive coastal ecosystems. *Firenze, Italy: Istituto Agronomico per l'Oltremare (IAO)*.
- ROSSANO C. & SCAPINI F. Evidence of endogenous circadian and ultradian activity rhythms of talitrids from different environments. This volume, pag. 199-208.
- SCAPINI F. 2003. Beaches-What Future? An integrated approach to the ecology of sand beaches. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 58S: 1-3.
- SCAPINI F. 2006. Keynote papers on sandhopper orientation and navigation. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 39(1): 73-85.
- SCAPINI F. & MORGAN E. 2002. Bioassays for estimation of beach stability and ecosystem quality, pp. 120-122. In: Scapini F., Ed. Baseline research integrated sustainable management of Mediterranean sensitive coastal ecosystems. *Firenze, Italy: Istituto Agronomico per l'Oltremare (IAO)*.
- SCAPINI F., ROSSANO C., MARCHETTI G.M. & MORGAN E. 2005. The role of biological clock in the sun compass orientation of free-running individuals of *Talitrus saltator*. *Animal Behaviour* 69(4): 835-843.
- UGOLINI A., TRIBILLI B. & BODDI V. 2002. The sun compass of the sandhopper *Talitrus saltator*: the speed of the chronometric mechanism depends on the hours of light. *Journal of Experimental Biology* 205: 3225-3230.
- WHITTAKER E.T. & ROBINSON G. 1924. The calculus of observations edition (IV ed., 1966). *London: Blackie*.

- WILLIAMS J.A. 1980a. Environmental Influence on the locomotor activity rhythm of *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda). *Marine Biology* 57: 7-16.
- WILLIAMS J.A. 1980b. The effect of dusk and dawn on the locomotor activity rhythm of *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea, Amphipoda). *Journal of Marine Biology Association UK* 42: 285-297.
- WILLIAMS J.A. 1980c. The light-response rhythm and seasonal entrainment of the endogenous circadian locomotor rhythm of *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda). *Journal of Marine Biology Association UK* 60: 773-785.
- WILLIAMS J.A. 1995. Burrowing-zone distribution of the supra littoral Amphipod *Talitrus saltator* on Derbyhaven beach, isle of Man: a possible mechanism for regulating desiccation stress? *Journal of Crustacean Biology* 15(3): 466-475.
- WILLIAMSON D.I. 1951. Studies on the biology of Talitridae (Crustacea: Amphipoda): Visual orientation in *Talitrus saltator*. *Journal of Marine Biology Association UK* 30: 91-99.

A rapid method for monitoring macrophytic vegetation

S. Lanfranco^a, L.F. Cassar^b, E. Conrad^b & E. Lanfranco^c

^a Department of Environmental Science
University of Malta

^b International Environment Institute, Foundation for International Studies
University of Malta

^c Department of Biology, Faculty of Science
University of Malta

* Corresponding author: sandro.lanfranco@um.edu.mt

Studies of terrestrial vegetation during the MECO (IC18-CT98-0270) and MEDCORE (ICA3-CT2002-10003) projects highlighted the requirement for a rapid, cost-effective method of vegetation survey along a time scale that varies according to the nature of the studies being carried out. When time constraints are restrictive, such surveys may be qualitative and therefore highly dependent on the experience and competence of the observer.

Reduction of subjectivity may be achieved by quantifying observation, an approach that would however increase time constraints and reduce cost-effectiveness. The sampling and assessment strategy being proposed here is a semi-quantitative approach to determination of relative abundance of species. It retains the low effort-demand of qualitative technique whilst introducing a flexible quantitative aspect that may be incrementally adjusted towards specific requirements. The area of study is stratified into plots enabling comparison of the same general portions of habitat over time. The species present in each plot are recorded enabling frequencies of occurrence for each species to be calculated. This would also enable the derivation of an Index of Distribution for each species being considered. As such, the investigator may not merely detect community change, but would also be aware of the areas in which such change is most pronounced.

The method being proposed was tested during studies of the sand dune systems on the beaches southeast of Bocca d'Ombrone in the Maremma Regional Park, Tuscany, Italy during July 2005. The proposed method enabled sampling of the area of study to be completed in less than half the time required in May 2003 in the same area producing results that were largely comparable to those obtained using more labour-intensive methods.

Key words: plant communities, Maremma, sand dune vegetation, sampling methodology

1. Introduction	222
2. Material and Methods	223
2.1. Description of proposed method	223
2.1.1 Selection of study points	223
2.1.2 General sampling strategy	224
2.1.3 Treatment of results	224
2.1.4 Interpretation of results: whole community	224
2.1.5 Interpretation of results: individual species.	226
2.2. Testing of proposed method	226
2.3. The area of study	226
2.4. Sampling technique.	227
3. Results	228
3.1. Vegetation cover	228
3.2. Correspondences between results	230
4. Discussion and conclusions	230
4.1. Rapidity	230
4.2. Correspondences of results	231
4.3 Interpretation of results	231
4.4 Conclusions	232
Aknowledgements	232
References	232

I. INTRODUCTION

Comparative studies of vegetation frequently require rapid, cost-effective surveys of vegetation along a time scale that varies according to the nature of the studies being carried out. Accuracy of survey results is dependent on the proportion of total habitat that is surveyed (PTH) and on the reliability of data-gathering procedures. A study with sufficient funding and few time constraints may be capable of accurately describing 100% PTH. However most studies are, in practice, constrained by availability of both funds and time implying that observers would be required to sub-sample at below 100% PTH and would moreover be required to utilise less precise data-gathering procedures. As constraints increase, quantitative description decreases and is replaced by qualitative techniques that would potentially produce results that are significantly influenced by the experience and competence of the observers concerned and that would therefore not necessarily be replicable. Such restrictions generally also imply that the PTH described would be very low (and therefore not necessarily representative) supplying much information on very small scales whilst potentially overlooking larger-scale trends. These limitations have been experienced during longitudinal studies of terrestrial vegetation carried out by the authors during the MECO (IC18-CT98-0270, 1998-2001) and MEDCORE (ICA3-CT2002-10003, 2002-2005) projects. Methods of vegetation survey utilised by the present team of authors during the MECO project (Cassar *et al.*, 2005) and earlier parts of the MEDCORE project (Cassar *et al.*, in press) were based on line-intercept transects, belt transects and pseudo-random quadrat throws where abundance of vegetation was estimated through visual assessment of coverage

in sample plots. Such methods provided high detail on restricted spatial scales but were labour-intensive and time-consuming to implement. Moreover, such qualitative assessment of coverage suggested that the results may not have been independently replicable since they would be highly dependent on the experience and bias of the observer. In general, observers tend to overestimate the coverage of species, which are in flower, conspicuous or familiar and underestimate others (Kent & Coker, 1999). The broader significance of results obtained using these methods is limited, since, in the long run, only a very small proportion of the habitat would have been sampled. Patterns of distribution perpendicular to an axis of sampling as well as the structure of populations and metapopulations would be difficult to detect since the total sampled areas were comparable to patch size and small relative to mean distance between patches for most species. Although intra-patch structure would be well characterised, the wider dynamics would probably not be.

This contribution aims to address such restrictions by proposing a technique that retains the low effort-demand of qualitative techniques whilst introducing a flexible quantitative component. This method permits rapid, replicable, large-scale survey of habitats and may be incrementally adjusted towards specific requirements.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1 *Description of proposed method*

2.1.1 Selection of study points

The area of study would first be subdivided into a number of permanent plots using a grid superimposed on a cartographic sheet representing the area. The resolution of this grid (i.e. the size of each plot) is dependent on the vegetation life-forms being sampled and on the observer's required level of precision. Finer resolution would generate results of higher quality but would also be more effort-intensive, more time-consuming and therefore more costly. Decisions on cost-effectiveness of the sampling programme would be dependent on the observer and would form an integral part of initial planning.

Each plot would be further subdivided into a number of subplots using a secondary grid that is overlain over each plot. The resolution of subplots is once again subject to considerations of cost-effectiveness whilst their orientation would be dependent on the sampling strategy.

Should 100% PTH sampling not be possible, subsampling within plots would be necessary. The number of subplots selected within each plot may be determined through the construction of species-area curves for each plot as described in Kent & Coker (1999). The subplots to be sampled would be selected through randomisation, eliminating the bias inherent in *ad hoc* pseudo-random *in situ* determination of sampling points.

2.1.2 General sampling strategy

Each selected subplot is subdivided into number of sectors of equal area. A higher number of sectors would permit higher sampling resolution but would also necessitate longer data-gathering times. The abundance of each species of interest within the subplot is subsequently assessed by counting the number of sectors within which the species is represented, either in whole or in part, and expressing this figure as a proportion of the total number of sectors in the subplot. This procedure would then be recorded for every subplot in each plot.

2.1.3 Treatment of results

The data collected in the field would subsequently be converted into frequencies of occurrence (f) for each species within each plot and across the entire area of study. An Index of Distribution (IoD) may also be derived from the frequency data for plots. In general, the more widely distributed a species is, the more plots (as opposed to subplots) it would have been detected from. As such, the distribution of a species may be represented according to the scheme suggested in Table 1.

Each species would therefore be represented by values related to f and to distribution. Although the data are discrete (being based on presence/absence data in individual sectors of subplots within plots), these values would permit comparison of independently reproducible data from one sampling session to the next.

The frequency data for each species under consideration may be subjected to various treatments in order to elucidate any trends in community structure across sampling sessions.

A table containing values of f for each species in two successive sampling sessions (henceforth referred to as S_1 and S_2) would be prepared for each plot in the area of study. The data would subsequently be represented as a scatter diagram on two orthogonal axes, each axis representing ranges of f for a specific sampling session. For the purposes of standardisation, the data for S_1 is plotted on the x-axis and that for S_2 on the y-axis. Each species is represented by a single point defined by its values of f in S_1 (x value) and S_2 (y value).

2.1.4 Interpretation of results: whole community

The line of best fit through the data points reflects the state of the community as a whole over the area of interest. In general, the slope of the line of best fit represents

Table 1. Recommended species distribution index.

Index of Distribution	Criterion
5	Present in 80% - 100% of plots
4	Present in 60% - 79% of plots
3	Present in 40% - 59% of plots
2	Present in 20% - 39% of plots
1	Present in up to 19% of subplots

the overall correlation in variation of f across different species whilst the position of the intercept on the y-axis reflects fluctuations in overall f across all species.

The behaviour of this line may be assessed by assuming six extreme scenarios:

- (1) If the community state in the two successive sampling sessions is identical, the line of best fit would be characterised by a slope of +1 and a y-axis intercept of 0.
- (2) If the community state in S_1 and S_2 is precisely inverted (i.e. species with high f in S_1 would have low f in S_2 and vice-versa), the line of best fit would have a slope of -1 .
- (3) If no species are recorded in S_1 and some are recorded during S_2 , the line of best fit would be coincident with the y-axis.
- (4) If some species are recorded during S_1 and none during S_2 , the line of best fit would be coincident with the x-axis.
- (5) If the abundance of all species during S_1 is identical, the line of best fit would have a slope of 1.
- (6) If the abundance of all species is identical during S_2 , the line of best fit would have a slope of 0.

Uniform upward or downward migration of the line of best fit across successive sampling sessions, where the slope is unchanged and the y-axis intercept would have increased or decreased would represent situations where vegetation abundance has undergone uniform increases or decreases during the intervening periods (Figure 1).

This procedure may be carried out for each plot, indicating the rate of community change in each part of the area of study. Such graphical representation may also be

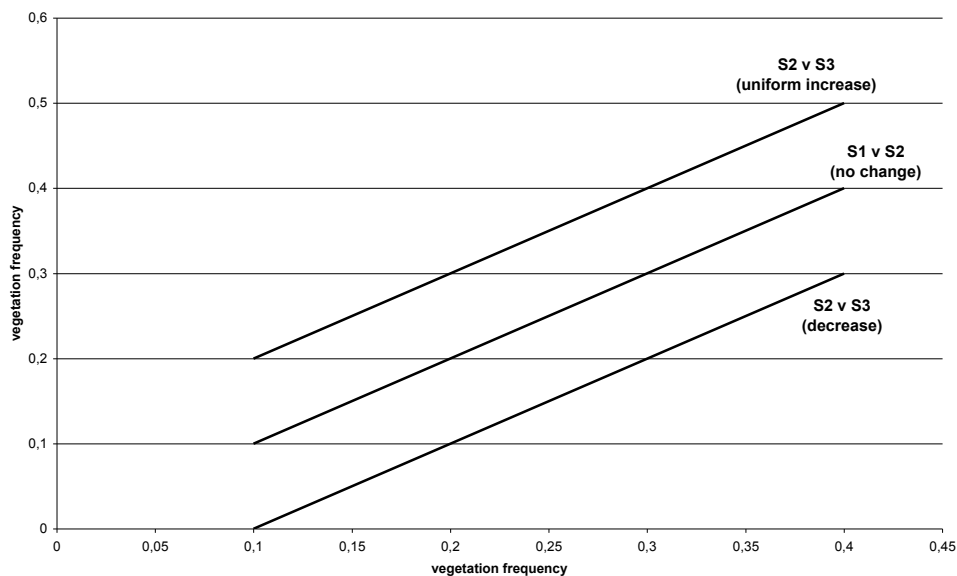


Figure 1. Behaviour of line of best fit across sampling sessions: changes in y-axis intercept represent uniform changes in abundance of vegetation. S1 vs S2: no change between Session 1 and Session 2; S2 vs S3: Uniform increase in abundance in Session 3 relative to Session 2; S2 vs S3: Uniform decrease in abundance in Session 3 relative to Session 2.

carried out across the whole area of study, using the combined data from all plots, indicating the rate of community change across the entire area of study.

2.1.5 Interpretation of results: individual species

Changes in f for an individual species across successive sampling sessions may be assessed by quantifying the perpendicular departure of the data point representing that species from the line $S_1 = S_2$ using the trigonometric relationship

$$\Delta f = (f_2 - f_1) \cos(\pi/4)$$

where f_1 represents the value of f during S_1 and f_2 represents the value of f during S_2 . Positive values of Δf indicate an increase in abundance of the species between S_1 and S_2 whilst negative values imply a decrease in abundance across the same period.

2.2 Testing of proposed method

The comparative effectiveness of the proposed method, relative to the labour-intensive methods utilised prior to its development, may be gauged by assessing the degree of correspondence of results obtained through both methods. Definitive field testing was carried out at the MEDCORE study sites in the Maremma Regional Park close to the mouth of the River Ombrone.

2.3 The area of study

The MEDCORE study sites are located along a narrow sandy beach situated immediately southeast of the mouth of the River Ombrone. The beach extends for approximately seven kilometres in a WNW-ESE direction from Bocca d'Ombrone through Salina di San Paolo, Marina di Alberese, Cala dei Francesi and Cala Rossa. The sandy strip varies in its inland penetration, reaching a maximum of 40-50 m in the vicinity of Collelungo, and comprises a simple dune system as described in Macchia *et al.* (2005). The landward margin of the sand dune systems are fringed by Mediterranean maquis communities on which are superimposed pine woodlands that represent anthropogenic modifications to the area. The study sites utilised during the MEDCORE project and which were used to test the implementation of the proposed sampling methods are situated at distances of 3000m, 4000m, 5000m and 6000m from Bocca d'Ombrone. The sand dune systems were the only habitat under investigation during this part of the project.

The vegetation colonising the coastal sand dune systems in this area comprises a representative subset of the dune flora of the Maremma Regional Park (Del Prete & Tosi, 1985). The shoreward margin and foredune region were generally colonised by sparse populations of *Euphorbia peplis* and *Euphorbia paralias*, with higher densities of *Ammophila littoralis* achieving dominance on the dune slopes and dune crests. The backdune region comprised isolated patches of various species including *Helichrysum stoechas* and *Pancreatium maritimum*, with dense thickets of *Juniperus oxycedrus* ssp *macrocarpus* occurring further inland. The dunes situated between Cala dei Francesi

and Cala Rossa, corresponding to the 6000m station, were poorly developed relative to those noted from the other stations. The landward portion of the dune system was colonised by vegetation consistent with that characteristic of Mediterranean temporary saltmarshes superimposed on remnants of dune vegetation. The flora in this part of the study area was dominated by halophytes including *Inula crithmoides*, *Limonium etruscum*, *Juncus acutus* and *Schoenus nigricans*.

2.4 Sampling technique

Data concerning the abundance and distribution of vegetation colonising the coastal sand dunes was collected through the construction of transects perpendicular to the shoreline at the 3000m, 4000m, 5000m and 6000m stations. For purposes of standardisation, the maximum inland penetration of the sand-dune system (and therefore of each transect line) was delineated by the first occurrence of *Erica multiflora*, a component of the maquis communities flanking the dune systems. The precise location of each transect line was recorded through coordinate capture using GPS and refined using cartographic triangulation of fixed landmarks. Each transect was divided into a number of contiguous square plots of area 1 m² throughout its length (Table 2). A list of species and associated abundance data were collected from each plot.

This procedure was carried out in May 2003 and subsequently repeated in July 2005. Determination of f for each species during the May 2003 session was carried out through visual estimation of coverage whilst determination of f in July 2005 was carried out using the rapid method described in this work. Frequency of occurrence recorded in May 2003 will subsequently be referred to as f_1 whilst frequency of occurrence recorded in July 2005 will be referred to as f_2 . An extensive photographic survey involving several hundred photographs of all sites in both years suggested that the abundance and distribution of the dominant perennial macrophytes was largely unchanged. Comparison of the sites in two separate sessions (for the purposes of testing this method) was therefore considered feasible since it was the same, mostly unchanged, perennial framework that was under observation.

Table 2. Transect lengths and number of plots at each site.

Site	Transect length (m)	Plots
3000m	22	22
4000m	32	32
5000m	30	30
6000m	16	16

3. RESULTS

3.1 Vegetation cover

Values of f_1 , f_2 and for each species at each site are recorded in Tables 3, 4, 5 and 6. It should be emphasised that the species listed in these Tables were not the

Table 3. Values of f_1 , f_2 and for species at 3000 m Station, Maremma Regional Park (Tuscany, Italy).

Species	f_1	f_2	Δf
<i>Ammophila littoralis</i>	0.16	0.25	0.06
<i>Anthemis maritima</i>	0.07	0.02	-0.04
<i>Dorychnium hirsutum</i>	0.04	0.00	-0.03
<i>Elytrigia juncaea</i>	0.02	0.00	-0.01
<i>Euphorbia paralias</i>	0.08	0.06	-0.01
<i>Euphorbia peplis</i>	0.00	0.03	0.02
<i>Helichrysum stoechas</i>	0.25	0.12	-0.09
<i>Juniperus oxycedrus</i> ssp. <i>macrocarpus</i>	0.25	0.12	-0.09
<i>Malcolmia africana</i>	0.01	0.00	-0.01
<i>Medicago littoralis</i>	0.02	0.00	-0.01
<i>Medicago marina</i>	0.02	0.00	-0.01
<i>Ononis variegata</i>	0.01	0.00	-0.01
<i>Pancremium maritimum</i>	0.04	0.00	-0.03
<i>Pinus pinaster</i>	0.10	0.00	-0.07
<i>Pseudorhiza pumila</i>	0.01	0.00	-0.01
<i>Silene colorata</i>	0.00	0.12	0.08
<i>Vulpia fasciculata</i>	0.03	0.05	0.01

Table 4. Values of f_1 , f_2 and for species at 4000 m Station, Maremma Regional Park (Tuscany, Italy).

Species	f_1	f_2	Δf
<i>Ammophila littoralis</i>	0.20	0.28	0.06
<i>Anthemis maritima</i>	0.02	0.07	0.04
<i>Elytrigia juncaea</i>	0.00	0.04	0.03
<i>Euphorbia paralias</i>	0.09	0.11	0.02
<i>Euphorbia peplis</i>	0.00	0.01	0.00
<i>Helichrysum stoechas</i>	0.33	0.28	-0.03
<i>Juniperus oxycedrus</i> ssp. <i>macrocarpus</i>	0.13	0.14	0.00
<i>Ononis variegata</i>	0.01	0.01	0.00
<i>Pinus pinaster</i>	0.05	0.03	-0.02
<i>Pseudorhiza pumila</i>	0.07	0.01	-0.05
<i>Silene colorata</i>	0.02	0.00	-0.02
<i>Vulpia fasciculata</i>	0.30	0.00	-0.21

only ones noted from each site but merely represent those detected by the sampling method.

Table 5. Values of f_1, f_2 and for species at 5000 m Station, Maremma Regional Park (Tuscany, Italy).

Species	f_1	f_2	Δf
<i>Ammophila littoralis</i>	0.28	0.26	-0.02
<i>Anthemis maritima</i>	0.00	0.03	0.02
<i>Euphorbia paralias</i>	0.03	0.04	0.01
<i>Euphorbia peplis</i>	0.00	0.00	0.00
<i>Helichrysum stoechas</i>	0.49	0.22	-0.19
<i>Juniperus oxycedrus</i> ssp. <i>macrocarpus</i>	0.38	0.17	-0.15
<i>Ononis variegata</i>	0.01	0.02	0.01
<i>Pinus pinaster</i>	0.04	0.06	0.02
<i>Pseudorlaya pumila</i>	0.03	0.01	-0.01
<i>Quercus ilex</i>	0.01	0.00	-0.01
<i>Vulpia fasciculata</i>	0.22	0.00	-0.15
<i>Xanthium italicum</i>	0.00	0.03	0.02

Table 6. Values of f_1, f_2 and for species at 6000 m Station, Maremma Regional Park (Tuscany, Italy).

Species	f_1	f_2	Δf
<i>Ammophila littoralis</i>	0.27	0.06	-0.15
<i>Anthemis maritima</i>	0.03	0.00	-0.02
<i>Cutandia maritima</i>	0.00	0.09	0.06
<i>Euphorbia paralias</i>	0.05	0.06	0.01
<i>Helichrysum stoechas</i>	0.01	0.00	-0.01
<i>Inula crithmoides</i>	0.02	0.33	0.22
<i>Juncus acutus</i>	0.02	0.16	0.10
<i>Juniperus oxycedrus</i> ssp. <i>macrocarpus</i>	0.10	0.02	-0.06
<i>Limonium etruscum</i>	0.02	0.48	0.32
<i>Parapholis filiformis</i>	0.01	0.44	0.30
<i>Plantago coronopus</i>	0.00	0.04	0.03
<i>Pseudorlaya pumila</i>	0.01	0.00	0.00
<i>Salsola kali</i>	0.02	0.00	-0.01
<i>Schoenus nigricans</i>	0.05	0.22	0.12
<i>Sporobolus pungens</i>	0.08	0.43	0.25
<i>Vulpia fasciculata</i>	0.02	0.08	0.04
<i>Xanthium italicum</i>	0.01	0.01	0.00

Table 7. Correlation of vegetation frequency data in May 2003 and July 2005, Maremma Regional Park (Tuscany, Italy).

Site	n	r	P
3000m	17	0.6335	0.0063
4000m	12	0.6141	0.0336
5000m	12	0.8252	0.0010
6000m	17	-0.0585	0.8236

Table 8. Correlation of vegetation frequency data in May 2003 and July 2005 (annual species not considered), Maremma Regional Park (Tuscany, Italy).

Site	n	r	P
3000m	9	0.7115	0.0316
4000m	6	0.9231	0.0086
5000m	7	0.8873	0.0077
6000m	11	-0.1293	0.7048

3.2 Correspondence between results

Correspondence between f_1 and f_2 (and therefore between the older method and the proposed method) was calculated using Pearson's Product-Moment Correlation Coefficient (r). Values of r were high for the 3000m, 4000m and 5000m sites but much lower for the 6000m site. Correspondence between the two sessions is summarised in Table 7.

Correlation between the results of the two sampling sessions was re-calculated following the removal of data for annual species (many of which have inherently unpredictable interannual population cycles) from the data set (Table 8). The basic trends noted in the original analysis were preserved.

4. DISCUSSION AND CONCLUSIONS

The criteria against which the effectiveness of the proposed method was gauged were therefore the following:

- (a) Rapidity of data collection,
- (b) Correspondence of results with those obtained using earlier methods,
- (c) Robustness of interpretation of results.

4.1 Rapidity

The proposed method dispenses with unnecessarily high levels of point details and focuses on broader patterns of species abundance and distribution. Removing the

requirement for precise assessment of species coverage in each sample plot speeded up the sampling procedure. Sampling of the Maremma dune systems in July 2005 using the proposed method was completed over a much shorter timeframe (less than 50%) than sampling of the same area in 2003 using the previous methods. This gain in rapidity would permit larger areas to be surveyed, giving a much more representative picture than a detailed micro-scale study. This would in turn translate into higher output per unit effort and lower cost per unit output permitting greater sampling coverage, more frequent sampling and therefore enabling finer resolution of spatial patterns and temporal trends of vegetation distribution.

4.2 Correspondence of results

Surveys of vegetation in the Maremma Regional Park suggest that the results obtained using the proposed method were largely comparable to those obtained using previous procedures. The general patterns of macrophyte distribution and abundance noted using previous methods and recorded during photographic reconnaissance were also detected by the proposed method. The correlation of results between previous (“precise”) methods and the proposed (“rapid”) method were significantly greater than expected on the basis of chance alone in three of the four sites sampled. The only site in which correspondence of results was not observed was the 6000m station, where four species were characterised by $\Delta f > 0.20$ (Table 6). The reasons for this discrepancy have, as yet, not been identified. Possible reasons include significant vegetation change between May 2003 and July 2005 (currently being investigated using the photographic record) as well as errors in recovery and maintenance of the May 2003 transect line during the July 2005 session.

4.3 Interpretation of results

This procedure does not require any subjective estimates of abundance or coverage and is therefore replicable by independent observers. This implies that results of surveys of the same area carried out by different observers would therefore be comparable since the observer-bias inherent in subjective assessment would now have been significantly reduced. Assessment of any change that may have occurred between one sampling session and the next is dependent upon the evaluation of individual investigators. Although this subjective element remains (and cannot be dispensed with), such individual evaluation would be based on a quantitative foundation rather than on an exclusively visual assessment. Simple graphical or trigonometric representation enables straightforward and reliable assessment of the direction and amplitude of ve-vegetation change at both the community level and the population level.

The stratification of the area of study into plots enables comparison of the same general portions of habitat over time. In this way, the investigator may not merely detect community change, but would also be aware of the areas in which such change is most pronounced. The derivation of an Index of Distribution would also

enable the proliferation or range-reduction of individual species to be detected at an early stage.

4.4 Conclusions

Although further field-testing is obviously essential, comparability of results suggests that the proposed rapid method can be reliably used instead of the previous procedures. Use of the proposed method would also provide gains in quantitative robustness of results, rapidity of sampling and assessment of broader patterns within plant communities.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are indebted to the MEDCORE Project (ICA3-CT2002-10003) and University of Malta for research support. Thanks are due to Alex Camilleri (Malta Environment and Planning Authority) and João Magalhães Neto (University of Coimbra, Portugal) for assistance during field sessions in May 2003. The authors are particularly grateful to Prof. Felicita Scapini (Università degli Studi di Firenze, Italy) and Dr Lorenzo Chelazzi (Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, CNR, Firenze, Italy) for their continuous assistance in academic, administrative and logistical matters related to this project. The authors would also like to thank the anonymous referees for their constructive criticism.

REFERENCES

- CASSAR L.F., GATT P., LANFRANCO E., LANFRANCO S. & MALLIA A. 2005. Smir Lagoon (Northern Morocco) and its surroundings: an environmental management approach, pp. 65-74. In: Bayed A. & Scapini F., Edits. *Ecosystèmes côtiers sensibles de la Méditerranée: cas du littoral de Smir – Recherche de base pour une gestion intégrée. Travaux de l'Institut Scientifique, Rabat, Série générale N° 4.*
- CASSAR L.F., LANFRANCO S., CAMILLERI A. & LANFRANCO E. (in press). La dinamica sedimentologica e lo sviluppo delle dune costiere: Osservazioni sulla geomorfologia e la vegetazione delle dune a Collelungo (Parco della Maremma, Toscana). In: Scapini F., Ed. *Guida al Parco Regionale della Maremma.*
- DEL PRETE C & TOSI G. 1985. Flora e vegetazione dei litorali sabbiosi della Maremma. *Amministrazione Provinciale di Grosseto.*
- MACCHIA U., PRANZINI E. & TOMEI P.E. 2005. Le dune costiere in Italia – la natura e il paesaggio. *Roma: Felici Editore.*
- KENT M. & COKER P. 1999. Vegetation description and analysis. *New York: Wiley.*

Effects of freshwater river discharge on terrestrial arthropods in Atlantic and Mediterranean sandy shores

I. Colombini^a, A. Chaouti^b, M. Fallaci^a, E. Gagnarli^a, F. Scapini^c, A. Bayed^b & L. Chelazzi^{a*}

^a Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (ISE) del C.N.R.

Via Madonna del Piano 10 - 50019 Sesto Fiorentino, Firenze, Italy

^b Unité d'Océanologie Biologique, Département de Zoologie et Écologie Animale - Institut Scientifique Charia Ibn Batota, BP 703, Agdal, 10106 Rabat, Morocco

^c Dipartimento di Biologia Animale e Genetica "Leo Pardi"

Università degli Studi di Firenze - Via Romana 17-50125 Firenze, Italy

* Corresponding author: chelazzi@ise.cnr.it

The study was carried out along two sandy beaches of different geographical areas, each under the influence of a nearby river. The Mediterranean site, characterised by microtidal conditions and located on the Tyrrhenian coast of Central Italy, was undergoing a phenomenon of instability. The Atlantic site was located in Morocco and was a relatively more stable environment with mesotidal conditions. The aim of the research was to focus on the interactions between the geomorphological changes of the sandy beaches and the community structure of terrestrial macroinvertebrates under riverine influence. In each locality five stations were chosen at increasing distances from the river mouth in two different seasons. In each station two transects with pitfall traps were set to capture terrestrial macroinvertebrates. Species richness, abundance, and α - and β -diversity were analysed along with longshore zonation patterns. Regression analysis between sand parameters, beach characteristics, arthropod species, α - and β -diversity indices and the distance in km from the river mouth was carried out. Furthermore, through multiple regression analysis, the relationship between the beach characteristics and the distribution of the fauna was also considered. The results indicate that in the Italian locality the main forcing factor structuring the beach ecosystem was the erosion process taking place at the river mouth. Species richness, abundance, and diversity increased at increasing distances from the river delta and were correlated with increased habitat diversity and with lower human disturbance. Contrarily, at the Moroccan site the influence of the tides was greater than that of the Oued Sebou and this caused the absence of linear trends at increasing distances from the river mouth. In particular, the high tidal excursions and wave action were the main forcing factors structuring the physical factors of the environment. The high dune with dense vegetation cover, and the dominant winds influenced the composition of the faunal community.

Key words: beach ecosystems, biological descriptors, distribution patterns, Italy, Morocco, river delta influence, terrestrial macroinvertebrates

Introduction	234
Material and Methods	235
Study sites	235
Sampling procedures	236
Data analysis	238
Results	238
Beach slope at the different sampling stations	238
Environmental parameters	239
Species capture frequency	240
Mean longshore zonation of the main species along the beach	242
Species abundance, richness and diversity	245
Regression analysis	246
Discussion	254
Acknowledgements	258
References	258

INTRODUCTION

Beach morphodynamics are very complex processes due to interactions between marine (waves, tides, currents, sea breeze) and terrestrial components (river inputs). In the literature much attention has focused on waves that are considered as the dominant agent of coastal change over short (hours to weeks) to medium (months to years) time scales (Anthony & Orford, 2002). However, it has become clear that in areas with large tidal ranges beaches are distinctly affected morphodynamically through tidal modulation of their hydrodynamics, sediment transport patterns and resultant morphology (Short, 1991; Masselink & Turner, 1999). Also sea breeze induces changes to the incident wave field that significantly affect beach morphology and processes (Masselink & Pattiaratchi, 1998). In fact wave energy, current velocities, suspended sediment concentrations and sediment transport rates increase dramatically after the onset of the sea breeze (Pattiaratchi *et al.*, 1997). On the other hand river inputs greatly affect beach morphologies as they represent the main source of continental sediments. Changes in water and sediment transport, due to natural or human induced processes, are generally related to changes in the watershed and several studies have been undertaken to identify factors controlling coastal erosion. Snoussi *et al.* (2002) analysed the impact of dam construction on the water and sediment discharges of two rivers in Morocco. In Italy, Bonora *et al.* (2002) stressed that the main changes in beach morphodynamics of the Ionian coast of Basilicata were caused by the water management in the catchment basin. Linkages between beach morphodynamics and their biotic components have been intensively studied and recently reviewed by Defeo & McLachlan (2005). These studies mainly considered the benthic macrofauna of in-

tertidal areas. On South American Atlantic shores (Defeo & de Alava (1995), Lercari & Defeo (1999, 2003), Lercari *et al.* (2002), studied the variation of the macrobenthic community in relation to freshwater river discharges. These studies demonstrated that several community (diversity, species richness, evenness) and population (e.g. abundance, individual size, fecundity, survival) descriptors significantly decreased in proximity to the freshwater discharge. Surprisingly very little attention has been given to the interactions between the community structure of terrestrial macroinvertebrates and geomorphological changes in sandy beaches due to the proximity of rivers. Non-uniform long-shore distribution patterns has been demonstrated in terrestrial invertebrates of Mediterranean sandy beaches (Colombini *et al.*, 2002) but the influence of the nearby river was not considered. The aim of the present study was to analyse the effects of a river on the terrestrial macroinvertebrate faunal community. For this reason two beaches located in different geographical areas (one in Italy and the other in Morocco) were chosen. The localities presented small latitudinal differences to exclude latitudinal patterns that influence species richness. Both beaches were similar in exposure and were rated exposed, intermediate (*sensu* Short, 1996) and neither presented high quantities of beach-cast material. Both experienced similar climatic regimes, similar fluvial outputs and a high human impact at their river mouths, but they differed greatly in beach stability, tidal regimes and sea influence. On these beaches the abundance, species richness, evenness and diversity of terrestrial beach invertebrates were monitored at increasing distances from the river mouth. This paper reports on the changes of the community structure of terrestrial macrofauna in relation to geomorphological and chemical and physical changes along the shore induced by the presence of a river.

MATERIAL AND METHODS

Study sites

Maremma Regional Park (Grosseto, Italy, Tyrrhenian Sea)

The Maremma Regional Park (42°38' N, 11°02' E to 42°37' N, 11°04' E) is located along the southern coast of Tuscany, in the Province of Grosseto, in an area extending from Principina a Mare to Talamone. From a naturalistic point of view the Park includes a vital network of ecosystems thanks to the complex formed by the hills of the Monti dell'Uccellina, the pinewood of Marina di Alberese, the sandy beach-dune system, the mouth of Ombrone River and the wetlands of La Trappola. The Ombrone River catchment has an area of 3494 km² and the average flow rate of the river is 1.1 10⁹ m³/year with a mean of 18 10⁶ ton/year of suspended sediments. The study area lies to the south of the Ombrone River where a 7 km sandy beach-dune system reaches the limestone formation of the Monti dell'Uccellina. This stretch of coast is characterised by a high degree of instability as it has recently experienced severe erosion in sections close to the river mouth and a phenomenon of accretion in the southern section of the beach. Beach exposure ranges from exposed to sheltered

according to the orientation of the beach (axis 110°-290° near the river mouth to 130°-310° in the southern section). The width of the beach at low tide increases from 10 m to 40 m proceeding southwards whereas dune height decreases from 3 m to 1 m. The area is characterised by microtidal excursions with a tidal range of less than 40 cm. Tourism is intensive especially during summer months, however this is mainly concentrated to the main entrances.

Mehdia beach (Kenitra, Morocco, Atlantic Ocean)

Mehdia (34°15' N, 06°40' W to 34°12' N, 06°41' W) is a beach-dune system which lies at 35 km north of Rabat near the city of Kenitra. The study analysed the stretch of coast to the left of the Sebou River mouth in front of the Lac de Sidi Bourhaba. The Sebou River is 600 km long and it is one of the largest Moroccan rivers, draining 40000 km² from its source in the Middle Atlas to the Atlantic Ocean. The average flow rate of the river is 5.3 10⁹ m³/year and has a high rate of specific sediment yield of 26 ton/year which is one of the highest in Africa (Snoussi *et al.*, 1989, 2002). The river is characterised by breakwaters on each side of its mouth, permitting navigation all year round. The beach is exposed and has a north-south orientation (beach axis varying from 0°-180° near the river mouth to 25°-205° proceeding southwards). The width of the beach at high tide varies from 25 m to 50 m whereas the dune in some sections reaches a height of 50 m. The dune formation on this section of the coast is mainly the result of predominant marine western winds that transport fine sediments towards land. Furthermore, this area is characterised by mesotidal excursions with a tidal range from 0.5 to 3.7 m during spring tides. The beach is exploited by locals for tourism which becomes particularly intensive near the town of Mehdia, especially during the warmer months of the year.

Both localities are characterised by a Mediterranean climate with mild winters and hot-dry summers. At the Maremma Regional Park the mean annual temperature was 14 °C while mean annual rainfall was 638.9 mm (Barazzuoli *et al.*, 1993). At Mehdia the mean annual temperature was 17.6 °C while mean annual rainfall was 665.9 mm (Atbib, 1983; Bayed, 1991).

Sampling procedures

In both localities the study was conducted during spring, after a period of intensive rain and low human disturbance, and during autumn after the dry season and heavy human impact. At the Maremma Regional Park sampling was done in September 17-20, 2002 and May 16-22, 2003 and at Mehdia in October 19-22, 2002 and June 9-13, 2003. The same sampling protocol was applied to both sites. Five sampling stations were chosen at increasing distances from the river delta along the sandy beach. Only the stretch of coast to the south (south-west in Mehdia's case) of the delta was considered because the dominant marine currents were NS and a major influence of the river inputs was expected to be present on this side of the delta. The sampling sta-

tions were set at about 1 km distance from each other starting from the river mouth. At the Maremma Regional Park, erosion process taking place around the river mouth had removed the beach and the sea had reached the old unpaved road. Therefore, in this case the first station with typical beach-dune characteristics was found only at a distance of 2230 m (station 1) from the river mouth. The other four stations at which samples were collected were: station 2 at 3070 m, station 3 at 4050 m, station 4 at 5030 m and station 5 at 5990 m. At Mehdià it was possible to choose the first station relatively close to the river delta because of the stability of the beach ecosystem due to the presence of breakwaters on each side of the river mouth. The distances at which samples were collected were the following: station 1 at 50 m, station 2 at 1560 m, station 3 at 3500 m, station 4 at 4870 m and station 5 at 5720 m.

For each station, two transects (replicates) at a distance of 10 m from each other were set to capture spontaneously surface-active arthropods. Each transect, ranging from the mean high tidal level to the base of the dune, was composed by a set of pitfall traps at a 2 m (Maremma Regional Park) or a 4 m interval (Mehdià beach), according to beach width, with trap numbers varying from 8 to 20 proceeding from stations 1 to 5 at Maremma Regional Park, and from 8 to 15 traps at Mehdià. Traps were kept active for 72 consecutive hours and captured individuals were collected once a day after sunrise. Sampled arthropods were kept separate for each trap and each day and were preserved in 75% alcohol. In the laboratory, samples were sorted under binocular microscopes and species were identified to major taxon. Coleoptera were chosen to be sorted further into morphologically recognisable taxonomic units (RTUs) (Krüger & McGavin, 1997). This method consists of subdividing each order at family level and then grouping the different species of each family with conventional names (sp. 1, sp. 2, sp. 3, etc.). Amongst Amphipoda a certain number of individuals of the genus *Talorchestia* Dana remained unidentified (*Talorchestia* sp.) as they differed in several characteristics (second gnathopod of males) from both *Talorchestia spinifera* (Mateus) and *Talorchestia brito* Stebbing.

Every day after 17:00 h sand samples were collected next to each pitfall trap using small cores (diameter = 3 cm, height = 7 cm) for subsequent analysis in the laboratory. Sand penetrability was also quantified along transects using a graduated iron rod of 27.33 g weight (8 mm in diameter) dropped through a plastic tube of 1 m height (Bally, 1983). Beach width, slope and orientation were recorded at each station. Beach width was measured from the base of the dune to the upper limit of the swell during spring tide. Beach slope was measured calculating the ratio (in percentage) between the difference in height and horizontal distance between two points. Beach orientation was calculated measuring the sealine axis with a magnetic compass.

Sand samples were analysed in the laboratory to determine moisture content (%), pH, conductivity (mS/cm), organic matter (%) and granulometric parameters. These factors were determined according to standard methods (Società Italiana della Scienza del Suolo, 1985) respectively (dry weight versus wet weight for moisture contents; conductivity and pH of 10 g of sand in 50 cm³ demineralised water; organic matter weights of sand samples previously oven dried at 105 °C for 24 h and then burned for

3 h in a muffle furnace at 600 °C). Granulometric analysis was carried out using an automatic sieve shaker with meshes of different sizes (from 4 mm to 45 µm). The following granulometric parameters were considered: M_z (Φ) (mean grain size), σ_1 (Inclusive graphic standard deviation), Sk_1 (Inclusive graphic skewness) and K_G (Graphic kurtosis) (Folk & Ward, 1957).

Data analysis

In both localities, capture frequency was analysed separately at each station in the two different seasons and at increasing distances from the river mouth. For each station the data of the two transects and of the three days of sampling were cumulated. For sand parameters means were calculated. To describe quantitatively and qualitatively the arthropod community relative abundance was used. The abundance of individual species, as a function of the total number of individuals collected in a particular season was calculated only for Coleoptera. Species were then grouped as Abundant ($A \geq 5\%$), Influent ($2 \leq A < 5\%$) and Recedent ($A < 2$) (Ponel, 1983; Fallaci *et al.*, 1994). Fisher's (Fisher *et al.*, 1943) and Pielou's (1978) indices were calculated in order to analyse α -diversity and the evenness index (J') of the Coleoptera community. The Brillouin (1962) index (H) was also calculated together with the Simpson's (1949) dominance index (L). For each station β -diversity (Pielou, 1978) was calculated using Renkonen (1938) index of similarity.

Mean longshore zonation (with 95% confidence limits) of the most abundant species were calculated along the coast starting from the river mouth. This was obtained by calculating the mean distance in metres from the mouth of the river of each individual found in the different transects. For crustaceans mean longshore zonation of adults and juveniles was calculated separately.

The data of each transect were employed for regression analysis. Simple linear regression was used to correlate the different environmental parameters (sand moisture, conductivity, pH, organic matter, mean grain size, penetrability, beach width, slope), the capture frequency, α - and β -diversity with the increasing distance of the stations from the river delta. Stepwise multiple linear regression analysis (with backward elimination method) was used to relate total capture frequency, different species, α - and β -diversity with the different environmental parameters.

RESULTS

Beach slope and width at the different sampling stations

Maremma Regional Park

Proceeding from the station closest to the delta to the ones farther away there appears to be a clear trend both in the beach width and slope. At the first station beach slope was 2.7% and 9.7% in September 2002 and May 2003 respectively. This grad-

ually decreased to 0.6% and 1.6% at the fifth station. Proceeding from the first station to the last, beach width varied from 12 m to 38 m and from 8 m to 40 in autumn and spring respectively.

Mehdia

During October 2002 mean beach slope varied from 10% at station 4 to 17.5% at station 3 and this corresponded to the smaller beach width (24 m at stations 2, 3 and 4). At station 1 m there was an increase in beach width to 48 m, associated with a decrease in beach slope (11.1%). During June 2003 a decrease in beach width of 4 m occurred at station 4, whereas an increase in beach slope was registered at stations 1, 2, 4 (12.9%, 17.5%, 21.2% respectively).

Environmental parameters

Maremma Regional Park

In September (Table 1) the total organic matter of the sand varied between the highest mean value of 1.71% at the first and second stations to the lowest mean value of 1.28% at the fourth one. In May slightly higher mean values of the organic matter

Table 1. *Maremma Regional Park*: mean sand parameters (with 95 % confidence limits) registered at the five stations in the two different seasons.

Stations	September 2002					May 2003				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Organic matter (%)	1.702 ±0.162	1.707 ±0.178	1.361 ±0.179	1.284 ±0.264	1.595 ±0.150	1.941 ±0.332	1.714 ±0.210	1.757 ±0.234	1.906 ±0.207	2.075 ±0.233
Sand moisture (%)	1.416 ±0.618	0.929 ±0.219	0.896 ±0.142	1.175 ±0.132	3.671 ±0.403	1.632 ±1.679	1.211 ±0.792	1.272 ±0.778	1.273 ±0.705	3.585 ±1.279
pH	8.988 ±0.115	8.775 ±0.217	8.982 ±0.076	8.992 ±0.141	9.265 ±0.151	9.310 ±0.112	9.150 ±0.084	9.150 ±0.147	8.950 ±0.103	8.780 ±0.423
Conductivity (mS/cm)	0.212 ±0.046	0.152 ±0.044	0.114 ±0.024	0.113 ±0.018	0.241 ±0.166	0.279 ±0.101	0.293 ±0.022	0.246 ±0.035	0.400 ±0.125	0.742 ±0.125
Penetrability (mm)	65.188 ±3.023	69.929 ±2.853	53.384 ±1.507	62.948 ±2.984	35.873 ±1.542	55.157 ±8.217	71.563 ±3.923	55.885 ±3.720	55.759 ±2.395	37.818 ±2.570
M_z (ϕ)	1.654 ±0.031	1.567 ±0.024	1.547 ±0.033	1.956 ±0.021	2.273 ±0.010	1.647 ±0.054	1.755 ±0.011	1.900 ±0.026	2.234 ±0.033	2.538 ±0.015
σ_1 (ϕ)	0.420 ±0.004	0.400 ±0.010	0.412 ±0.010	0.399 ±0.015	0.277 ±0.011	0.395 ±0.060	0.398 ±0.019	0.385 ±0.008	0.367 ±0.010	0.312 ±0.016
Sk_1	0.068 ±0.101	0.009 ±0.031	0.041 ±0.040	-0.136 ±0.019	-0.014 ±0.039	0.046 ±0.060	0.164 ±0.024	0.122 ±0.054	-0.258 ±0.028	0.017 ±0.016
K_G	0.905 ±0.045	0.951 ±0.019	0.973 ±0.016	1.012 ±0.030	1.301 ±0.030	0.984 ±0.023	1.003 ±0.007	0.986 ±0.024	1.055 ±0.016	1.177 ±0.029

were recorded with the highest values in stations 1 and 5. Sand moisture had a mean value of 0.90% at station 3 and of 3.67% at station 5 during autumn. The latter value was significantly different (in terms of 95% confidence intervals) from those registered at the other stations. In May mean values of sand moisture were more or less the same, with station 5 the wettest one. Mean values of pH varied between 8.8 at station 2 and 9.3 at station 5 during autumn, whereas in spring pH values were slightly higher, especially at stations 1 and 2 where significant differences were registered. In the latter season there was a linear decrease from station 1 to station 4, with significantly higher mean values in the former station. Substrate conductivity presented highest values of 0.211 mS/cm and 0.241 mS/cm, at station 1 and 5 respectively, whereas the lowest values of 0.114 and 0.113 mS/cm were recorded at stations 3 and 4 respectively. In May mean values of sand conductivity were significantly higher than in the previous season with values varying from 0.246 to 0.742 mS/cm at station 3 and 5 respectively. Regarding grain size analysis, finer sands (higher values of Φ) were found with increasing distance from the river mouth, reaching greatest proportions at station 5 during both seasons. By contrast the highest values of penetrability were found at the first and second station in both seasons.

Mehdia

In October (Table 2) the total organic matter varied between mean values of 1.98% at station 2 and 1.49% at station 1. In June similar mean values were recorded, with the lowest values at station 1 and the highest ones at station 5. Sand moisture had mean values between 3.28% at station 1 and 5.14% at station 4 during autumn, whereas in spring mean values were significantly lower than the previous season, with the lowest values at station 1 and the highest ones at station 5. Mean values of pH varied between 8.86 at station 4 and 9.13 at station 1 during autumn, whereas in spring mean values of pH were higher in all stations although no significant differences between stations were found. In October substrate conductivity presented highest values of 0.369 mS/cm and 0.355 mS/cm, at station 4 and 2 respectively, whereas the lowest values of 0.136 mS/cm was recorded at station 5. In June mean values of sand conductivity were lower than in the previous season with no significant differences between stations. Grain size analysis showed finer sands at station 2 and coarser ones at station 5. In June sand parameters were similar with finer sands at the station closest to the river mouth. Highest values of penetrability were found at the station 1 in autumn season whereas at station 2 in spring.

Species capture frequency

Maremma Regional Park

In autumn 2002 (Table 3) a total of 11354 arthropod individuals was sampled on the eulittoral, of which 98% was principally made up by the amphipod *Talitrus saltator* (Montagu), the isopod *Tylos europaeus* Arcangeli, and the tenebrionid beetle *Phaleria provincialis* Fauvel. The total number of arthropods captured at each station

Table 2. *Mehdia Beach*: mean sand parameters (with 95 % confidence limits) registered at the five stations in the two different seasons.

Stations	October 2002					June 2003				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Organic matter (%)	1.493 ±0.172	1.980 ±0.115	1.689 ±0.374	1.779 ±0.209	1.746 ±0.100	1.452 ±0.164	1.765 ±0.131	1.575 ±0.354	1.604 ±0.145	1.915 ±0.158
Sand moisture (%)	3.278 ±1.211	4.655 ±1.223	4.722 ±2.655	5.144 ±2.094	3.697 ±2.025	0.604 ±0.165	0.605 ±0.233	0.612 ±0.224	0.798 ±0.393	0.900 ±0.390
pH	9.132 ±0.113	9.007 ±0.106	8.928 ±0.092	8.868 ±0.093	8.992 ±0.036	9.610 ±0.150	9.630 ±0.094	9.610 ±0.116	9.560 ±0.090	9.470 ±0.091
Conductivity (mS/cm)	0.194 ±0.042	0.355 ±0.108	0.316 ±0.114	0.369 ±0.167	0.136 ±0.029	0.172 ±0.020	0.175 ±0.037	0.184 ±0.028	0.219 ±0.031	0.230 ±0.065
Penetrability (mm)	52.972 ±3.246	44.531 ±3.896	46.000 ±3.976	43.302 ±2.462	48.083 ±3.041	67.425 ±2.905	68.357 ±4.515	55.667 ±3.723	59.789 ±5.029	56.317 ±3.950
M_z (ϕ)	1.922 ±0.047	2.035 ±0.035	1.862 ±0.043	1.844 ±0.042	1.738 ±0.022	1.889 ±0.010	1.876 ±0.015	1.741 ±0.021	1.724 ±0.017	1.755 ±0.013
σ_1 (ϕ)	0.398 ±0.007	0.379 ±0.010	0.408 ±0.012	0.399 ±0.015	0.407 ±0.011	0.382 ±0.005	0.383 ±0.004	0.389 ±0.006	0.374 ±0.010	0.375 ±0.006
Sk_1	-0.013 ±0.017	-0.041 ±0.012	-0.008 ±0.018	0.041 ±0.030	0.016 ±0.023	-0.016 ±0.009	-0.025 ±0.011	-0.042 ±0.018	-0.031 ±0.020	-0.013 ±0.024
K_G	0.999 ±0.037	0.972 ±0.034	0.978 ±0.023	0.998 ±0.019	0.959 ±0.039	1.060 ±0.023	1.043 ±0.022	0.991 ±0.011	0.996 ±0.015	1.014 ±0.014

increased with the distance from the estuary. In particular this was true for *T. saltator*, the beetle *Gastroidea polygona* Linneus (Chrysomelidae) and the larvae of *P. provincialis*. In contrast, for *T. europaeus* and the adults of *P. provincialis*, the greatest numbers of individuals were caught at stations 4 and 3, respectively.

In spring 2003 a substantially lower number ($n = 6430$) of surface-active arthropods were caught; again *T. saltator*, *T. europaeus* and *P. provincialis* were the prevailing species, the latter of which represents 95.64 % of the Tenebrionidae abundance. The most abundant Araneidae species was *Arctosa perita* Latreille that represented 95-96% of this spider family. As the distance from the river increased species abundance also increased, as in the previous season. The latter was particularly pronounced for *T. saltator*. For *T. europaeus* and the adults of *P. provincialis*, the greatest number of individuals were recorded in station 3.

Mehdia

In autumn 2002 (Table 4) a total number of 3909 arthropods was sampled on the eulittoral of which 94% was principally made up by the isopod *T. europaeus* (57%), the amphipod talitrids (prevalently *T. saltator*) (31%), and the tenebrionid beetle *Phaleria cadaverina* Fabricius (6%). The highest capture numbers occurred at station 2 and the

Table 3. *Maremma Regional Park*: capture numbers of the most representative species at the different stations in the two seasons.

Stations	1		2		3		4		5		Total	
	a	s	a	s	a	s	a	s	a	s	a	s
Total	114	148	171	540	1370	1417	3022	1291	6677	3051	11354	6430
<i>Tylos europaeus</i>	16	44	35	75	471	253	866	34	287	49	1675	457
<i>Talitrus saltator</i>	18	–	5	9	419	218	1704	599	6133	2365	8279	3191
<i>Arctosa perita</i>	1	–	3	1	19	44	11	61	4	149	38	255
Cicindelidae	–	–	–	1	–	4	–	42	3	40	3	87
<i>Parallelomorpha laevigatus</i>	–	–	–	–	–	–	–	6	6	27	6	33
Histeridae	1	–	1	11	2	15	2	17	–	67	6	114
Staphylinidae	–	–	–	34	–	25	1	22	–	3	1	83
<i>Halammobia pellucida</i>	–	–	–	–	2	22	–	43	–	11	2	76
<i>Phaleria provincialis</i>	58	98	102	365	399	627	350	309	143	220	1052	1620
<i>Phaleria provincialis</i> larvae	3	1	7	13	20	34	26	24	47	23	103	95
<i>Pimelia bipunctata</i>	2	2	1	1	–	4	–	4	–	4	3	12
<i>Trachyscelis aphodiioides</i>	–	–	4	4	16	34	6	22	16	21	42	80
Other Coleoptera	6	3	6	10	7	53	10	46	16	22	45	132
Neuroptera larvae	1	–	3	1	8	17	3	9	1	11	16	38
Diptera	–	1	1	9	4	28	22	29	12	15	39	72
Hymenoptera	8	1	2	3	2	26	4	19	6	4	22	58
Other Arthropoda	–	–	1	1	1	8	17	10	3	8	22	27

(a = autumn; s = spring).

lowest at station 1. In spring 2003 a higher number ($n = 14337$) of surface-active arthropods were caught and again these were principally composed of talitrids, the isopod *T. europaeus*, the tenebrionid beetle *P. cadavarina*, and the dermapteran *Labidura riparia* Kirby. The highest capture numbers occurred at station 4 and the lowest at station 1.

Mean longshore zonation of the main species along the beach

Maremma Regional Park

Calculating the mean longshore zonation of the four most abundant species (*A. perita*, *T. europaeus*, *T. saltator* and *P. provincialis*) (Figure 1), from station 1 to 5, significant differences were found between seasons, except in the case of the adults of *T. saltator*. In September, mean zonations were shifted towards the last station and this was observed in both age categories of *P. provincialis* and *T. europaeus*. In contrast, mean zonations of *T. saltator* were between station 4 and 5 m in both seasons; smaller shifts were evident and these were significant only for juveniles.

Table 4. *Mehdia Beach*: capture numbers of the most representative species at the different stations in the two seasons.

Stations	1		2		3		4		5		Total	
	a	s	a	s	a	s	a	s	a	s	a	s
Total	109	445	1683	1840	891	2561	394	5670	832	3821	3909	14337
<i>Tylos europaeus</i>	–	4	1099	471	481	158	218	2012	427	814	2224	3459
<i>Talitrus saltator</i>	2	6	402	1068	234	2096	45	2782	179	2486	862	8438
<i>Talorchestia brito</i>	4	1	12	18	44	43	27	366	136	90	223	518
<i>Talorchestia spinifera</i>	7	59	37	12	–	–	–	–	2	1	46	72
<i>Talorchestia deshayesii</i>	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3	0
<i>Talorchestia</i> sp.	19	7	32	13	45	–	–	3	1	1	97	24
Araneida	1	1	2	6	6	5	3	4	8	4	20	20
Collembola	–	42	1	–	–	4	–	–	–	–	1	46
Thysanoptera	–	–	–	1	–	7	–	24	–	3	–	35
Homoptera	–	2	–	13	–	1	–	20	1	8	1	44
Heteroptera	–	4	1	48	1	21	–	108	–	79	2	260
<i>Labidura riparia</i>	–	–	17	36	31	95	30	66	30	61	108	258
Histeridae	–	2	–	7	2	17	–	9	–	2	4	37
Staphylinidae	–	2	2	4	2	–	3	4	2	10	9	20
Carabidae	3	1	3	3	3	7	3	15	3	9	15	35
Anthicidae	–	11	–	2	–	3	–	1	1	3	1	20
<i>Erodium</i> sp.	–	6	–	4	–	7	–	7	–	9	–	33
<i>Pachychila</i> sp.	–	7	–	6	1	9	2	5	6	4	9	31
<i>Phaleria cadaverina</i>	29	188	34	30	11	16	46	51	13	35	133	320
<i>Phaleria cadaverina</i> larvae	39	14	32	6	16	1	14	3	10	1	111	25
Ten 1	–	36	–	13	1	25	–	2	3	4	4	80
Curculionidae	–	–	1	2	2	5	–	9	4	6	7	22
Chrysomelidae	–	2	–	18	2	17	–	114	–	58	2	209
Other Coleoptera	1	3	–	9	6	5	1	17	3	8	11	42
Diptera	–	11	3	21	2	6	–	15	1	20	6	73
Hymenoptera	–	1	–	9	–	4	2	15	1	17	3	46
Formicidae	1	36	3	6	–	2	–	11	1	28	5	83
Psocoptera	–	–	–	6	–	3	–	4	–	56	–	69
Other Arthropoda	–	–	–	8	2	4	–	3	–	3	2	18

(a = autumn; s = spring).

Mehdia

When mean zonations were calculated (Figure 2), significant differences between seasons were obtained for both adults and juveniles of *Talorchestia spinifera*, *Talorches-*

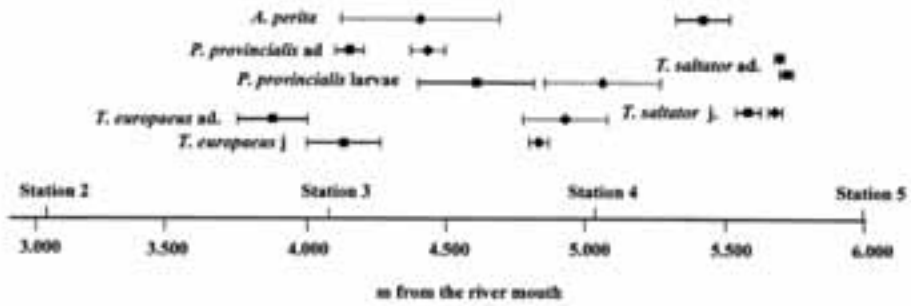


Figure 1. *Maremma Regional Park*: mean zonation of *Tylos europaeus*, *Talitrus saltator* and *Phaleria provincialis* along the beach in the two seasons (May: square mark and continuous line; September: rhombus and dotted line).

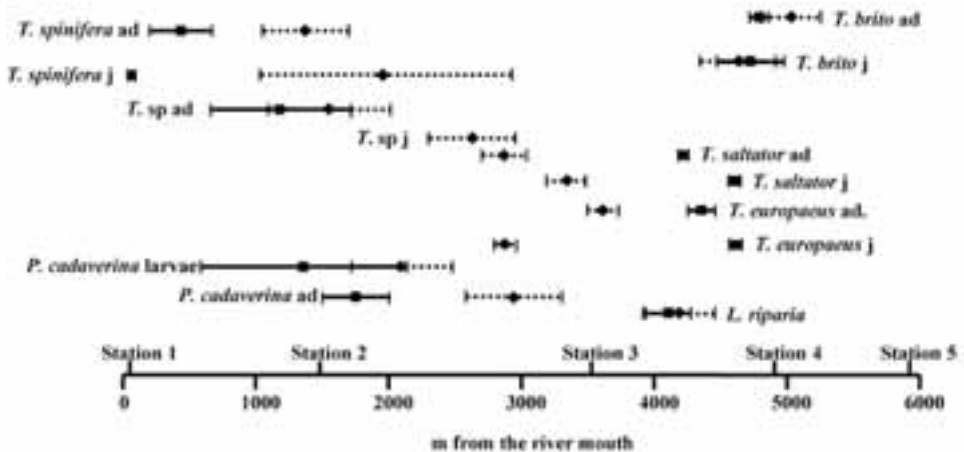


Figure 2. *Mehdia*: mean zonation of the most abundant species along the beach in the two seasons (June: square mark and continuous line; October: rhombus and dotted line).

tia sp., *T. saltator*, *T. europaeus* and adults of *P. cadaverina*. For all other species no differences were found. It is worthwhile mentioning that *T. spinifera*, *Talorchestia* sp. and *P. cadaverina* were zoned closer to the river mouth in spring, whereas in autumn they shifted farther away from it. By contrast the opposite occurred for *T. saltator* and *T. europaeus* for which mean zonation occurred around 3-4 km from the river mouth. Of all the crustacean species, *T. brito* was the species with a zonation farthest away from the mouth of the Oued Sebou.

Species abundance, richness and diversity

Maremma Regional Park

Abundance analysis carried out for coleopterans showed that in September only one species (*P. provincialis*) was classified as abundant, whereas in May two species [*P. provincialis*, *Hypocaccus dimidiatus* (Illiger)] showed values over 5%. In September species in September were only two [*Trachyscelis aphodioides* (Latreille) and *Gastroidea polygona* Linnaeus], whereas in May four species occurred in this category [*Eugrapha arenaria* (Füsslin), *T. aphodioides*, *Halammobia pellucida* Herbst and *Aloconda* sp.]. Also recedent species increased from 12 to 43 species when autumn captures were compared to spring ones.

In September (Table 5) a total of 15 species were present and species richness increased from 4 to 10, proceeding from station 1 to station 5. In May there was a general increase in species number with a total of 49 Coleoptera species present on the beach. In this case station 3 hosted the highest number of species. The latter station also recorded the highest number of captured individuals in both seasons. Diversity indices showed differences according to the season, with higher values in spring. Furthermore α -diversity values increased as the distance from the river delta increased even if a significant linear trend was obtained only for the month of May. Beta diversity showed that 50% of the composition of the population changed every 9 m, 5 m, 20 m, 50 m, 100 m from station 1 to station 5 in September and every 100 m, 8 m, 12 m, 20 m, 33 m from station 1 to station 5 in May. (Note, however, that the low value, 0.01, found at station 1 in May was biased by the low number of species present at that station). The evenness of the community showed the highest values at station 5 in both seasons, while more dominant species were found at station 3 and 1 in September and May respectively.

Table 5. *Maremma Regional Park*: diversity indices, capture and species numbers are shown for the Coleoptera order at increasing distance from the river in the two different seasons.

Stations	September 2002					May 2003					Total	
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	Sept	May
n	67	114	426	369	184	101	425	784	510	415	1160	2235
n species	4	5	5	6	10	3	15	28	25	23	15	49
α sup. l.	1.18	1.31	0.93	1.19	2.68	0.73	3.44	6.20	6.37	5.84	2.72	9.41
α -diversity	0.93	1.07	0.80	1.02	2.27	0.58	3.03	5.67	5.51	5.25	2.43	8.85
α inf. l.	0.68	0.83	0.66	0.84	1.86	0.43	2.62	5.15	4.65	4.65	2.15	8.29
β -diversity	0.11	0.20	0.05	0.02	0.01	0.01	0.12	0.08	0.05	0.03	–	–
Brillouin	0.45	0.41	0.29	0.25	0.83	0.13	0.61	0.96	1.55	1.59	0.44	1.28
Pielou evenness	0.35	0.27	0.18	0.14	0.38	0.12	0.23	0.30	0.50	0.53	0.17	0.34
Simpson index	0.76	0.80	0.88	0.90	0.62	0.94	0.74	0.64	0.39	0.32	0.83	0.53

Mehdia

Abundance analysis carried out only for Coleoptera again showed that in autumn the tenebrionid *P. cadaverina* was the most abundant species present on the beach, whereas in June three species [*P. cadaverina*, *Cassida viridis* Linneus and Ten 1] presented values over 5%. In October species were four [*Pachychila* sp., Sta 11, *Eurynebria complanata* (Linneus) and Ten 2] and in June other species, occurred [*Erodius* sp., *Chaetocnema hortensis* (Geoffroy), *Pachychila* sp. and *Hypocaccus dimidiatus* (Illiger)]. In autumn recedent species were 19 whereas in spring 69 species occurred in this category.

In October the total number of captured individuals was highest at station 4 whereas species richness reached a peak at station 3 (Table 6). In June there was an increase both in abundance and in species richness reaching a total of 844 captured individuals for a total of 77 species. In this month species richness reached a peak at station 4 with 42 species. Also for Mehdia there were significant differences between the two seasons with higher α -diversity values in spring. The largest α -diversity value registered in October and June were at station 3 and 4 respectively. Beta diversity showed that 50% of the composition of the population changed every 50 m, 10 m, 33 m, 500 m, 20 m from station 1 to station 5 in October and every 14 m, 9 m, 8 m, 333 m, 16 m from station 1 to station 5 in June. In both seasons station 3 presented the highest values of evenness, whereas more dominant species occurred at station 1.

Regression analysis

Maremma Regional Park

Simple linear regression analysis showed clear trends proceeding from the station closest to the river delta to those farther away (Table 7). Total captured individuals, *T. saltator* (adults and juveniles), *T. europaeus* (adults only in September), *A. perita*

Table 6. *Mehdia Beach*: diversity indices, capture and species numbers are shown for the Coleoptera order at increasing distance from the river in the two different seasons.

Stations	October 2002					June 2003					Oct	June
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5		
n	33	42	30	55	35	258	97	109	233	147	195	844
n species	4	6	16	7	12	17	27	24	42	31	24	77
α sup. l.	1.59	2.47	18.19	2.69	8.23	4.65	14.45	10.99	16.62	13.64	8.15	21.97
α -diversity	1.19	1.92	13.93	2.13	6.45	4.09	12.40	9.52	14.96	12.00	7.19	20.61
α inf. l.	0.79	1.36	9.67	1.57	4.67	3.52	10.35	8.04	13.30	10.35	6.24	19.25
β -diversity	0.02	0.10	0.03	0.002	0.05	0.07	0.11	0.12	0.003	0.06	–	–
Brillouin	0.40	0.65	1.81	0.60	1.66	1.01	2.18	2.30	2.01	2.20	1.38	2.31
Pielou evenness	0.32	0.41	0.84	0.34	0.81	0.37	0.76	0.81	0.59	0.71	0.47	0.56
Simpson index	0.77	0.66	0.14	0.70	0.17	0.55	0.14	0.10	0.24	0.16	0.47	0.20

(only in May), the number of Coleoptera captured, species richness and α -diversity indices (only in May) were significantly positively correlated with the distance from the river delta. Also, sand parameters presented significant trends and these were positively (pH in September, beach width, M_z , and K_G) and negatively (pH in May, penetrability, beach slope, and σ_1) correlated with the distance from the river delta.

When the total number of captured individuals was correlated with the environmental parameters through multiple regression positive correlations were obtained with sand moisture, penetrability, beach slope and width in September (Table 8) and with sand conductivity and beach width in May (Table 9). In the latter month negative correlations were obtained only with penetrability and mean grain size. The

Table 7. *Maremma Regional Park*: simple linear regression analysis between sand parameters, beach characteristics, capture numbers of arthropods, species number of Coleoptera, α - and β -diversity indices and the distance in km from the river mouth.

	September 2002			May 2003		
	coefficient	$p <$	R^2	coefficient	$p <$	R^2
Sand moisture (%)	–	–	–	–	–	–
Conductivity (mS/cm)	–	–	–	0.110	**	0.563
pH	0.083	*	0.375	–0.133	**	0.656
Organic matter (%)	–	–	–	–	–	–
Penetrability (mm)	–6.981	**	0.547	–5.443	*	0.394
Beach slope (%)	–	–	–	–1.451	***	0.834
Beach width (m)	6.947	***	0.839	9.546	***	0.968
M_z (Φ)	0.174	**	0.663	0.189	**	0.714
σ_1	–0.030	**	0.541	–0.021	***	0.737
Sk_1	–	–	–	–	–	–
K_G	0.090	**	0.700	0.047	**	0.702
Total arthropods	848.8	***	0.783	345.6	***	0.732
<i>Tylos europaeus</i> ad.	8.048	**	0.668	–	–	–
<i>Tylos europaeus</i> juv.	–	–	–	–	–	–
<i>Talitrus saltator</i> ad.	563.2	**	0.589	200.6	**	0.590
<i>Talitrus saltator</i> juv.	177.9	***	0.729	82.38	**	0.657
<i>Arctosa perita</i>	–	–	–	19.00	*	0.467
Coleoptera	–	–	–	–	–	–
Coleoptera spp.	0.900	**	0.633	4.111	**	0.553
<i>Phaleria provincialis</i> ad.	–	–	–	–	–	–
<i>Phaleria provincialis</i> lar.	5.663	***	0.902	–	–	–
α -diversity (Coleoptera)	–	–	–	1.117	**	0.674
β -diversity (Coleoptera)	–	–	–	–0.046	**	0.537

(* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$. *** = $p < 0.001$).

individual species, when analysed separately, gave different results accordingly. For *T. europaeus* similar trends were obtained for adults and juveniles with the difference that adults were correlated with more parameters than juveniles. A similar tendency occurred for *T. saltator* but in this case juveniles presented more significant correlations than adults. For Coleoptera the number of individuals, and in particular those of *P. provincialis*, showed positive correlations with penetrability and beach width in September (Table 8) and negative ones with pH, beach slope, and mean grain size in May (Table 9). Alpha diversity, calculated on species numbers and abundance, sum-

Table 8. *Maremma Regional Park*: multiple regression analysis of the capture numbers of arthropods, species number of Coleoptera, and diversity indices of the Coleoptera with the environmental and sand parameters in September. Only significant correlations are shown.

	Const.	Sand moist. (%)	Cond. (mS/cm)	pH	Org. mat (%)	Pen. (mm)	Slope (%)	Width (m)	M _z (Φ)	R ²
Total arthropods	-7246 ***	1130 ***	-	-	-	63.097 **	90.86 *	112.9 ***	-	0.992
<i>Tylos europaeus</i>	269.1 *	-11.42 **	-	-47.70 **	-	38.88 **	-2.799 **	1.566 ***	42.76 **	0.989
<i>Tylos europaeus</i> juv.	-1456 **	-	-	-	-	16.84 **	26.34 ***	-	-	0.769
<i>Talitrus saltator</i> ad.	-3828 **	891.5 ***	-	-	-	27.23 *	82.65 *	52.70 ***	-	0.989
<i>Talitrus saltator</i> juv.	-1106 ***	104.0 ***	-	-	-	-	23.64 **	8.058 **	496.7 ***	0.993
<i>Arctosa perita</i>	191.0 **	-	-18.62 **	-21.55 **	8.695 **	-	-1.164 **	0.513 ***	-7.520 **	0.989
Coleoptera		-	-	-	-	4.773 ***	-	12.56 ***	-161.2 ***	0.969
Coleoptera spp.	11.01 ***	-	-	-	-	-0.108 ***	-	-	-	0.767
<i>Phaleria provincialis</i> ad.		-	-	-	-	5.080 ***	-	12.34 ***	-160.7 ***	0.958
<i>Phaleria provincialis</i> lar.	-38.55 **	-	-	-	11.04 *	-	-	0.675 ***	8.659 *	0.952
α-diversity	2.572 *	-	-	-	-	-0.038 **	-	-0.035 **	0.871 *	0.874
β-diversity		-	-	-	-	-	0.038 ***	-	-	0.890

(Abbreviations: constant, sand moisture, conductivity, pH, total organic matter, penetrability, beach slope, beach width, medium grain size) (* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$. *** = $p < 0.001$).

marises these parameters. These were in fact correlated negatively with penetrability, and beach width in September (Table 8), and with pH, beach slope and mean grain size in May (Table 9). Positive correlations were obtained with organic matter and penetrability in May (Table 9) and with mean grain size in September (Table 8). Beta diversity showed significant correlations only with beach slopes and width, in September and May respectively (Tables 8-9).

Table 9. *Maremma Regional Park*: multiple regression analysis of the capture numbers of arthropods, species number of Coleoptera, and diversity indices of the Coleoptera with the environmental and sand parameters in May. Only significant correlations are shown.

	Const.	Sand moist. (%)	Cond. (mS/cm)	pH	Org. mat (%)	Pen. (mm)	Slope (%)	Width (m)	M_z (Φ)	R^2
Total arthropods	4564 **	-	2977 ***	-	-	-24.28 **	-	38.92 **	-2560 **	0.965
<i>Tylos europaeus</i>	1223 *	86.77 *	-	-200.6 *	319.1 *	12.04 *	-116.8 **	-19.54 **	-	0.816
<i>Tylos europaeus</i> juv.	927.1 ***	13.63 ***	-	-75.53 ***	127.0 ***	-	-16.64 ***	-	-241.3 ***	0.992
<i>Talitrus saltator</i> ad.	-466.2 ***	-	1751 ***	-	-	-	-	-	-	0.956
<i>Talitrus saltator</i> juv.	-	-	668 **	-	-	-4.542 *	-	4.382 *	-303.2 *	0.958
<i>Arctosa perita</i>	1477 ***	-	-	-131.4 ***	-80.69 **	-2.201 ***	4.235 *	-	-	0.978
Coleoptera	3913 **	-	-	-274.4 *	-	-	-68.38 ***	-	-550.3 ***	0.873
Coleoptera spp.	218.0 ***	-	-	-18.05 **	12.53 *	-	-2.089 **	0.570 **	-38.99 ***	0.987
<i>Phaleria provincialis</i> ad.	3307 **	-	-	-226.6 *	-	-	-50.70 ***	-	-518.3 ***	0.878
<i>Phaleria provincialis</i> lar.	361.2 **	-	-56.85 *	-19.39 *	-63.45 **	-1.301 **	7.009 *	1.553 *	-10.56 *	0.997
α -diversity	51.67 **	-	-	-5.399 **	5.191 *	0.078 *	-1.099 ***	-	-5.585 **	0.974
β -diversity	0.197 **	-	-	-	-	-	-	-0.004 *	-	0.444

(For abbreviations see Table 8).

Mehdia

In October, when simple linear regression analysis was tested between faunistic data and increasing distances from the river mouth, significant correlations were obtained only for *L. riparia* and larvae of *P. cadaverina* (Table 10). In this month negative correlations occurred with pH and M_z and positive ones with Sk_1 . In June, a slightly different picture appears, with positive correlations obtained with total captured individuals, *T. saltator* (adults and juveniles), *T. brito* (juveniles), *L. riparia*, and with species richness of Coleoptera, whereas negative ones were obtained with *T. spinifera* (adults and juveniles) and larvae of *P. cadaverina*.

Sand parameters showed significant positive correlations with increasing distance (Table 10) in the case of sand moisture and sand conductivity in June and of Sk_1 in October. Negative correlations on the other hand were found with pH, and M_z , in both months and with penetrability and K_c only in June.

As a result of multiple regression analysis in October (Table 11) total arthropods were positively correlated with penetrability and negatively with beach width, whereas in June (Table 12) a negative correlation was obtained only with grain size. For the isopod *T. europaeus*, most significant correlations were obtained in June (Table 12) when negative correlations occurred with sand conductivity, pH and grain size (only juveniles), and positive ones with sand moisture and penetrability (only juveniles). In October (Table 11) beach width presented a negative correlation with both isopod categories, and pH a positive one with juveniles. As for the amphipods, correlations varied according to the species, with adults of *T. saltator* showing significant correlations with only three parameters in October (Table 11), and juveniles with a higher number of parameters in both seasons. Contrarily, *T. brito* showed correlation mainly in October, with positive correlations only with penetrability, and negative ones with the remaining significant parameters. Adults of *T. spinifera* showed a positive correlation only with grain size in October, whereas for juveniles significant correlations were obtained only in spring (Table 12).

Talochestia sp. was positively correlated with pH and negatively with beach slope and width. For dermapterans and coleopterans a greater number of parameters were found significantly correlated compared to the previous species. In both seasons *L. riparia* was positively and negatively correlated with sand moisture and conductivity respectively. Furthermore, in October (Table 11), this species was correlated positively with pH, organic contents and penetrability and negatively with grain size. In June (Table 12) negative correlations were obtained with pH and penetrability while a positive one occurred with beach slope. The total number of Coleoptera and particularly *P. cadaverina* were always correlated positively with sand moisture, conductivity, pH and penetrability whereas negative correlations occurred with organic contents, beach slope and grain size. In the case of *P. cadaverina* larvae only positive relations were found. As for α -diversity, significant correlations were obtained with most of the parameters, with constant relations in the two different seasons for penetrability and beach width. This did not occur for pH and beach slope, where positive and negative correlations were obtained in the two seasons. β -diversity showed negative correlations

Table 10. *Mehdia Beach*: simple linear regression analysis between sand parameters, beach characteristics, capture numbers of arthropods, species number of Coleoptera, α - and β -diversity indices and the distance in km from the river mouth.

	October 2002			June 2003		
	coefficient	$p <$	R ²	coefficient	$p <$	R ²
Sand moisture (%)	–	–	–	0.050	**	0.611
Conductivity (mS/cm)	–	–	–	0.011	**	0.404
pH	–0.317	*	0.453	–0.022	*	0.671
Organic matter (%)	–	–	–	–	–	–
Penetrability (mm)	–	–	–	–0.021	**	0.659
Beach slope (%)	–	–	–	–	–	–
Beach width (m)	–	–	–	–	–	–
M_x (Φ)	–0.037	**	0.584	–0.030	***	0.778
σ_1	–	–	–	–	–	–
SK_1	0.009	*	0.481	–	–	–
K_G	–	–	–	–0.010	**	0.580
Arthropoda	–	–	–	373.6	**	0.610
<i>Tylos europaeus</i> ad.	–	–	–	–	–	–
<i>Tylos europaeus</i> juv.	–	–	–	–	–	–
<i>Talitrus saltator</i> ad.	–	–	–	133.7	**	0.643
<i>Talitrus saltator</i> juv.	–	–	–	101.7	***	0.805
<i>Talorchestia brito</i> ad.	–	–	–	–	–	–
<i>Talorchestia brito</i> juv.	–	–	–	2.891	*	0.336
<i>Talorchestia spinifera</i> ad.	–	–	–	–3.773	*	0.436
<i>Talorchestia spinifera</i> juv.	–	–	–	–0.778	*	0.541
<i>Talorchestia</i> sp. ad.	–	–	–	–	–	–
<i>Talorchestia</i> sp. juv.	–	–	–	–	–	–
<i>Labidura riparia</i>	2.602	*	0.424	5.702	*	0.405
Coleoptera	–	–	–	–	–	–
Coleoptera spp.	–	–	–	1.788	*	0.461
<i>Phaleria cadaverina</i> ad.	–	–	–	–	–	–
<i>Phaleria cadaverina</i> lar.	–2.641	*	0.521	–1.022	**	0.603
α -diversity (Coleoptera)	–	–	–	–	–	–
β -diversity (Coleoptera)	–	–	–	–	–	–

(* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$. *** = $p < 0.001$).

with sand conductivity and pH in June and with beach width in October (Table 11). This variable showed a positive correlation only with one parameter, the penetrability of the sand.

Table 11. *Mehdia Beach*: multiple regression analysis of the capture numbers of arthropods, species number of Coleoptera and diversity indices of the Coleoptera with the environmental and sand parameters in October (for further information see Table 8).

	Const.	Sand moist. (%)	Cond. (mS/cm)	pH	Org. mat (%)	Pen. (mm)	Slope (%)	Width (m)	$M_z(\Phi)$	R ²
Total arthropods	-1989*	-	-	-	-	8582**	-	-56.48***	-	0.804
<i>Tylos europaeus</i> ad.	175.4***	-	-	-	-	-	-	-4.001**	-	0.533
<i>Tylos europaeus</i> juv.	-14452*	-	-	1709*	-	-	-	-27.13**	-	0.628
<i>Talitrus saltator</i> ad.	300.5*	-72.85***	-	-	-	-	-	-8.651***	155.2**	0.942
<i>Talitrus saltator</i> juv.	-226.1*	-	-	-	103.4*	-	13.73*	-	-	0.580
<i>Talorchestia brito</i> ad.	2132*	-	-	-271.9*	-	703.4*	-	-	-	0.389
<i>Talorchestia brito</i> juv.	-	-	-	-	-	545.4*	-	-2.439*	-123.7*	0.597
<i>Talorchestia spinifera</i> ad.	-85.01*	-	-	-	-	-	-	-	47.12**	0.536
<i>Talorchestia spinifera</i> juv.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Talorchestia</i> ad.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Talorchestia</i> juv.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Labidura riparia</i>	-1330**	39.81***	-102.2**	140.5**	10.16**	129.7**	-	-	-75.35**	0.992
Coleoptera	-	20.92*	-	123.1*	-	-	-2.714*	-	-79.63*	0.729
Coleoptera spp.	-4.023*	-	-	-	-	-	1.445***	-	-	0.834
<i>Phaleria cadaverina</i> ad.	-	6.071*	-	-	-	-	-4.007**	-	-	0.750
<i>Phaleria cadaverina</i> lar.	-	-	-	-	-	-	-	-	47.57*	0.333
α -diversity	175.3*	-	-	-23.77*	-8.095*	116.9**	1.673**	-0.307*	-	0.939
β -diversity	-0.278*	-	-	-	-	1.043*	-	-0.006**	-	0.603

(For abbreviations see Table 8).

Table 12. *Mehdia Beach*: multiple regression analysis of the capture numbers of arthropods, species number of Coleoptera and diversity indices of the Coleoptera with the environmental and sand parameters in June (for further information see Table 8).

	Const.	Sand moist. (%)	Cond. (mS/cm)	pH	Org. mat (%)	Pen. (mm)	Slope (%)	Width (m)	M _z (Φ)	R ²
Total arthropods	20418**	-	-	-	-	-	-	-	-10563**	0.553
<i>Tylos europaeus</i> ad.	24602*	1765*	-12227*	-2509*	-	-	101.7*	-	-	0.704
<i>Tylos europaeus</i> juv.	10304**	-	-	-	-	8809**	-	-	-8606**	0.693
<i>Talitrus saltator</i> ad.	6608**	-	-	-	-	-	-	-	-	0.813
<i>Talitrus saltator</i> juv.	2260**	-	-	-	-	-3182*	-	-14.48*	-3125**	0.494
<i>Talorchestia brito</i> ad.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Talorchestia brito</i> juv.	159.19*	-	-	-	-	-	-	-	-84.13*	0.326
<i>Talorchestia spinifera</i> ad.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Talorchestia spinifera</i> juv.	-140.1**	7.837*	-	15.39**	-2.780**	35.33**	-	0.233***	-20.05*	0.987
<i>Talorchestia</i> sp. ad.	-496.1**	-	-	55.75**	-	-	-3.736*	-0.355*	-	0.769
<i>Talorchestia</i> sp. juv.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Labidura riparia</i>	3992**	181.6**	-1910**	-380.8**	-	-298.1***	16.52***	-	-	0.958
Coleoptera	-4677*	-	1330*	751.8*	-143.1**	2020**	-60.99**	-	-1835**	0.918
Coleoptera spp.	198.9***	-	-	-	-	135.9**	-	-	-147.1***	0.861
<i>Phaleria cadaverina</i> ad.	-3799*	282.9**	-	364.8*	-76.90**	307.6*	-	2.519**	-	0.915
<i>Phaleria cadaverina</i> lar.	-115.1**	16.88*	-	-	-	-	3.162*	0.371*	40.77**	0.770
α-diversity	-697.9*	-101.6*	499.8*	108.6*	-	173.5*	-13.04*	-0.906**	-195.9*	0.976
β-diversity	10.23*	-	-2.776*	-1.006*	-	-	-	-	-	0.428

(For abbreviations see Table 8).

DISCUSSION

The two systems, studied here, showed that the forcing factors implicated in ecosystem functioning were substantially different.

The Mediterranean beach at the Maremma Regional Park was like a closed system directly under the influence of the Ombrone River. At this beach the main forcing factor structuring the beach ecosystem was the phenomenon of erosion taking place at its mouth. From mid-XVIII century up to date Pranzini (1994, 2001) estimated approximately 800000 m³/year of sedimentary loss at the apex of the delta and since 1977 an erosion rate of 11 m/year. The marked changes in beach profiles at the different stations that took place from September 2002 to May 2003 showed that at the first three stations closer to the river delta an erosion process had clearly occurred, whereas at the two last stations a phenomenon of progradation had taken place. At the Maremma Regional Park the dominant seawater currents had a SW-NE direction and fine sediments were deposited farther away from the river mouth in the southern section of the beach thanks to long shore currents. Another fact that gave indications of this longshore drift was the presence of driftwood deposits in the southern section of the beach. Geomorphological observations made at the different stations indicated that changes in beach width were generally associated to changes in beach slope, with steeper slopes in more eroded areas. At station 1 the entire beach-dune system had been eroded whereas at station 2 the phenomenon was of lower intensity as only the foredune had been affected. Contrarily, at station 4 and 5 the progradation of the beach generated extremely low beach slopes. However, even if erosion and progradation seem to have been the dominant factors seasonal differences could also have been implicated in ecosystem functioning as reported by other authors (Masselink & Pattiaratchi, 2001).

Sand parameters presented similar trends in the two seasons with higher sand moistures and salinities at the last station. The higher values of sand moisture found at station 5 were in relation with the combination of fresh and salt water that occurred in the retrodunal area. This was caused by the presence of a rocky cliff that backed the beach-dune system and conveyed fresh water to the retrodunal area and to the marine waters that easily reached this area because of the low beach inclination. The combination of the two waters made up an area called “paduletto” where the presence of a higher conductivity of the substrate was also indicated by the occurrence of autochthonous halophilous vegetation cover (*Limonium etruscum* Arrigoni & Rizzotto) (Arrigoni *et al.*, 1987). The markedly higher sand conductivity of this station in May was again connected with the low inclination of the shore that permitted the formation (especially during winter months) of water pools that, during spring, gradually dried up and formed a salty sand crust. Granulometric analysis showed a gradual decrease in mean grain size from the first to the last station, with the finest sand at station 5. At this station sands were more compact, as shown by the low sand penetrability. The finer sands found in the last station were related to the marine water currents as previously mentioned, whereas coarser sands were deposited in the vicinity of the river delta. The erosion process, that has been taking place at the Ombrone River

mouth in the past decades, was mainly due to the deficit of its sedimentary inputs caused by changes occurring in inland areas. Mountain reforestation, river damming, river bed quarrying, wetland reclamation, emigration of the rural population and the reduction of cultivated areas seem to be the most important factors affecting the dynamic changes in sediment transportation. Comparing the trend of the pH values of May to that of September, an opposite tendency occurred, as confirmed also by linear regression. In May, as the distance from the river delta increased, pH values of the sand decreased and these changes were certainly related to seasonal changes. In September, after a period of good weather during the summer, the stations closer to the river experienced a major influence of the river itself, whereas at increasing distances the influence of the pH values of the sea water became dominant, reaching more base values. Contrarily in May, after a period of winter storms and an abundant fluvial input, the opposite occurred, also caused by the main marine currents that pushed fluvial inputs further down the coast changing pH values. The reason of the homogeneous distribution of the organic matter in the different stations in both seasons might be related to this constant longshore drift.

The higher total abundance of September, as compared to May, was principally related to the greater amount of amphipods and isopods captured due to the presence of recruits in that particular month. Furthermore, there was a clear linear trend with a higher number of captures at the last station. The linear distribution of the arthropods was mainly caused by the amelioration of the beach-dune characteristics and by the reduction in human impacts (summer tourists, trampling) at increasing distances from the river delta (Weslawski *et al.*, 2000; Scapini *et al.*, 2005). However, analysing the species individually, significant linear trends were found only for the adults of *T. europaeus* in September, for the adults and juveniles of *T. saltator* in both seasons and for the sand spider *A. perita* in May. Contrarily, *P. provincialis* presented a distribution concentrated at station 3 where beach morphodynamics were more stable (E. Pranzini, pers. comm.). A study on the variation of orientation of *T. saltator* to the environmental conditions existing at the different stations showed that sandhoppers were better oriented seaward in a less impacted point (Scapini *et al.*, 2005). Also, when considering species richness and α -diversity index of the Coleoptera alone, station 3 and those farther away from the river mouth showed the highest values. The increase in diversity was in relation to the increase of habitat diversity (e.g. a greater development of the supralittoral and of the dune at increasing distances from the river mouth) on one hand and to an increase of psammophilous plant species typical of the extralittoral areas on the other. The increase in habitat diversity in association to the increase in community diversity had already been found for other localities (Colombini *et al.*, 2003; Chelazzi *et al.*, 2005).

Data from multiple regression analysis gave interesting results and are helpful in explaining the longshore distributions of arthropods. The significant differences in mean longshore zonation found in the two seasons for *T. europaeus*, the juveniles of *T. saltator*, *A. perita* and *P. provincialis* can be explained considering that September distributions might have been influenced by human disturbance. This phenomenon,

particularly high during summer months in areas close to the park entrance, might have caused a shift of the arthropod population towards less impacted areas. On the other hand, during winter, the populations might have been able to regain previously disturbed areas and thus, in May, showed different mean zonations. However, in general, the distribution of the different species is in relation to certain beach features and to preferences to precise beach characteristics as previously reported by several authors (Fallaci *et al.*, 1996; Aloia *et al.*, 1999; Colombini *et al.*, 2002). *T. europaeus* was influenced by the characteristics of the substrate, preferring moist, loose and relatively fine sands associated to flat and wider areas of the beach. *T. saltator* showed similar results with the difference that in May juveniles had the tendency to occur in slightly coarser and more compact sands than in the previous month. Coleopteran species, and in particular *P. provincialis*, occurred where substrate characteristics did not change much between seasons and where sand presented intermediate levels of moisture, conductivity, size and compactness. On the whole, beach dwelling coleopterans need habitats where a dynamic equilibrium occurs and where the physical characteristics of the environment change gradually through time, leading to phenotypic and behavioural plasticity (Colombini & Chelazzi, 1996) as occurs in other beach inhabiting organisms (Brown, 1996; Soares *et al.*, 1999).

On the beach of the Moroccan Atlantic coast a radically different picture emerges. Here the forcing factors that structured the environment seemed to be more tied to the sea than to the Oued Sebou. One of the major characteristics of this environment was the absence in October of significant linear trends, both for the environmental parameters and the most abundant species, at increasing distances from the river mouth. Only grain size analysis and pH gave significant correlations in this respect, showing finer and more basic sands at the two stations closer to the river mouth and coarser sands as the distance increased. The overall differences in the environmental parameters found between the two study periods were in relation to seasonal differences. The higher values of sand moisture and conductivity and the lower values of pH that occurred at all stations in October compared to June were due to the climatic conditions occurring during the sampling period. In fact heavy wave action, winds and violent rains created saltier and wetter conditions along the entire eulittoral. At Mehdia the organic content and grain size of the sand showed in October significant differences between the first two stations and between the first and last stations. This could mean that the finer sediments and the dissolved organic contents were mainly deposited 1.5 km from the river mouth, thanks to the weak longshore drift and especially to the great tidal excursions and the dominant NW wave action of this locality. According to Nordstrom & Jackson (1992) along-shore shifts in sediment volume associated with changes in wind direction and wave are especially prominent on estuaries that are compartmentalised by either headland or shore protection structures.

Differently from the Italian locality, at Mehdia beach more captures occurred in spring and this was again due to the higher number of juvenile crustaceans present on the eulittoral during that period. An interesting result was also the higher number of

amphipod species found at Mehdia compared to previous findings (Menioui & Bayed, 1986). Three *Talorchestia* species, of which *T. spinifera* and *T. deshayesii* (Audouin) are strictly associated to areas around the river mouth, were here recorded. *T. spinifera* had been previously studied at the river mouth of Oued Sebou and Bou Regreb (Elkaim, 1963; Marfin, 1983). At Mehdia beach *T. spinifera*, particularly juveniles, were confined to wide areas of the eulittoral where sand was looser and more moist. Significant shifts towards stations farther away from the river, which occurred in October for the *Talorchestia* species and for *P. cadaverina*, were most probably related to the disturbance of the nearby tourist settlement that reached very high levels of human presence during summer months. The decrease in total abundance of tenebrionid adults and their shift in total abundance from station 1 to station 4 clearly indicated this impact. During spring, capture frequency and mean zonation showed that *T. europaeus*, *T. saltator* and *T. brito* were most abundant at station 4. This was probably in relation to the presence of the new generation that occupied areas where sand was coarser, slightly more compact and where human impact due to trampling was low.

The greater species richness and α -diversity values of the Coleoptera of June on the beach of Mehdia was mainly due to the invasion of allochthonous flying species from dunal and retrodunal areas due to the presence of the dominant “chergui”, an eastern wind blowing from the Saharian regions during the sampling period. As in other localities (Colombini *et al.*, 2003), however, the α -diversity index of spring months was always greater than that of autumn months. In particular, the α -diversity values of Mehdia were similar to those of Burano (Grosseto, Italy) (Colombini *et al.*, 2003) where data from both beach and dune areas had been included in the calculations. Like Burano, the Moroccan site presented a well developed beach-dune system with a highly diverse vegetation cover (Atbib, 1983) that provided a great number of habitats and consequently increased the α -diversity values. Also in this case, species richness increased as the beach slope increased, confirming a result previously obtained for other localities (Colombini *et al.*, 2003). At Mehdia, β -diversity showed great differences between stations, indicating areas where impacts were high and where the composition of the Coleoptera population changed after a few metres.

The comparison of the two localities showed that the Italian site was under a major influence of the adjacent river with a severe process of erosion on one hand and of progradation on the other. Here tidal excursions were smaller, seawater mixing probably was lower and this influenced the adjacent sandy beach in a greater way. Contrarily, at Mehdia, the influence of the tides was greater and this caused the absence of linear trends at increasing distances from the river mouth. In particular, the high tidal excursions and wave action were the main forcing factors structuring the environment. The higher values of α -diversity obtained at the Atlantic site were probably in relation to the presence of a well developed and more stable dune that permitted the implantation of a rich foredune vegetation cover where a higher number of habitats were exploited by a more diverse arthropod community.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was funded by the Bilateral projects Italy-Morocco CNR-CNRST 2002-2003, 2004-2005, and the European Community (MEDCORE Project ICA3-2002-10003). The studies conducted in the two localities comply with the current laws of the different countries. We would like to thank the local Authorities of each country for their assistance.

REFERENCES

- ALOIA A., COLOMBINI I., FALLACI M. & CHELAZZI L. 1999. Behavioural adaptation to zonal maintenance of five species of tenebrionids living along a Tyrrhenian sandy shore. *Marine Biology* 133: 473-487.
- ANTHONY E.J. & ORFORD J.D. 2002. Between wave- and tide-dominated coasts: the middle ground revisited. *Journal of Coastal Research* SI 36: 8-15.
- ARRIGONI P.V., DEL PRETE C. & TOSI G. 1987. Parco Naturale della Maremma. Guida alla flora. *Milano: Co. Graf. Editors.*
- ATBIB M. 1983. Étude phytoécologique de la réserve de Mehdiya (Littoral atlantique du Maroc). 2. La végétation du milieu dunaire. *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat*, 7S: 1-112.
- BALLY R. 1983. Factors affecting the distribution of organisms in the intertidal zones of sandy beaches, pp. 391-403. In: McLachlan A. & Erasmus T., Eds. *Sandy beaches as Ecosystems W. Junk, The Hague.*
- BARAZZUOLI P., GUASPARRI G. & SALLEOLINI M. 1993. Il Clima, pp. 141-171. In: Giusti F., Ed. *La storia naturale della Toscana meridionale. Monte dei Paschi di Siena, Amilcare Pizzi Editore*
- BAYED A. 1991. Étude écologique des écosystèmes de la plage de sable fin de la côte Atlantique Marocaine: modeles de zonation, biotypologie, dynamique de populations. *PhD Thesis Faculty of Science, University Mohammed V, Rabat.*
- BONORA N., IMMORDINO F., SCHIAVI C., SIMEONI U. & VALPREDA E. 2002. Interaction between catchment basin management and coastal evolution (Southern Italy). *Journal of Coastal Research* SI 36: 81-88.
- BRILLOUIN L. 1962. *Science and Information Theory* (2nd ed.). *New York: Academic Press.*
- BROWN A.C. 1996. Behavioural plasticity as a key factor in the survival and evolution of the macrofauna on exposed sandy beaches. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 469-474.
- CHELAZZI L., DE MATTHAEIS E., COLOMBINI I., FALLACI M., BANDINI V.M. & TOZZI C. 2005. Abundance, zonation and ecological indices of a coleopteran community from a sandy beach-dune ecosystem of the southern Adriatic coast, Italy. *Vie et Milieu* 55: 127-141.
- COLOMBINI I., ALOIA A., BOUSLAMA M.F., EL GTARI M., FALLACI M.,

- RONCONI L., SCAPINI F. & CHELAZZI L. 2002. Small-scale spatial and seasonal differences in the distribution of beach arthropods on the northern Tunisian coast. Are species evenly distributed along the shore? *Marine Biology* 140: 1001-1012.
- COLOMBINI I. & CHELAZZI L. 1996. Environmental factors influencing the surface activity of *Eurynebria complanata* (Coleoptera, Carabidae). *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 511-537.
- COLOMBINI I., FALLACI M., MILANESI F., SCAPINI F. & CHELAZZI L. 2003. Comparative diversity analysis in sandy littoral ecosystems of the western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 93-104.
- DEFEO O. & DE ALAVA A. 1995. Effects of human activities on long-term trends in sandy beach populations: the wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay. *Marine Ecology Progress Series* 123: 73-82.
- DEFEO O. & McLACHLAN A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series* 195: 1-20.
- ELKAIM B. 1963. Presence au Maroc de *Talorchestia spinifera*. *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles et Physiques du Maroc* 43: 169-191.
- FALLACI M., COLOMBINI I. & CHELAZZI L. 1994. An analysis of the Coleoptera living along a Tyrrhenian beach-dune system: abundances, zonation and ecological indices. *Vie et Milieu* 44: 243-256.
- FALLACI M., COLOMBINI I., TAITI S. & CHELAZZI L. 1996. Environmental factors influencing the surface activity and zonation of *Tylos europaeus* (Crustacea: Oniscidea) on a Tyrrhenian sandy beach. *Marine Biology* 125: 751-763.
- FISHER R.A., CORBET A.S. & WILLIAMS C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12: 42-58.
- FOLK R.L. & WARD W.C. 1957. Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27: 3-26.
- KRÜGER O. & McGAVIN G.C. 1997. The insect fauna of *Acacia* species in Mkomazi game reserve, north-east Tanzania. *Ecological Entomology* 22: 440-444.
- LERCARI D. & DEFEO O. 1999. Effects of freshwater discharge in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 49: 457-468.
- LERCARI D. & DEFEO O. 2003. Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 58S: 17-24.
- LERCARI D., DEFEO O. & CELENTANO E. 2002. Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach. *Marine Pollution Bulletin* 44: 1397-1404.
- MARFIN J.P. 1983. *Talorchestia spinifera* (E. Mateus, 1962), amphipode Talitridae au Maroc. Répartition, description. *Vie et Milieu* 33: 231-236.
- MASSELINK G. & PATTIARATCHI C.B. 1998. Effect of sea breeze on beach

- morphology, surf zone hydrodynamics and sediment resuspension. *Marine Geology* 146: 115-135.
- MASSELINK G. & PATTIARATCHI C.B. 2001. Seasonal changes in beach morphology along sheltered coastline of Perth, Western Australia. *Marine Geology* 172: 243-263.
- MASSELINK G. & TURNER I.L. 1999. The effect of tides on beach morphodynamics, pp. 204-229. In: Short A.D., Ed. Handbook of beach and shoreface morphodynamics. Chichester: Wiley.
- MENIOUI M. & BAYED A. 1986. Contribution à la connaissance des Amphipodes Gammariens de la côte atlantique du Maroc. *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat* 10: 101-114.
- NORDSTROM K.F. & JACKSON N.L. 1992. Two-dimensional change on sandy beaches in meso-tidal estuaries. *Zeitschrift für Geomorphologie* 36: 465-478.
- PATTIARATCHI C.B., HEGGE B.J., GOULD J. & ELIOT I.G. 1997. Impact of sea breeze activity on nearshore and foreshore processes in Southwestern Australia. *Continental Shelf Research* 17: 1539-1560.
- PIELOU E.C. 1978. Population and community ecology: Principles and methods. New York, Gordon and Breach Science Publishers.
- PONEL P. 1983. Contribution à la connaissance de la communauté des arthropodes psammophiles de l'isthme de Giens. *Travaux Scientifiques du Parc national de Port-Cros, France* 9: 149-182.
- PRANZINI E. 1994. Bilancio sedimentario ed evoluzione storica delle spiagge. *Il Quaternario* 7: 197-202.
- PRANZINI E. 2001. Updrift river mouth migration on cusped deltas: two examples from the coast of Tuscany (Italy). *Geomorphology* 38: 125-132.
- RENKONEN O. 1938. Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. *Annales Zoologici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae Vanamo* 6: 1-231.
- SCAPINI F., CHELAZZI L., COLOMBINI I., FALLACI M. & FANINI L. 2005. Orientation of sandhoppers at different points along a dynamic shoreline in southern Tuscany. *Marine Biology* 147: 919-926.
- SHORT A.D. 1991. Macro-meso tidal beach morphodynamics – an overview. *Journal of Coastal Research* 7: 417-436.
- SHORT A.D. 1996. The role of wave height, period, slope, tide range and embayment in beach classification: a review. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 589-604.
- SIMPSON E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- SNOUSSI M., HAIDA H. & IMASSI S. 2002. Effects of the construction of dams on the water and sediment fluxes of the Moulouya and Sebou rivers Morocco. *Regional Environmental Change* 3: 5-12.
- SNOUSSI M., JOUANNEAU J.M. & LATOUCHE C. 1989. Impact du climat sur les apports fluviaux: étude comparative des flux de l'Adour (France), du Sebou et du Souss (Maroc). *Bulletin de l'Institut de Géologie de Bassin d'Aquitaine, Bordeaux*

49: 119-126.

SOARES A.G., SCAPINI F., BROWN A.C. & McLACHLAN A. 1999. Phenotypic plasticity, genetic similarity and evolutionary inertia in changing environments. *Journal of Molluscan Studies* 65: 136-139.

SOCIETÀ ITALIANA DELLA SCIENZA DEL SUOLO. 1985. Metodi normalizzati di analisi del suolo. *Bologna: Edagricola*.

WESLAWSKI J.M., STANEK A., SIEWERT A. & BEER N. 2000. The sandhopper (*Talitrus saltator*, Montagu 1808) on the Polish Baltic coast. Is it a victim of increased tourism? *Oceanological Studies* 24: 77-87.

Macrofaunal biodiversity of the Mediterranean sandy beach environment

N. Papageorgiou, C. Arvanitidis & A. Eleftheriou*

Hellenic Centre for Marine Research
P.O. Box 2214 – 71003 Heraklion, Crete, Greece

* Corresponding author: arvanitidis@her.hcmr.gr

Information collected both from sampling activities in the Eastern and Western Mediterranean sandy beaches as well as from the literature has revealed: (i) Severe fluctuations in the values of the abiotic data, consistent with the “multicausal environmental severity hypothesis”; (ii) A tentatively defined zoogeocline from the Eastern to the Western Mediterranean; (iii) Many of the sandy beaches show higher than expected Taxonomic Distinctness values, a fact which is indicative of the less scientific effort spent, and which results in many oligo- or monotypic taxa; (iv) The most plausible results were derived from the taxon of polychaetes, which have also proved to be a successful indicator taxon in other transitional Mediterranean ecosystems.

L'information collectionnée – soit des activités d'échantillonnage aux plages sableuses de la Méditerranée occidentale et orientale que de la bibliographie – a révélé: (i) Les valeurs des données abiotiques ont été soumises à des fluctuations sévères qui consistent dans «l'hypothèse de la sévérité multi-causale de l'environnement multi causal». (ii) La zoogeocline a été faiblement définie de l'orient vers l'occident méditerranéen. (iii) Plusieurs plages sableuses ont montré des valeurs de la taxonomie distinctive supérieures de ces qu'on s'y attendait, ce qui est dû aux efforts scientifiques insuffisants et desquels résultent plusieurs taxa oligo- ou monotypiques. (iv) Les résultats les plus plausibles dérivent du taxon des Polychètes qui se prouve également un bon indicateur dans d'autres écosystèmes transitionnels de la Méditerranée.

Key words: macrofauna, sandy beach biodiversity, Mediterranean beaches

Introduction	264
Materials and Methods	264
Data	264
Sampling	266
Analysis	266
Results	267
General description of the sandy beach benthic environment	267

Faunal composition pattern	268
Multivariate pattern at the pan-Mediterranean scale	268
Biodiversity across the Mediterranean intertidal habitat	269
Discussion	272
Acknowledgments	272
References	273

INTRODUCTION

Mediterranean marine biodiversity has received little attention, despite its cultural and commercial significance for the surrounding countries (e.g. Arvanitidis *et al.*, 2002). According to Bianchi & Mori (2000) the marine macroscopic species living in this sea range between 4 and 18% of the total of world marine species. Mediterranean littoral macrofauna, especially that of the eastern part of the region, has not yet been fully studied and thus it presents a special interest from the scientific, ecological and managerial points of view (Koukouras & Russo, 1991).

Sandy beach communities are subjected to a variety of physical and biological disturbances which make them one of the fundamental and most dynamic transitional environments (Brown & McLachlan, 1990; Turner *et al.*, 1995; Brown *et al.*, 2000). The structure and function of the benthic components play a very important role in biochemical and metabolic processes of the sediments with important implications for the carbon cycle and the food chain (e.g. Fabiano *et al.*, 2004).

A number of studies refer to the Mediterranean sandy beach biota, but their main focus is on the number of species and species composition; further on, in most of these studies a “one-off” sampling design has been implemented, a fact which has led to the collection of limited information needed for a better understanding of the severe fluctuations in the values of the abiotic and biotic variables in this neglected environment. The purpose of this study was to search for biodiversity patterns along the Mediterranean sandy beaches; macrobenthic invertebrates have been chosen as a key component of the mid- and sublittoral beach zone. Variations in the values of the environmental variables were analyzed along four sandy beaches, possessing different geomorphological characteristics.

The aims of this study were: (1) to explore the spatial pattern of the main abiotic variables of the mid- and sublittoral zone in Eastern and Western Mediterranean sandy beaches; (2) to search for biodiversity patterns along the Mediterranean sandy beach environment by using sample-size-sample-effort free biodiversity indices.

MATERIAL AND METHODS

Data

Two sources of data have been used: (i) Abiotic and biotic data collected at four microtidal sandy beaches, covering a wide morphodynamic spectrum: Elafonisi, Pahlia

Ammos and Gournes beaches which are located in the island of Crete; Maremma beach which is situated in Tuscany at the north-western coast of Italy (Figure 1). These data include both taxa composition and abundance. The biotic data collected during the Maremma sampling activities include a single (spring) season (18/05/2003-22/05/2003), while those collected from the Cretan Sea cover six sampling periods (May 2002, July-August 2002, November 2002, January-February 2003, April-May 2003, June-July 2003). Taxa were identified down to species level, where possible; (ii) Data deriving from an exhaustive search of the literature on the intertidal sandy beaches, in the Mediterranean (74 studied sandy beaches). This source includes only taxa composition data (taxon presence/absence).

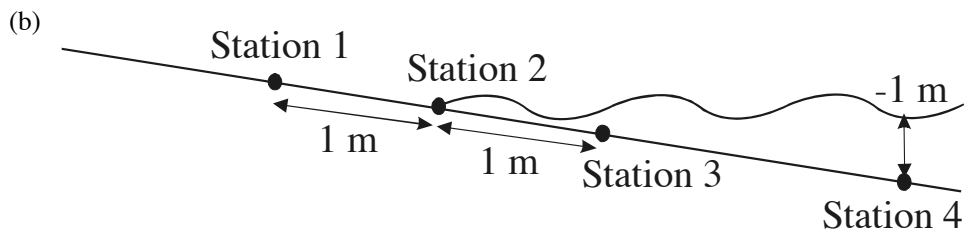
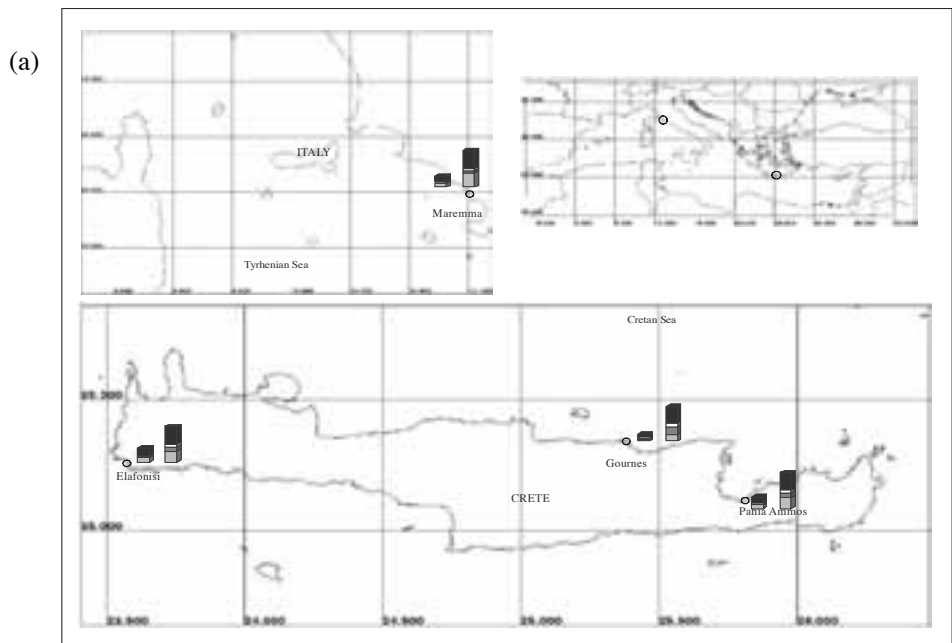


Figure 1. Map of the study sites in the Mediterranean along with the number of macrofaunal taxa in each of the sample sites. The left column stands for species number (bottom to top: Polychaete, Crustacea, *varia*, total) and the right column is for abundance of the total macrofauna.

Sampling

Macrofauna sampling was carried out at three parallel transects, spaced one meter apart from one another. At each transect, Stations 1 and 3 were always situated at 1m distance above and below the water line, respectively; Station 2 was always on the waterline and Stations 4 were located at the sublittoral zone at 1m deep. At each station two samples were collected by means of cylindrical acrylic corers of 9.4cm inner diameter, penetrating 25cm deep into the substrate. The samples were sieved through a 0.5mm mesh and subsequently the animals were fixed in a 5% formalin solution, buffered with seawater.

For the abiotic factors a sediment sample for the measurement of the redox potential (Eh) and the basic environmental variables was collected at each station by inserting an additional 4.5cm diameter acrylic corer to a depth of 25cm. Concentrations of particulate organic carbon (POC), chlorophyll- α values in the sediments were obtained according to standard procedures outlined in Strickland & Parsons (1972), Grasshoff *et al.* (1983) and Parsons *et al.* (1984). Sediment particle size analysis used wet sieving through a 63 μ m mesh to separate coarse and fine fractions, according to the method proposed by Buchanan (1984).

Salinity and temperature were measured at each station with a refractometer and an Hg thermometer, respectively.

Analysis

A biotic matrix was initially constructed, including information on the species composition (presence/absence) in all studied sandy beaches, based on the data collected both from the sampling activities and from the literature. An additional aggregation matrix, which included information on the phylogenetic/taxonomic classification of the species, was constructed.

To derive the similarity pattern from the species composition matrix, the Sørensen's coefficient was utilized. The multivariate pattern was obtained from the similarity matrix by using the hierarchical agglomerative classification (Cluster), employing group-average linking (Clarke & Green, 1988; Warwick & Clarke, 1991).

Both average taxonomic distinctness (AvTD, denoted as Delta values) and variation in taxonomic distinctness (VarTD, denoted as Lambda values) were used to assess macrofaunal biodiversity of the Mediterranean sandy beaches. Both AvTD and VarTD statistics were calculated from the species lists of the Mediterranean sandy beaches considered and departures from expectation were determined by the corresponding simulation funnels, constructed from random subsets of species from the regional species pool (Warwick & Clarke 1998, 2001; Clarke & Warwick, 2001).

The PRIMER software, developed in Plymouth Marine Laboratory, was used.

RESULTS

General description of the sandy beach benthic environment

The abiotic data from the six sampling sites (Figure 2) show considerable variance in their geomorphological and hydrological state. For the Maremma beach lower temperature values are generally observed in the Maremma site 3, while for the Cretan beaches higher temperature values are indicative for Gournes beach. Accordingly, the salinity values are higher at Elafonisi beach. The values from the redox potential seem to be correlated with the depth in the sediments. Stations 3 and 4 generally show

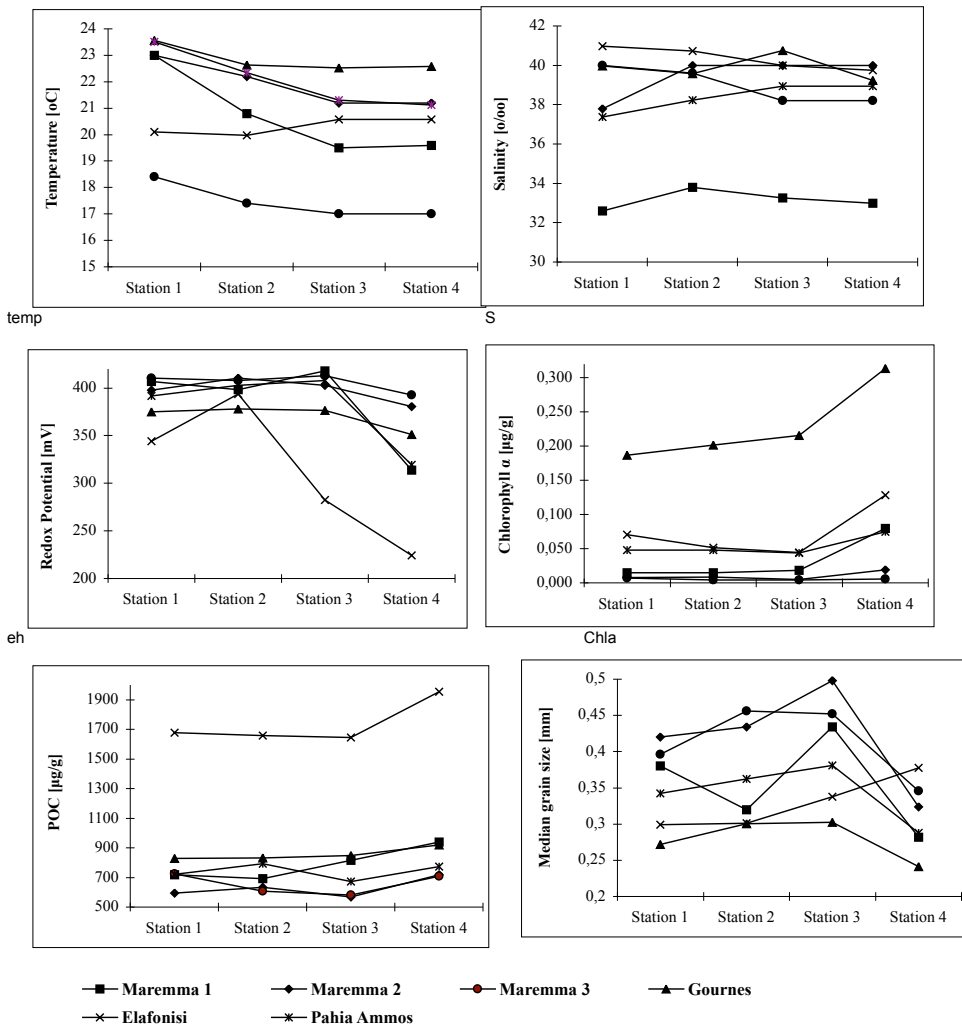


Figure 2. Average values of: (i) temperature; (ii) salinity; (iii) redox potential; (iv) chlorophyll- α concentration; (v) particulate organic carbon (POC) concentration; (vi) median grain size, across the 6 sampling locations.

lower values than the shallow ones (Stations 1, 2). The concentration of Chlorophyll- α is higher for the Cretan beaches. The POC concentration values of the Elaфонisi beach are much higher than from other locations. Finally the sediments in the Maremma sites are coarser than those in the Cretan beaches.

Faunal composition pattern

The overall Mediterranean intertidal macrobenthic fauna of the sandy beaches, at least as derived from the sampling activities and from the literature, includes 181 species, belonging to 110 genera and 56 families. Polychaetes were the most numerous taxon accounting for 49.72% of the total number of macrofaunal species, followed by crustaceans (45.30%) and mollusks (4.98%).

Figure 3 shows the progress made on the number of the species inhabiting the Mediterranean sandy beach habitat, by the sampling activities carried out in the context of the MEDCORE Project (2002-2005). The number of species has been augmented by a 79.20%, in polychaetes.

Multivariate pattern at the pan-Mediterranean scale

The Cluster analysis performed on the macrofaunal species composition of the Mediterranean sandy beaches resulted in the dendrogram of Figure 4. In this dendrogram, four major groups of intertidal locations can be seen: (i) The first group (Levantine Basin group) is located on the basis of the dendrogram, and includes the beaches from Rashid to Sid Abd El Rahman; (ii) The next group is the Aegean Sea – Central Basin group, including beaches from Chios to Thermaikos; (iii) A third group on the top of the dendrogram, corresponds to the Western Mediterranean – Adriatic Sea areas, from the beaches of Smir to Adriatic/Vasto; (iv) The fourth group is located be-

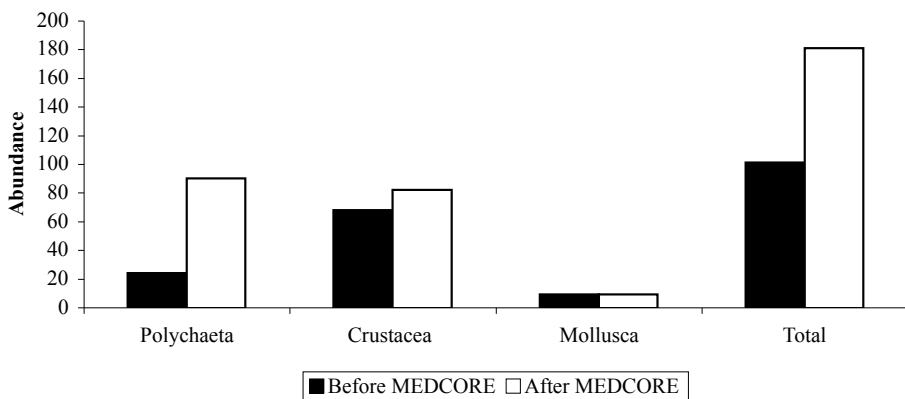


Figure 3. Species numbers at Mediterranean sandy beaches before and after the MEDCORE Project.

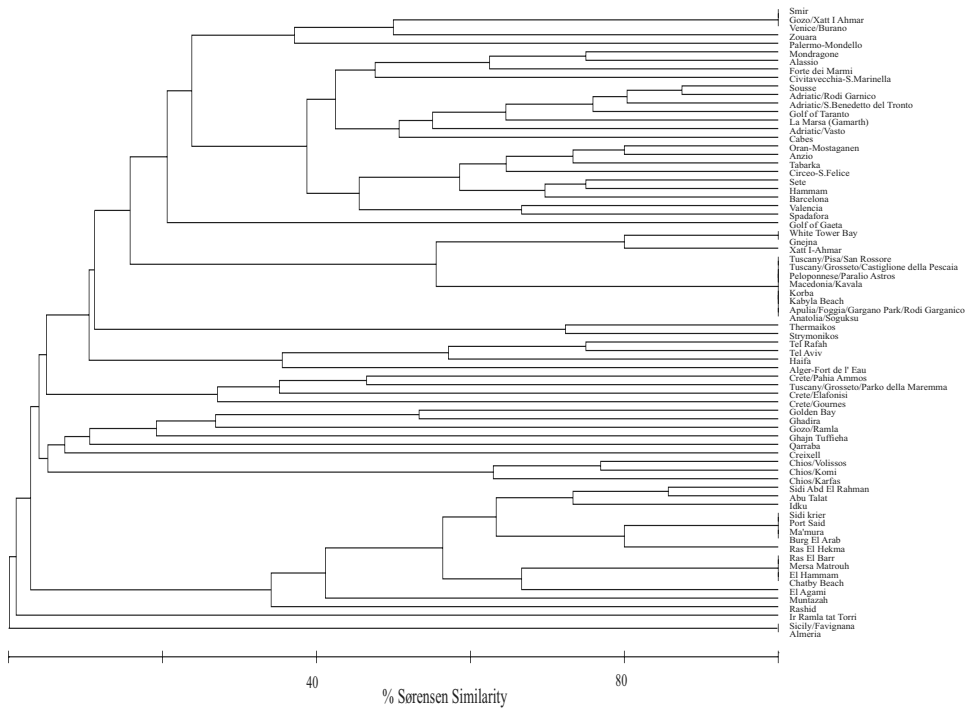


Figure 4. Cluster analysis dendrogram, derived by the macrofaunal species composition of the intertidal sandy beaches at the pan-Mediterranean scale.

tween the last two ones, in which there can be seen sandy beaches from various areas of the Mediterranean: Levantine Basin, Adriatic Sea, Aegean Sea, Central Basin and Western Mediterranean.

Biodiversity across the Mediterranean intertidal habitat

Species distribution to the various Mediterranean sandy beaches was analyzed by means of the Taxonomic Distinctness Indices. The resulting funnels are presented in Figure 5.

Most of the extensively studied beaches, locations from Crete and from the Maremma Regional Park, are located at the lower part of the funnel (Figure 5a), indicating a lower than expected Delta values. These low Delta values are associated with low values in Variation in Taxonomic Distinctness (Lambda) shown in Figure 5b. In this graph, many other sandy beach locations seem to have lower than expected Lambda values, as well.

However, the pan-Mediterranean biodiversity pattern is significantly different when the main focus is on polychaetes. Figure 6 shows the resulting funnels of the Taxonomic Distinctness Indices as calculated from the polychaete species distribution in the Mediterranean sandy beaches. The Cretan sandy beaches, the Maremma

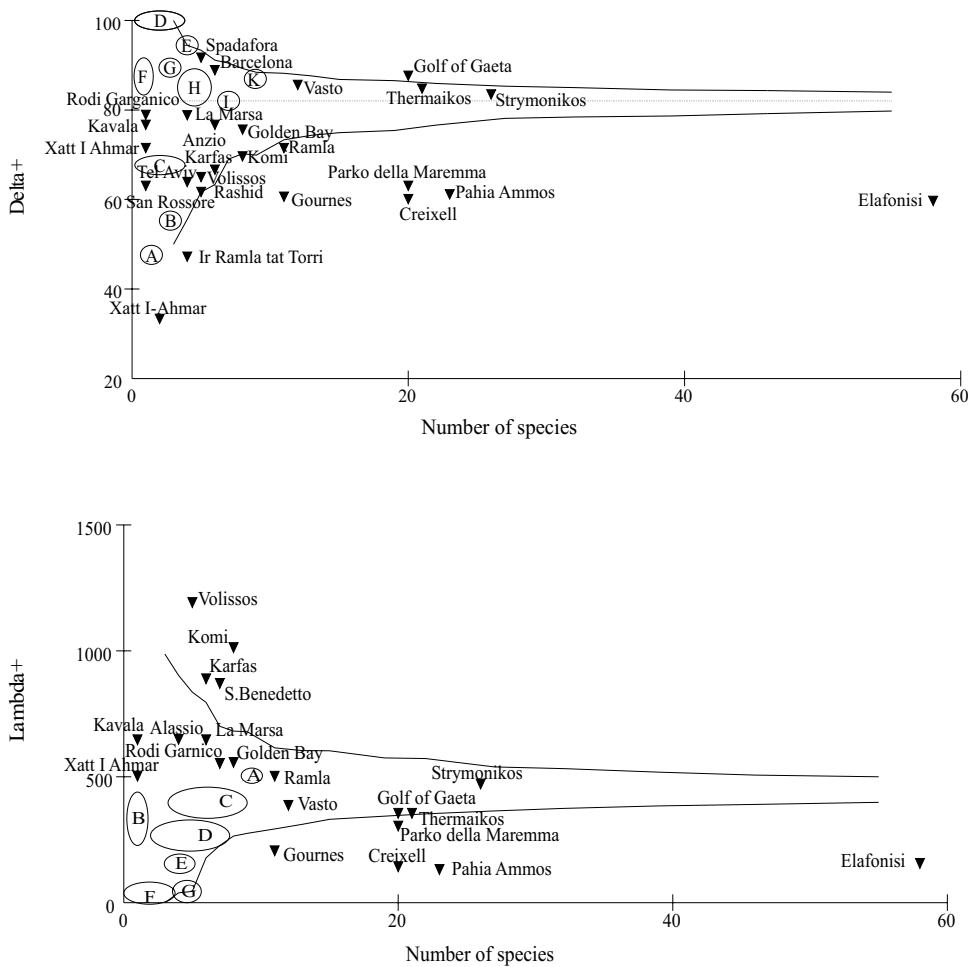


Figure 5. a) The 95% funnel of the Average Taxonomic Distinctness values, as calculated by the macrofaunal intertidal diversity. Values of the studied Mediterranean sandy beaches are superimposed on the funnel (A: Kabyla beach, Korba; B: Zouara, White Tower Bay, Gnejna; C: S. Marinella, Ras el hekma, Abu Talatat, Sidi Krier, Port Said, Ma'Mura, Ghajn Tuffiena, El Agami, Idku, Burg el Arab, Smir, Mersa Matrouh, El Hammam; D: Ras el Barr, Soguksu, Almeria, Cabes, Forte de l' Eau, Qarraba, Chatby beach; E: Forte dei Marmi, Mondragone; F: Favignana, Burano, Paralio Astros; G: Muntazah, Sete, Haifa; H: tel Rafah, Mostagen, Valencia, Mondelle, Alassio, Sidi Abd el Rahman, Hammam, S. Felice, Rodi Garnico, Castiglione della Pescaia; I: Tabarka, S. Benedetto, Ghadira; K: Sousse, Golf of Taranto); b) The 95% funnel of the Variation in Taxonomic Distinctness (Lambda) values, as calculated by the macrofaunal intertidal diversity. Values of the studied Mediterranean sandy beaches are superimposed on the funnel (A: Sousse, Golf of Taranto; B: San Rossore, Paralio astros, Burano, Favignana, Castiglione della Pescaia; C: Tabarka, Barcelona, Ghadira, Valencia, Mondelle, S. Felice; D: Tel Rafah, Sidi Abd el Rahmen, Mostagen, Muntazah, Zouara, Sete, White Tower Bay, Spadafora, Haifa, Hammam, Anzio, Gnejna; E: Mondragone, Forte dei Marmi; F: Kabyla beach, Korba, Smir, Ras El Barr, Mersa Matrouh, Soguksu, El Hammam, Chatby Beach, Almeria, Sidi Krier, Qarraba, Port Said, Idku, Ma'mura, Ghajn Tuffieha, Fort de l' Eau, El Agami, Burg el Arab, Ras el Hekmen, S. Marinella, Cabes, Abu Talat; G: Tel Aviv, Ir Ramla tat Torri, Rashid).

sandy beach, the Golf of Gaeta and the Strymonikos beach are the only beaches that are located within the funnel. All other beaches are located on the upper part of the indicating higher than expected Delta values. These higher Delta values are associated with low values in Variation in Taxonomic Distinctness (Lambda).

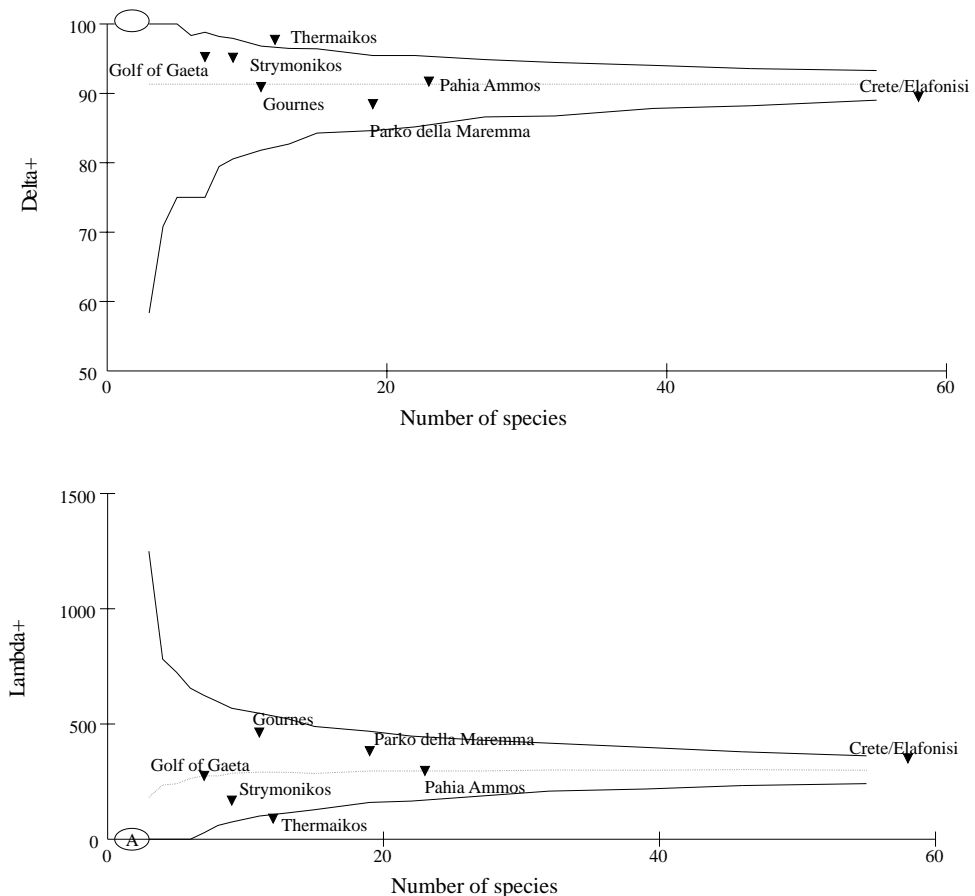


Figure 6. a) The 95% funnel of the Average Taxonomic Distinctness values, as calculated by the polychaete intertidal diversity. Values of the studied Mediterranean sandy beaches are superimposed on the funnel; b) The 95% funnel of the Variation in Taxonomic Distinctness (Lambda) values, as calculated by the polychaete intertidal diversity. Values of the studied Mediterranean sandy beaches are superimposed on the funnel. (A: Sousse, Golf of Taranto, San Rossore, Paralia astros, Burano, Favignana, Castiglione della Pescaia, Tabarka, Barcelona, Ghadira, Valencia, Mondelle, S. Felice, Tel Rafah, Sidi Abd el Rahmen, Mostagan, Muntazah, Zouara, Sete, White Tower Bay, Spadafora, Haifa, Hammam, Anzio, Gnejna, Mondragone, Forte dei Marmi, Kabyla beach, Korba, Smir, Ras El Barr, Mersa Matrouh, Soguksu, El Hammam, Chatby Beach, Almeria, Sidi Krier, Qarraba, Port Said, Idku, Ma'mura, Ghajn Tuffieha, Fort de'l Eau, El Agami, Burg el Arab, Ras el Hekmen, S. Marinella, Cabes, Abu Talat, Tel Aviv, Ir Ramla tar Torri, Rashid, Volissos, Komi, Karfas, S. Benedetto, Kavala, Alassio, La Marsa, Rodi Garnico, Golden Bay, Ramla, Vestò, Creixell, Xatt I Ahmar).

DISCUSSION

The fluctuations of the abiotic data between the six sites are indicative of their special geomorphological and hydrographical characteristics. The “multicausal environmental severity hypothesis” predicts that different ecological variables may well limit the populations of different species, rather than a unique master factor acting on the populations of all species (Brazeiro, 2001). The findings of this study indicate that the Mediterranean microtidal sandy beach environment is not an exception to the above hypothesis and are in accordance with the results deriving from the biotic variables (Papageorgiou *et al.*, 2005).

The application of the Cluster analysis to the sandy beach macrofaunal data demonstrated a tentative zoogeographic gradient (referred to as zoogeocline) from the Eastern (Levantine Basin) to the Western Sectors (Western Mediterranean). However, there are some cases inconsistent with the above pattern and this is well shown by the existence of the fourth group, which includes sandy beaches from various locations along the Mediterranean. Several reasons can be cited to explain the above cases, the main of which seem to be the different scientific effort spent on these locations as well as the different scientific expertise existing in each of the sectors. The latter is further enhanced by the values of the Taxonomic Distinctness Indices: the fact that many of the sandy beaches taken into account in this study show higher than expected values is indicative of the less scientific effort spent, which results in many oligo- or monotypic taxa which, in turn, raise the value of the indices (Arvanitidis *et al.*, 2002).

The location of the Cretan sandy beaches on the lower parts of the funnels is by no means in agreement with the high number of species found in these locations. A similar situation exists for the Maremma sandy beach when calculation of the Taxonomic Distinctness Indices is based on the macrobenthic species distribution. Conversely, the pan-Mediterranean biodiversity pattern changes significantly when the polychaete species distribution is used. The most plausible explanation for these results would be that this taxon has recently undergone a phylogenetic analysis which profoundly changed the interrelationships among the higher taxonomic categories (Fauchald & Rouse, 1997; Rouse & Fauchald, 1997; Rouse & Pleijel, 2001). Finally, polychaetes have been proved to be a successful indicator taxon in other transitional ecosystems in the Mediterranean (lagoons) when utilized for the calculation of the Taxonomic Distinctness Indices (Arvanitidis *et al.*, 2005a, b).

ACKNOWLEDGMENTS

This study was supported by the MEDCORE Project, funded by the EU contract ICA3-CT-2002-10003. The authors wish to acknowledge Prof. Felicita Scapini for her encouragement during the stages of this study and Ms Margaret Eleftheriou for

the critical reading of the manuscript. Ms Kalliopi Oussantzopoulou is kindly acknowledged for the translation of the English summary in French.

REFERENCES

- ARVANITIDIS C., BELLAN G., DRAKOPOULOS P., VALAVANIS V., DOUNAS C., KOUKOURAS A. & ELEFThERIOU A. 2002. Seascape biodiversity patterns along the Mediterranean and the Black Sea: lessons from the biogeography of benthic polychaetes. *Marine Ecology Progress Series* 244: 139-152.
- ARVANITIDIS C., CHATZIGEORGIOU G., KOUTSOUBAS D., DOUNAS C. & ELEFThERIOU A. 2005a. Mediterranean lagoons revisited: weakness and efficiency of the rapid biodiversity assessment techniques in a severely fluctuating environment. *Biodiversity and Conservation* 14: 2347-2359.
- ARVANITIDIS C., CHATZIGEORGIOU G., KOUTSOUBAS D., KEVREKIDIS T., DOUNAS C., ELEFThERIOU A. & KOULOURI P.T. 2005b. Estimating lagoonal biodiversity in Greece: comparison of rapid assessment techniques. *Helgoland Marine Research* 59: 177-186.
- BRAZEIRO A., 2001. Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors? *Marine Ecology Progress Series* 224: 35-44.
- BIANCHI C.N. & MORI C. 2000. Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin* 40: 367-376.
- BROWN A.C. & McLACHLAN A. 1990. Ecology of Sandy Shores. *Amsterdam: Elsevier*.
- BROWN A.C., McLACHLAN A., KERLEY G.I.H. & LUBKE R.A. 2000. Functional Ecosystems – Sandy Beaches and Dunes, pp. 4-5. In: Durham B.D. & Pauw J.C., Eds. Marine Biodiversity Status Report. *South Africa: National Research Foundation*.
- BUCHANAN J.B. 1984. Sediment analysis, pp. 41-64. In: Holme N.M. & McIntyre A.D., Eds. Methods for the study of marine benthos. *Oxford: Blackwell Scientific Publications*.
- CLARKE K.R. & GREEN R.H. 1988. Statistical design and analysis for a “biological effects” study. *Marine Ecology Progress Series* 46: 213-226.
- CLARKE K.R. & WARWICK R.M. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216: 265-278.
- FABIANO M., MARIN V., MISIC C., MORENO M., SALVO V.S. & VEZULLI L. 2004. Sedimentary organic matter and bacterial community in microtidal mixed beaches of the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Chemistry and Ecology* 20: 423-435.
- FAUCHALD K. & ROUSE G.W. 1997. Polychaete systematics: Past and present.

- Zoologica Scripta* 26: 71-138.
- GRASSHOFF K., EHRHARD M. & KREMMLING K. 1983. Methods of seawater analysis. *Berlin: Verlag Chemie*.
- KOUKOURAS A. & RUSSO A. 1991. Midlittoral soft substratum macrofaunal assemblages in the North Aegean Sea. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli, Italy: Marine Ecology* 12: 293-316.
- PAPAGEORGIU N., ARVANITIDIS C. & ELEFThERIOU A. 2006. Multi-causal environmental severity: a flexible framework for microtidal sandy beaches and the role of polychaetes as an indicator taxon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70(4): 643-653..
- PARSONS T.R., MAITA Y. & LALI C.M. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. *New York: Pergamon Press*.
- ROUSE G.W. & FAUCHALD K. 1997. Cladistics and polychaetes. *Zoologica Scripta* 26: 139-204.
- ROUSE G.W. & PLEIJEL F. 2001. Polychaetes. *Oxford: Oxford University Press*.
- STRICKLAND J.D. & PARSONS T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board, Canada* 167: 1-310.
- TURNER S.J., THRUDH S.F., PRIDMORE R.D., HEWITT J.E., CUMMINGS V.J. & MASKERY M. 1995. Are soft-sediment communities stable? An example from a windy harbour. *Marine Ecology Progress Series* 120: 219-230.
- WARWICK R.M. & CLARKE K.R. 1991. A comparison of some methods for analyzing changes in benthic community structure. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 71: 225-244.
- WARWICK R.M. & CLARKE K.R. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology* 35: 532-543.
- WARWICK R.M. & CLARKE K.R. 2001. Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 39: 207-231.

Réponse du macrozoobenthos aux déversements de la rivière Ombrone sur la plage sableuse du Parc Régional de la Maremma (Toscane, Italie)

A. Chaouit^a, I. Colombini^b, M. Fallaci^b, E. Gagnarli^b, F. Scapini^c, L. Chelazzi^b & A. Bayed^{a*}

^a Unité de Recherche OCEMAR, Institut Scientifique

Université Mohammed V – Agdal - Avenue Ibn Battota, B.P. 703, 10106 Rabat, Morocco

^b Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (ISE) del C.N.R. - Via Madonna del Piano

50019 Sesto Fiorentino, Firenze, Italia

^c Dipartimento di Biologia Animale e Genetica "Leo Pardi" - Università degli Studi di Firenze
Via Romana, 17 – 50125 Firenze, Italia

* Corresponding author: bayed@israbat.ac.ma.

*Sur la plage du parc régional de la Maremma, la macrofaune benthique a été étudiée à l'aide de cinq stations localisées respectivement à 2, 3, 4, 5 et 6 km au Sud de l'embouchure de la rivière Ombrone. La mesure des paramètres du milieu et l'échantillonnage de la faune ont été effectués en automne 2002 et au printemps 2003. La médiane granulométrique montre un gradient décroissant par rapport à l'éloignement de l'embouchure sans présenter des différences significatives entre l'automne et le printemps. Les autres facteurs du milieu (conductivité, matière organique, largeur de l'estran, pente et pH) ne montrent pas de gradients évidents. Excepté la matière organique, tous les autres facteurs présentent des différences significatives entre les deux périodes. Le printemps est caractérisé par une forte variabilité des facteurs du milieu qui sont en rapport avec le degré élevé d'instabilité de cette plage pendant cette période. La biocénose identifiée sur la plage étudiée se réfère à celle des sables médiolittoraux caractérisée par les polychètes *Ophelia radiata* et *Scolelepis squamata* et par le crustacé *Eurydice affinis*. La richesse spécifique développe un gradient avec l'éloignement croissant de l'embouchure et le peuplement est dominé quantitativement par *O. radiata*. En automne, la richesse spécifique et les indices H' et J' changent entre les cinq stations, tandis qu'au printemps, les modifications de H' sont en rapport avec les changements de la richesse spécifique alors que J' change peu. Latéralement, les préférendums des espèces les plus abondantes se situent au niveau des stations les plus éloignées de l'embouchure. La zonation verticale de la faune de l'étage médiolittoral a été établie et se réfère aux modèles déjà connus en Méditerranée.*

Mots clés: macrofaune, distribution latérale, zonation verticale, plage sableuse, rivière Ombrone, Mer Tyrrhénienne

*On the sandy beach of the Maremma Regional Park, the benthic macrofauna was studied at five stations at a distance of 2, 3, 4, 5 and 6 km to the south of the Ombrone river mouth. Sampling of the fauna, together with the environmental data recordings, occurred during autumn 2002 and spring 2003. Median grain size showed a decreasing gradient as the distance from the river mouth increased but no significant differences between periods were registered. No evident gradients were found for the other environmental parameters (conductivity, organic matter, intertidal width, slope and pH). Except for the organic matter, the other parameters presented significant differences between the two periods. Spring was characterised by a strong variability of the environmental parameters that was related to the great instability of the beach during this period. The biocenosis identified on the studied beach was that typical of the midlittoral sands and was characterised by polychaetes such as *Ophelia radiata* and *Scolecopsis squamata* and by the crustacean species *Eurydice affinis*. Species richness increased at increasing distance from the river mouth and the community was quantitatively dominated by *O. radiata*. In autumn, species richness together with H' and J' indices changed at the five sampling stations, whereas in spring the variations of H' were related to the changes in species richness while J' remained more or less the same. Longshore distribution patterns showed that the most abundant species preferred the stations farther away from the river mouth. The vertical zonation of the fauna of the midlittoral zone was established and can refer to models already known for the Mediterranean.*

Key words: macroinfauna, longshore distribution, vertical zonation, sandy beach, Ombrone River, Tyrrhenian Sea

Introduction	276
Matériel et Méthodes	277
Site d'étude.	277
Echantillonnage et analyse des prélèvements	279
Traitement des données	280
Résultats	280
Analyse de la structure du peuplement	282
a) Variabilité latérale	283
b) Zonation verticale et distribution latérale	286
Discussion	289
Remerciements	292
Bibliographie	292

INTRODUCTION

Les plages sableuses sont des environnements dynamiques dans lesquels les sédiments sont instables en raison des actions hydrodynamiques qui s'exercent à la surface

de la plage. Dans de tels écosystèmes, les organismes se sont adaptés à ces conditions physiques, et tout particulièrement dans la zone intertidale où l'exposition périodique à l'air influence la présence et la survie des organismes (Brown & McLachlan, 1990). Les plages exposées sont considérées comme des habitats pauvres en faune où l'action des vagues et l'instabilité du sédiment limitent le développement des populations et des peuplements animaux et végétaux (McLachlan, 1980a). Elles sont caractérisées par une faible productivité en comparaison avec d'autres écosystèmes côtiers (McLachlan, 1983) et sont considérées également comme des environnements physiquement stressés (Jaramillo & McLachlan, 1993; McLachlan, 1983). Pour mieux comprendre la variabilité de la macrofaune dans ce type d'écosystèmes, l'étude de leurs réponses vis-à-vis des changements des facteurs du milieu s'avère nécessaire et différents travaux de recherche se sont penchés sur les interactions des peuplements benthiques des plages sableuses avec les facteurs abiotiques, d'une part (Bally, 1983; Jaramillo & McLachlan, 1993; McLachlan, 1996; Brazeiro, 1999, 2001; Defeo *et al.*, 2001; Bayed, 2003) et les facteurs biotiques (compétition, prédation ...), d'autre part (Defeo & De Alava, 1995; Defeo *et al.*, 1997).

Cependant, peu de travaux ont portés sur l'influence et les conséquences des déversements des eaux douces des cours d'eau sur la structure des peuplements, la dynamique des populations ou le comportement des espèces des plages sableuses (Defeo & De Alava, 1995; Lercari & Defeo, 1999; Scapini *et al.*, 2005). Les travaux ayant traité cet aspect, ont montré que les effets de telles perturbations peuvent être ressentis à différents niveaux de l'organisation biologique, dont le compartiment macrozoobenthique.

Le présent travail se propose pour mettre en évidence l'influence des eaux douces de la rivière Ombrone sur les paramètres du milieu et sur la répartition et la structure de la macrofaune intertidale le long de la plage du parc régional de la Maremma. Ce travail fait suite aux travaux de Colombini *et al.* (ce volume) sur les changements de la structure des macroinvertébrés vagiles terrestres et de Scapini *et al.* (2005) sur la variabilité de l'orientation chez *Talitrus saltator* en fonction de la distance par rapport à l'embouchure de Ombrone.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site d'étude

Le Parc Régional de la Maremma (entre 42°38' N, 11°2' E et 42°37' N, 11°4' E) est situé le long de la côte sud de la Toscane, dans la province de Grosseto (Italie) (Figure 1). Il est constitué d'une grande variété d'écosystèmes représentés essentiellement par la forêt de pin maritime de Alberese, les collines de Monti dell'Uccellina, le système de plage-dune du parc régional de la Maremma, les zones humides de la Trappola et l'embouchure de la rivière Ombrone. Le climat de la région est de type méditerranéen, caractérisé par un hiver tempéré et humide et par un été chaud et sec. La température

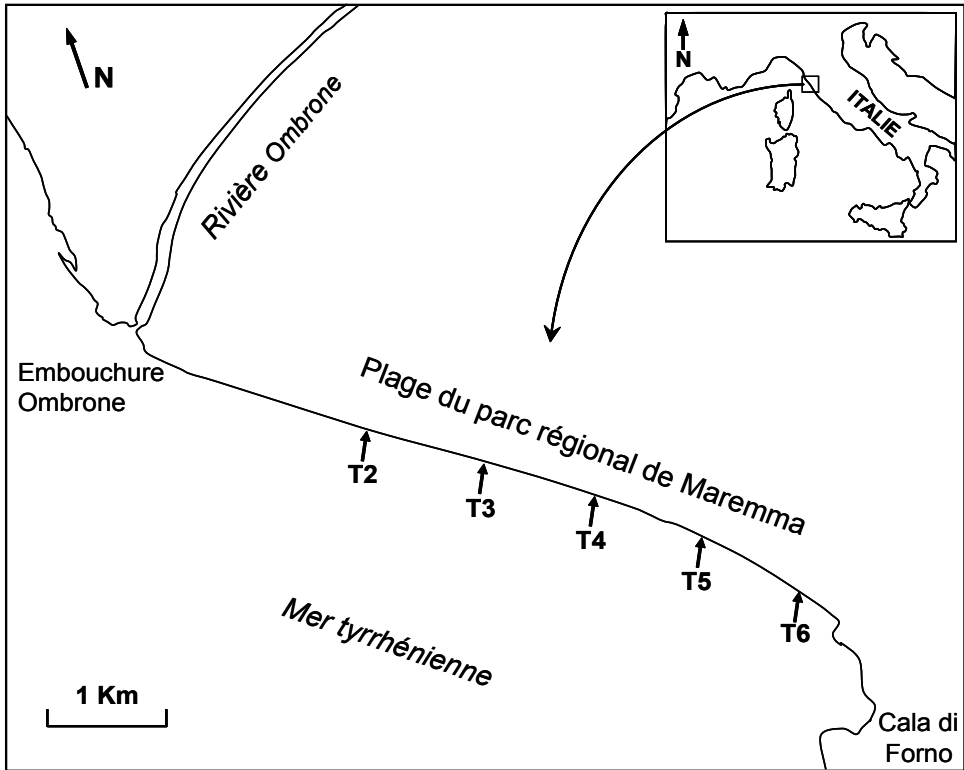


Figure 1. Situation géographique de la plage du Parc Régional de la Maremma et localisation des stations d'étude.

moyenne annuelle est de 14 °C et la pluviométrie moyenne annuelle est comprise entre 600 et 700 mm (Barazzuoli *et al.*, 1993).

La plage sableuse du Parc Régional de la Maremma se situe au sud-est de l'embouchure de la rivière Ombrone et s'étend sur 7 km jusqu'au cap Cala di Forno (Figure 1). La géomorphologie côtière locale de cette plage est liée à la géologie et la géomorphologie de l'arrière pays, mais aussi à la bathymétrie de la zone subtidale (Gambi & Giangrande, 1986) et aux directions privilégiées de la houle et des vents au large de la plage; les orthogonaux des vagues dominantes ont une direction 170° nord (Pranzini, 2001). L'orientation du rivage de la plage varie entre la direction 110°-290° près de l'embouchure et la direction 130°-310° à 6 km plus au Sud. De type microtidal (Moreno *et al.*, 2006a,b), l'amplitude de la marée y est inférieure à 0,40 m (Pranzini, 2001). Près de l'embouchure, sur les deux premiers kilomètres, l'estran est quasi absent et la plage est fortement réduite en raison de l'érosion qui s'y manifeste. En revanche, loin de cette embouchure, il y a un phénomène de progradation se traduisant par une plage plus large (Aminti & Pranzini, 1990; Pranzini, 2001). La prise en compte de ces contraintes physiques permet de qualifier cet écosystème de plage exposée avec un degré élevé d'instabilité. Les courants marins dominants dans ce secteur de la côte

portent du Nord-Est vers le Sud-Ouest; par conséquent, l'influence potentielle des apports de la rivière est susceptible de se manifester davantage au Sud de l'embouchure de la rivière Ombrone (Pranzini, 2001).

L'analyse historique de l'évolution de la ligne de rivage de la plage du parc montre que l'embouchure de la rivière Ombrone est en train de subir une érosion qui s'étend de part et d'autre de l'embouchure. Cette érosion est la conséquence d'un déficit dans le budget sédimentaire apporté par ce cours d'eau (Aminti & Pranzini, 1990; Pranzini, 1994, 2001). Elle est d'origine naturelle (vents, courants, houle ...) et/ou anthropique (reforestation dans le bassin versant, construction des barrages, conservation des zones humides, dragage du lit de la rivière, émigration des populations riveraines, réduction des superficies cultivées ...) (Pranzini, 1995, 2001). Actuellement, le taux maximum d'érosion a atteint 11 m/an (Pranzini & Cipriani, 1999). Il n'y a plus suffisamment d'apports de matériaux de Ombrone pour compenser le transport et la dérive littorale qui ont tendance à provoquer une érosion. Celle-ci a débuté au milieu du XVIII^{ème} siècle en touchant le delta puis s'est étendue aux plages adjacentes. Elle fait suite à une période de 2500 ans durant laquelle le delta et les zones avoisinantes ont gagnés 7 km sur la mer. Au cours de cette période, la plage située sur la rive gauche de la rivière Ombrone qui était courte et bloquée par les Monti dell'Uccellina s'est développée vers le Sud-Est et qui a évolué vers la configuration actuelle (Pranzini, 2001).

Echantillonnage et analyse des prélèvements

Deux stratégies d'échantillonnage ont été adoptées dans ce travail. L'étude de la variabilité latérale de la macrofaune de la plage en fonction de l'éloignement de l'embouchure de Ombrone était basée sur le choix de cinq stations qui se trouvaient à 2230 m, 3070 m, 4050 m, 5030 m et 5990 m (respectivement dénommées stations T2, T3, T4, T5 et T6) dans la partie de la côte située au Sud de l'embouchure de Ombrone où l'influence de ce cours d'eau semble avoir, à priori, un effet compte tenu de la direction locale des courants orientés nord-est/sud-ouest (Pranzini, 2001) (Figure 1). Au niveau de chaque station, les prélèvements ont été effectués à un niveau plus bas que celui de la falaise de pleine mer où le maximum d'abondance de la macrofaune était rencontré. Les prélèvements, au nombre de 5 et équidistants de 5 m, avaient une surface de 0,125 m² (quadrat carré de 50 cm de côté) et une profondeur de 20 cm. Ce type d'échantillonnage s'est déroulé en automne 2002 (septembre) et au printemps 2003 (mai).

Le deuxième type d'échantillonnage a été effectué en mai 2003 pour l'étude de la distribution verticale (zonation) de la macrofaune au niveau des trois radiales T2, T4 et T6. Les prélèvements réalisés avec le même type de quadrat, ont été effectués à partir du niveau de falaise de pleine mer jusqu'au niveau de bas de plage. Le nombre de relevés par radiale dépendait de la largeur de l'estran et de l'agitation de l'eau (7, 12 et 10 relevés respectivement pour les radiales T2, T4 et T6).

Dans les deux cas d'échantillonnage, le tamisage des échantillons a été effectué sur place au moyen d'un tamis de 1 mm² de vide de maille. Le refus du tamis est fixé au

formol 10%. Au laboratoire, le refus est trié et les spécimens de macrofaune sont isolés, identifiés et ensuite comptés. Des prélèvements de sédiment ont été également collectés pour l'étude de la granulométrie, l'estimation de la teneur en matière organique totale et la mesure du pH et de la conductivité. Ils ont été effectués aux mêmes endroits que les prélèvements biologiques à l'aide d'un carottier en PVC de 3,5 cm de diamètre enfoncé jusqu'à une profondeur de 10 cm dans le sable. La largeur de l'estran a été mesurée à l'aide d'un ruban-mètre et sa pente a été calculée en mesurant le long d'une radiale, la dénivellation de la plage par rapport à une planche maintenue horizontalement.

Traitement des données

La méthode du diagramme triangulaire (Shepard, 1954) est utilisée pour caractériser et catégoriser le sédiment. Les stations sont positionnées sur ce diagramme en fonction de leurs teneurs relatives en sables fins ($63 \mu\text{m} < \phi < 200 \mu\text{m}$), sables moyens ($250 \mu\text{m} < \phi < 400 \mu\text{m}$) et sables grossiers ($500 \mu\text{m} < \phi < 2000 \mu\text{m}$). La médiane granulométrique de chaque station a été également calculée.

L'analyse des paramètres biologiques de chaque station tient compte de la richesse spécifique (S), abondance (A), indice de diversité de Shannon-Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1963) et équitabilité de Pielou (J') (Pielou, 1966). L'utilisation du modèle DIMO (Qinghong, 1995) permet de visualiser simultanément, en un graphique bidimensionnel, les paramètres $\text{Log}_2(S)$, H', J' et l'indice Q de Qinghong ($Q = H' / \sin(\alpha)$).

Les corrélations ont été recherchées entre les facteurs abiotiques des différentes stations (médiane granulométrique, matière organique totale, conductivité, pH, pente, largeur de l'estran) et les paramètres biologiques (S, A, H' et J'), d'une part, et la distance par rapport à l'embouchure, d'autre part. Des corrélations ont été également recherchées entre tous ces paramètres à la fois en utilisant une régression multiple. Pour la comparaison entre moyennes obtenues respectivement en automne et au printemps pour tous les paramètres abiotiques, nous avons utilisé le test de Student. La comparaison entre les paramètres de structure du peuplement calculés pour les cinq stations (S, A, H' et J') a été basée sur une ANOVA à un facteur. La zonation latérale entre T2 et T6 des principales espèces a été calculée en évaluant leurs positions moyennes respectives au seuil de 95% de l'intervalle de confiance pour le printemps et l'automne.

RÉSULTATS

Les profils de l'estran en automne sont comparables entre eux et sont légèrement concaves pour T2 et T4 (Figure 2a, 2b). Au printemps, les profils montrent une tendance plutôt convexe due à l'engraissement de l'estran plus fort pour T4. L'analyse latérale de la pente (Figure 2c) n'indique pas de gradient évident en automne, mais au

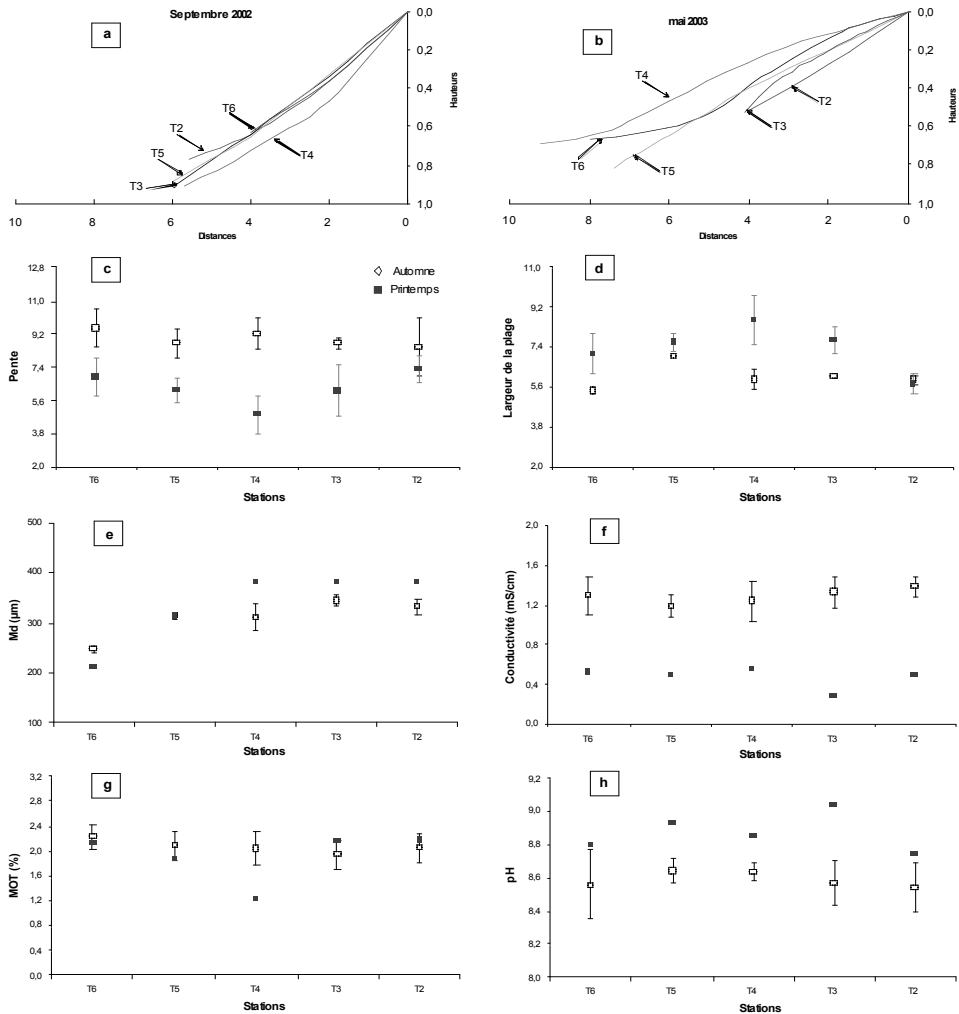


Figure 2. Variabilité spatiale des paramètres du milieu mesurés en automne (cercles) et au printemps (carrés pleins) au niveau de la plage du Parc Régional de la Maremma. a) profils de l'estran en automne; b) profils de l'estran au printemps; c) pente; d) largeur de l'estran; e) médiane granulométrique; f) conductivité; g) matière organique; h) pH. Les barres verticales représentent l'écart-type.

printemps, l'estran présente une pente moyenne plus faible en T4 ($4,8 \pm 1,0$) et semble montrer un double gradient croissant de T4 vers T6 ($6,9 \pm 1,0$) et de T4 vers T2 ($7,3 \pm 0,7$). En automne la pente est globalement plus élevée. Une différence significative a été notée entre les moyennes des deux périodes ($p < 0,001$). La largeur de l'estran (Figure 2d) montre au printemps, un gradient inverse avec un estran plus large en T4 ($8,6 \pm 1,1$ m) qui décroît à la fois vers T6 ($7,1 \pm 0,8$ m) et vers T2 ($5,7 \pm 0,4$ m). En automne, ce paramètre ne montre pas de gradient évident et sa valeur moyenne est de $6,1 \pm 0,6$ m; les valeurs variant entre 5,4 m et 7,0 m. Comme pour la pente, il y a une différence significative entre les moyennes des deux périodes ($p < 0,05$).

Le diagramme triangulaire de Shepard permet de visualiser l'importance relative de chacune des trois fractions sableuses dans les cinq stations pour les deux périodes (Figure 3). Ainsi, entre T2 et T5, la plage est caractérisée par la dominance des sables moyens dont les teneurs varient entre 70% et 77% en automne et entre 62% et 78% au printemps. Les sables fins n'y dépassent pas 30% durant les deux périodes, tandis que les sables grossiers y sont compris entre 10% et 19% respectivement en automne et au printemps. Les sables fins dominent à T6 avec des taux de 56% et 76% respectivement en automne et au printemps. L'évolution latérale de la médiane granulométrique (Figure 2e) montre un gradient décroissant de T2 vers T6 avec des valeurs moyennes variant de $310 \pm 40 \mu\text{m}$ (automne) à $330 \pm 70 \mu\text{m}$ (printemps); ce gradient est mieux marqué au printemps.

La conductivité moyenne enregistrée dans le sable est significativement différente entre les deux périodes ($p < 0,001$); elle est plus élevée en automne ($1,385 \pm 0,076 \text{ mS/cm}$) qu'au printemps ($0,467 \pm 0,104 \text{ mS/cm}$) et ne montre pas de gradient latéral entre T2 et T6 (Figure 2f). La matière organique du sédiment évaluée en automne est plus élevée dans les stations éloignées de l'embouchure de Ombrone sans marquer un gradient croissant évident. Elle varie de 2,0% à 2,6% avec une valeur moyenne de $2,2 \pm 0,2\%$. Au printemps, la plus faible teneur en matière organique est notée en T4 (1,2%) (Figure 2g), la valeur maximale ne dépasse pas 2,2% et la valeur moyenne est de $1,9 \pm 0,4\%$. Les moyennes de l'automne et du printemps ne montrent pas de différence significative. Les valeurs de pH de l'automne varient entre 8,47 à T6 et 8,69 à T2 tandis qu'au printemps, les valeurs du pH sont supérieures ($\text{pH} \geq 8,74$) (Figure 2h) et sont significativement différentes de celles de l'automne ($p < 0,05$).

Au printemps, la plage est caractérisée par une forte variabilité des facteurs du milieu montrant le caractère instable de cette plage.

Une corrélation significative a été mise en évidence entre la médiane granulométrique obtenue au printemps et la distance croissante de l'embouchure ($r = 0,85$; $p < 0,05$). Les régressions entre les paramètres du milieu pris deux à deux montrent des corrélations significatives entre la matière organique et la médiane granulométrique ($r = 0,96$; $p < 0,05$) en automne et entre la matière organique et la pente ($r = 0,89$; $p < 0,05$) et entre la pente et la largeur de la plage ($r = -0,93$; $p < 0,05$) au printemps.

Analyse de la structure du peuplement

Au total 12 espèces de la macrofaune endogée en plus d'insectes diptères ont été collectées en automne et au printemps et se répartissent comme suit: 8 Crustacés avec 2 Amphipodes (*Talitrus saltator* et *Pontocrates arenarius*), 4 Isopodes (*Eurydice affinis*, *Eurydice dollfusi*, *Eurydice* sp. et *Tylos europaeus*), 1 Mysidacé (*Gastrosaccus sanctus*) et 1 Décapode (*Portunus latipes*), 2 Annélides Polychètes (*Ophelia radiata* et *Scolecopsis squamata*), 1 Mollusque (*Donax trunculus*) et 1 Cumacé (*Cumopsis* sp.).

Ophelia radiata est une espèce "leader" pour l'étage médiolittoral et contrôle l'effectif global de la macrofaune, puisqu'elle représente près de 90% de l'abondance

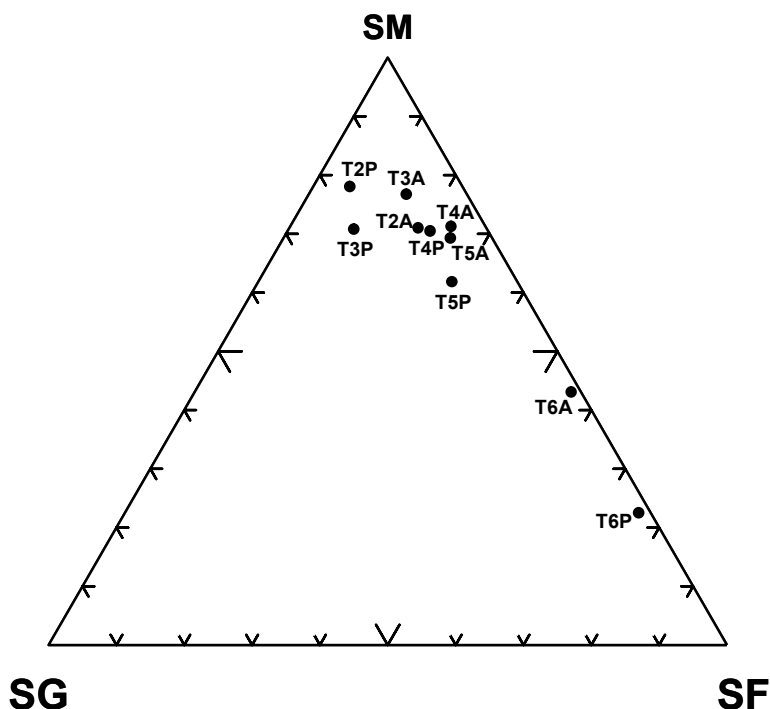


Figure 3. Positionnement des sédiments des stations étudiées dans le diagramme triangulaire de Shepard dont les pôles sont constitués des fractions de sables fins (SF), sables moyens (SM) et sables grossiers et graviers (SG). T: station; A: automne; P: printemps.

totale (3848 individus), en automne et 87% au printemps. En automne, *O. radiata* est plus abondante au niveau de T4 (336 ± 52 ind./m²) et présente une dominance maximale (95%) au niveau de T3 et T4 (Figure 4b). Au printemps, l'effectif maximal de *O. radiata* s'observe au niveau de T3 (717 ± 108 ind./m²) où elle est presque exclusive puisque sa dominance est de 99,9% (Figure 4b). Elle est également fortement dominante à T2 mais sa densité y est plus faible (262 ± 60 ind./m²). Les autres espèces médiolittorales ont des effectifs beaucoup plus faibles, parmi lesquelles *Eurydice affinis* et *Gastrosaccus sanctus* sont les plus fréquentes, tandis que *Scolecipis squamata* et *Eurydice dollfusi* ont été récoltées uniquement au printemps. Les espèces mobiles de l'étage supralittoral, les Crustacés *Talitrus saltator* et *Tylos europaeus*, ont été également récoltées dans l'étage médiolittoral avec des abondances relativement élevées pour le premier (42 ± 9 ind./m²) et très faibles pour le second (1 ind./m²).

a) Variabilité latérale

La richesse spécifique montre, pour les deux périodes, un gradient en fonction de la distance croissante par rapport à l'embouchure (Figure 4a), passant de 2-3 espèces à 5-7 espèces et l'ANOVA a indiqué une différence significative entre les stations ($F = 13,159$, $p < 0,001$, ddl = 4). Cependant, seule les données du printemps ont

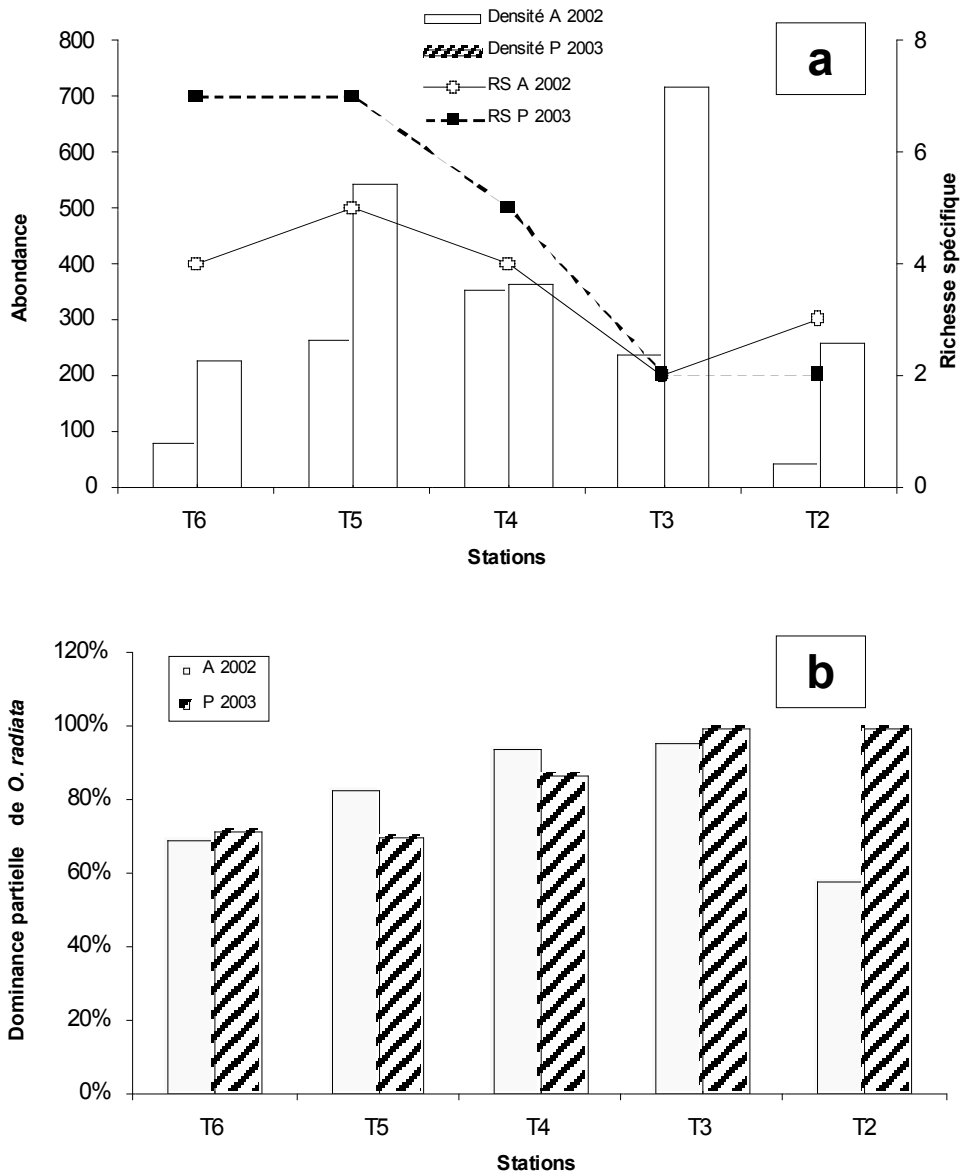


Figure 4. Variabilité spatiale de la richesse spécifique et de la densité de la macrofaune (a) et dominance partielle de *Ophelia radiata* (b) au niveau de la plage du Parc Régional de la Maremma durant l'automne et le printemps. RS: richesse spécifique; A: automne; P: printemps.

montré une régression linéaire ($r = 0,91$; $p < 0,05$) entre ces deux paramètres. En revanche, l'abondance totale et les abondances spécifiques ne montrent pas ce type de gradients ni en automne ni au printemps, mais une différence significative entre les stations a été mise en évidence ($F = 2,887$, $p < 0,05$, $ddl = 4$). D'autre part, la comparaison entre les deux périodes, montre une différence significative entre abondances ($F = 8,394$, $p < 0,01$, $ddl = 1$) qui sont plus élevées au printemps.

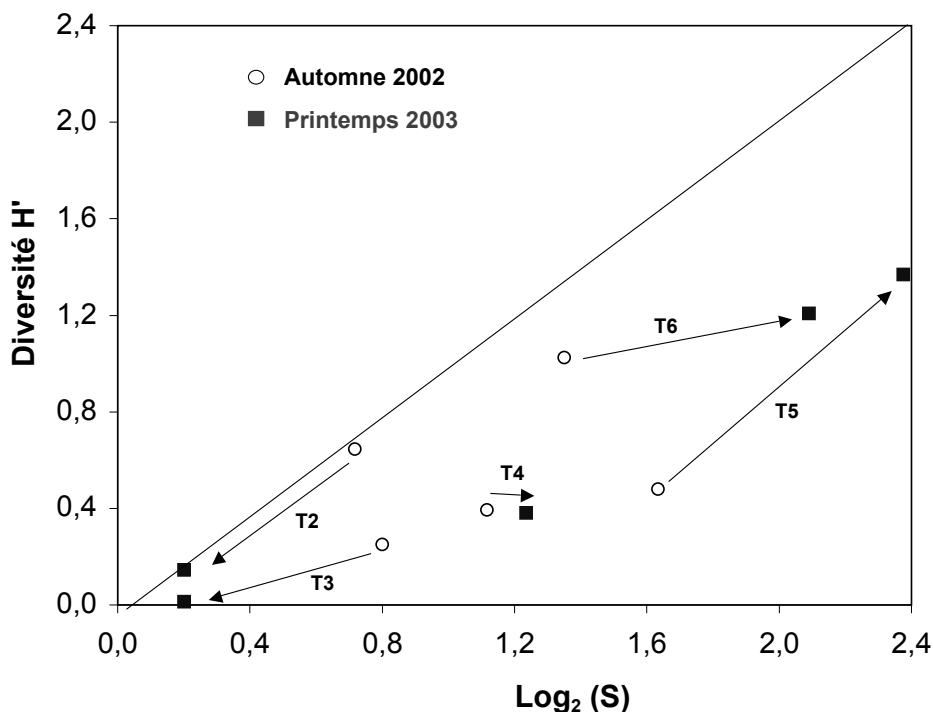


Figure 5. Modèle DIMO ; représentation simultanée de la richesse spécifique ($\text{Log}_2(S)$), l'indice de Shannon-Wiener (H') et l'équitabilité (J') (= ligne diagonale), du macrozoobenthos des différentes stations étudiées à la plage du Parc Régional de la Maremma.

L'indice H' varie en moyenne entre $0,56 \pm 0,30$ bit en automne et $0,62 \pm 0,63$ bit au printemps et aucune différence significative n'a été mise en évidence entre ces deux périodes. Il est significativement différent entre les stations ($F = 9,900$, $p < 0,001$, $\text{ddl} = 4$) et une corrélation linéaire a été établie, au printemps, avec la distance croissante par rapport à l'embouchure ($r = 0,88$; $p < 0,05$). L'indice J' a une moyenne égale à $0,43 \pm 0,23$ en automne et à $0,33 \pm 0,25$ au printemps, mais sans différence significative entre ces deux périodes ($F = 1,314$, $p = 0,257$, $\text{ddl} = 1$). Pourtant, il y a des différences significatives inter-stations ($F = 4,921$, $p < 0,01$, $\text{ddl} = 4$), sans gradient apparent. Dans le modèle DIMO (Figure 5), les stations ont des positions différentes entre les deux périodes, sauf pour la station 4 dont la position demeure inchangée. En automne, la dynamique perçue est qualifiée de "non-type" (S , H' et J' changent en même temps) et évolue au printemps vers une dynamique "evenness-type" (S et H' évoluent simultanément dans le même sens alors que J' reste inchangé). Ainsi, il est possible de relever la stabilité de la plage au niveau de la station 4, qui se traduit par une stabilité des paramètres de structure entre les deux périodes.

Les analyses de régression multiple entre les facteurs biotiques et abiotiques montrent une corrélation positive entre l'indice de Shannon et la matière organique totale ($r = 0,92$; $p < 0,05$) en automne, d'une part, et entre l'abondance et le pH ($r = 0,97$;

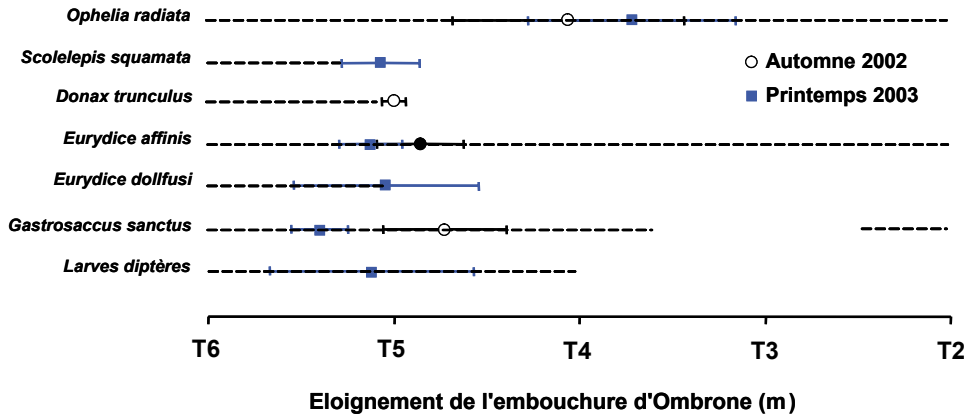


Figure 6. Distribution latérale moyenne des espèces les plus abondantes au niveau de la plage du Parc Régional de la Maremma. Carrés et cercles représentent la position moyenne de chaque espèce respectivement au printemps et en automne, encadrés par l'intervalle de confiance à 95%. Les lignes en tireés représentent la répartition de l'espèce considérée le long de la plage.

$p < 0,01$) au printemps, d'autre part.

L'analyse de la distribution latérale moyenne (zonation latérale) des espèces les plus abondantes indique que *O. radiata* récoltée abondamment sur toute la longueur de la plage montre son préférendum aux environs de la station T4 (4062 m et 3717 m) avec des densités de 336 ind./m² et de 320 ind./m² respectivement en automne et au printemps sans différence significative entre ces deux périodes (Figure 6).

G. sanctus montre une distribution latérale qui s'étend de T4 à T6 mais son préférendum se trouve entre 4725 m en automne et 5400 m au printemps et la différence de distribution est significative entre les deux périodes. *E. affinis* a été échantillonnée le long de toute la plage et son préférendum de distribution se trouve autour de la station T5 (4857 m en automne et 5125 m au printemps) et aucune différence significative n'apparaît entre les deux périodes. Les espèces récoltées pendant une seule période semblent également préférer les stations les plus éloignées de la rivière (Figure 6), comme c'est le cas de *S. squamata* (5071 m), *D. trunculus* (5000 m) et *E. dollfusi* (5041 m). Les deux espèces du supralittoral, *T. saltator* et *T. europaeus*, semblent également préférer les stations les plus éloignées de l'embouchure.

b) Zonation verticale et distribution latérale

La zonation verticale de l'étage médiolittoral a été réalisée au niveau des radiales T2, T4 et T6. Nous donnons sur la Figure 7 la répartition verticale des espèces au niveau de T6, car le nombre d'espèces et l'abondance y sont élevés. Le niveau supérieur de l'étage médiolittoral est fréquenté par *T. saltator* et *T. europaeus*, espèces mobiles de l'étage supralittoral.

La seconde espèce reste discrète jusqu'au niveau moyen du médiolittoral tandis que la première est cantonnée essentiellement sur les premiers 50 centimètres de dénivellation verticale par rapport à la falaise de pleine mer avec une dominance partielle

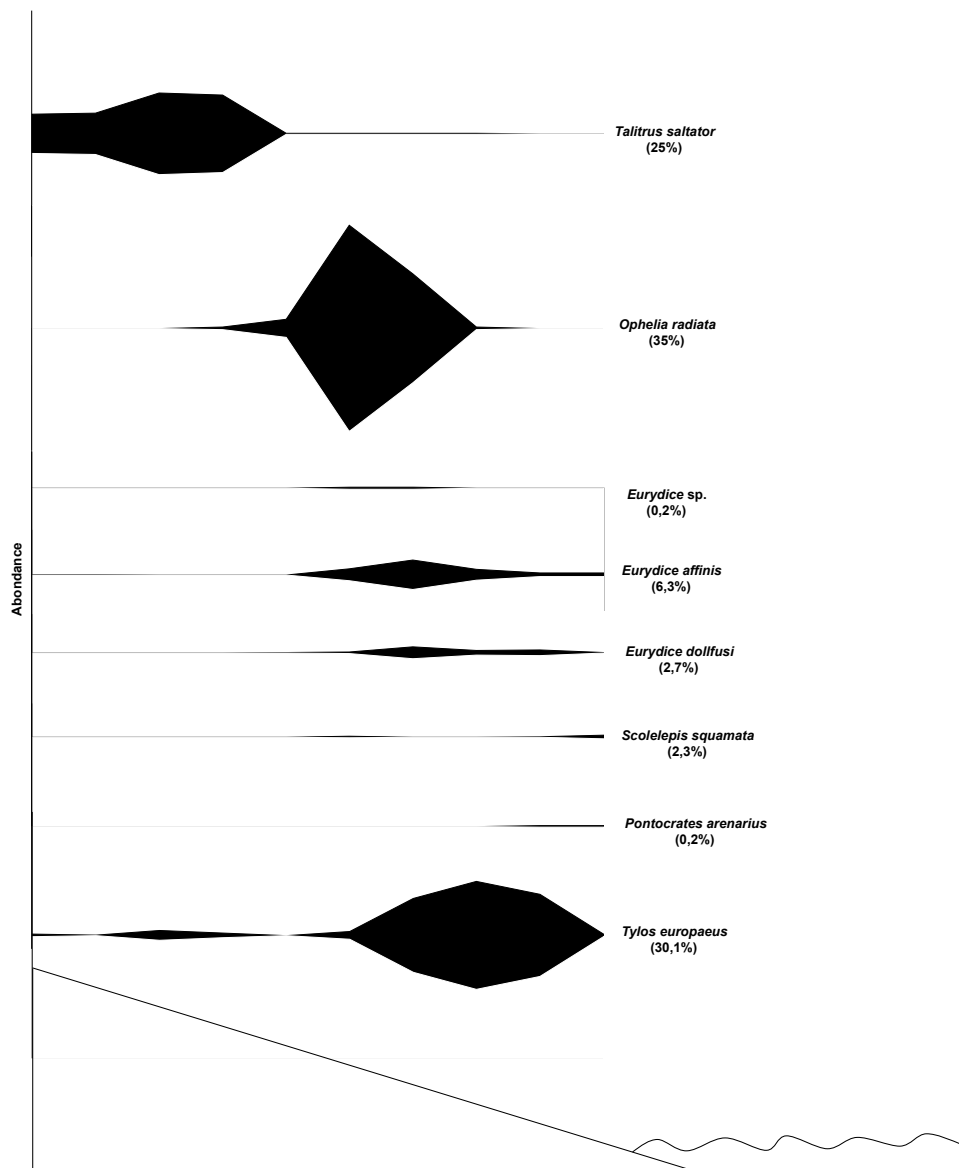


Figure 7. Répartition verticale des abondances des espèces au niveau de la station T6 le long d'une radiale perpendiculaire au rivage. Les pourcentages indiqués entre les parenthèses correspondent aux dominances partielles des espèces.

de 85,4%. Le niveau moyen est occupé essentiellement par *O. radiata*, *E. affinis* et *E. dollfusi*. Le maximum de densité de la première espèce se situe 75 cm plus bas que la falaise de pleine mer (Figure 8) et occupe une large bande de l'étage médiolittoral (Figure 7). Les espèces du genre *Eurydice* montrent leurs maximums 25 cm plus bas avec des densités plus faibles, respectivement de 52 à 144 ind./m² et de 8 à 60

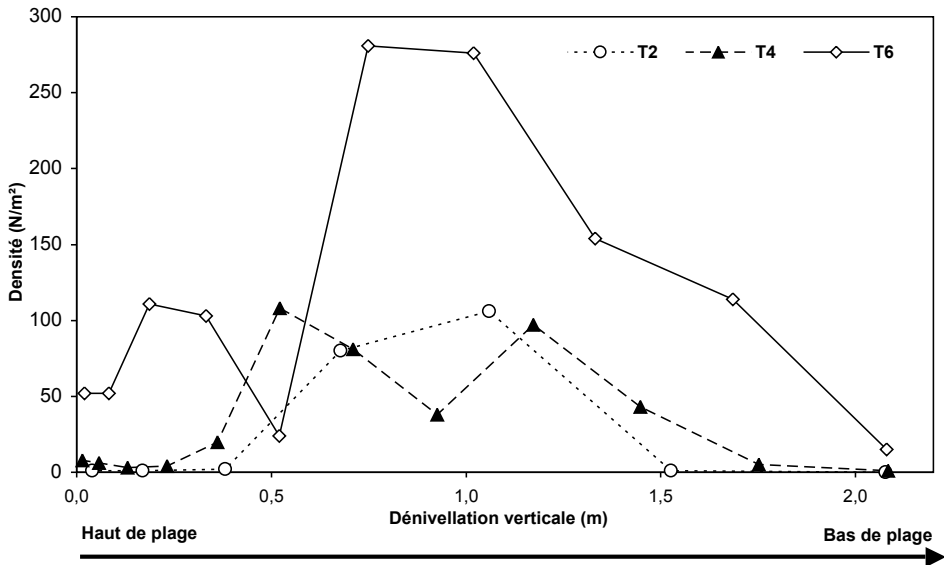
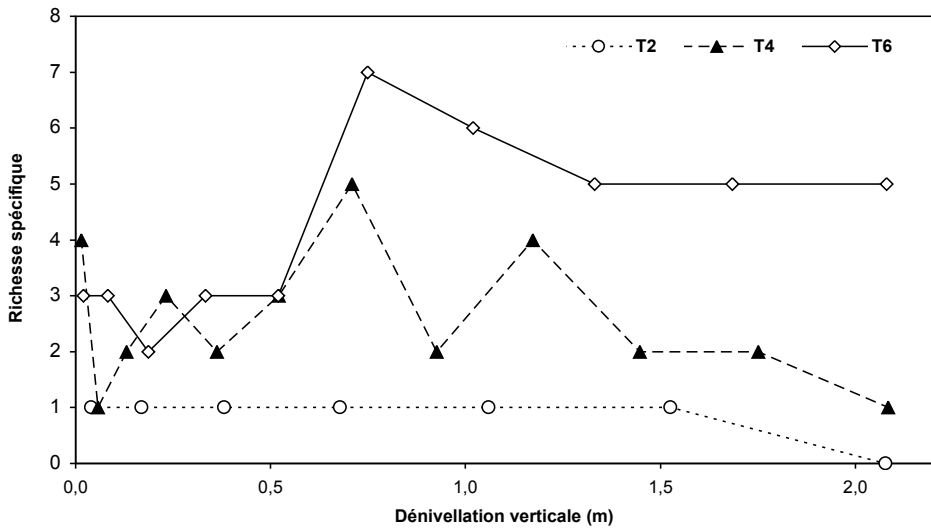


Figure 8. Distribution verticale (dénivellation verticale) de la richesse spécifique et de la densité le long des radiales au niveau des trois stations T2, T4 et T6.

ind./m². Le niveau inférieur de l'étage médiolittoral est caractérisé par la présence de quelques individus de *S. squamata* (8 ind./m²) et *P. arenarius* (2 ind./m²). *T. europaeus* montre paradoxalement une abondance plus forte dans les niveaux inférieurs. D'autre part, *G. sanctus*, qui n'a pas été récolté dans cette radiale, a été paradoxalement prélevé dans l'échantillonnage relatif à l'étude latérale.

La distribution verticale de la richesse spécifique et de l'abondance au niveau de T2, T4 et T6 montre des maximums au niveau moyen de l'étage médiolittoral (Figure

Tableau 1. Richesse spécifique et densité totales de la macrofaune et dominance partielle des espèces dominantes au niveau des trois stations.

	T2	T4	T6
Espèces dominantes			<i>O. radiata</i> , 166 ind./m ² (35%)
Densité (dominance partielle)	<i>O. radiata</i> , 108 ind./m ² (99%)	<i>O. radiata</i> , 111 ind./m ² (80%)	<i>T. europaeus</i> , 142 ind./m ² (30%)
			<i>T. saltator</i> , 118 ind./m ² (25%)
Espèces accompagnatrices	–	<i>G. sanctus</i>	<i>E. affinis</i> <i>E. dollfusi</i>
Densité totale (ind./m ²)	110	138	472
Richesse spécifique	2	10	8

8). Le long de la radiale T6, la richesse spécifique est généralement supérieure à celles de T4 et T2, cette dernière présentant les valeurs les plus faibles confirmant ainsi les observations antérieures relevées dans l'analyse de la distribution latérale de l'abondance. La densité à T6 présente les plus fortes valeurs, mais toutes les radiales voient leurs abondances diminuer en bas de l'estran. Considérant la richesse spécifique et la densité totales pour chaque radiale (Tableau 1), T4 héberge le plus d'espèces (10 espèces) et T6 recèle les plus forts effectifs (472 ind./m²).

DISCUSSION

A la plage du Parc Régional de la Maremma, la pente et la largeur de l'estran sont corrélées entre elles au printemps, mais ne montrent pas de gradients le long de la plage et ne présentent pas de corrélation significative avec la médiane granulométrique. Celle-ci montre un gradient décroissant de la station T2 vers la station T6, respectivement à 2 km et 6 km de l'embouchure de la rivière Ombrone. D'autre part, les sables moyens dominent à T2 tandis que les sables fins dominent à T6. Dans les stations proches de Ombrone, la forte hydrodynamique marine empêche le dépôt des particules fines qui se déposent loin de l'embouchure, transportées par les courants marins (Pranzini, 2001). De même, la présence de dunes bien développées à T6 contribue également à enrichir l'estran en matériel sédimentaire fin lorsque le vent souffle de la terre vers la mer et à l'occasion des mers très agitées et des tempêtes qui ont tendance à éroder la dune. Les conditions relativement plus stables à T6 favorisent le dépôt de la matière organique qui montre une corrélation significative avec la médiane granulométrique.

La conductivité, utilisée ici comme une expression proportionnelle de la salinité, est un paramètre explicatif des tendances induites par le déversement des eaux douces dans le milieu. Elle peut contrôler, en synergie avec les facteurs morphodynamiques, la distribution de la macrofaune des sédiments meubles (Lercari & Defeo, 1999, 2003; Lercari *et al.*, 2002). À la plage du Parc Régional de la Maremma, la conductivité, ne montre pas de corrélation ni avec l'éloignement par rapport à l'embouchure ni avec les autres facteurs du milieu. Cependant, elle est significativement différente entre le printemps et l'automne et les valeurs sont plus élevées en automne. Ce paramètre ne semble pas jouer un rôle évident sur la répartition de la macrofaune sur l'estran, alors que dans l'étage supralittoral de cette même plage son influence sur la faune terre-stre vagile a été mise en évidence (Colombini *et al.*, ce volume). Le pH ne montre pas de gradient latéral mais présente des différences significatives entre les deux périodes. En automne, le faible apport de la rivière contribue à l'élévation des valeurs de pH alors que durant la période hivernale et printanière, les apports fluviaux vers la plage sont importants et contribuent à l'adoucissement des eaux d'où les valeurs plus faibles du pH. L'analyse globale de la variabilité des paramètres du milieu durant les deux périodes montre de façon générale que les variabilités sont plus élevées au printemps qu'en automne attestant du caractère instable de la plage qui est renforcé pendant la période printanière.

La plage du parc est une plage exposée (indice égale à 11 selon l'échelle d'exposition de McLachlan (1980b) et la dérive littorale y est élevée (Pranzini, 1994, 2001). La macrofaune montre une faible diversité ($H' < 1,5$ bit) et la forte exposition à l'hydrodynamique détermine souvent une faune appauvrie (Eleftheriou & Nicholson, 1975; Eleftheriou & McIntyre, 1976; Dexter, 1983, 1988; Junoy & Viéitez, 1992). En effet, la grande instabilité du milieu limite la diversité en réduisant la présence des formes sédentaires, particulièrement les mollusques, et favorise la dominance qualitative des petits Crustacés tels que les Amphipodes et les Isopodes (McLachlan, 1983) qui s'accommodent mieux aux conditions physiques intenses liées à l'action des vagues. Dans de telles conditions écologiques, les espèces développent peu de relations biotiques entre elles et ont tendance à réagir individuellement aux facteurs physiques en développant une stratégie adaptative spécifique et leur organisation en communauté structurée paraît peu évidente (McLachlan *et al.*, 1993; McLachlan, 2001; Bayed, 2003).

Dans l'étage médiolittoral de la plage du parc, la biocénose identifiée se réfère à la "biocénose des sables médiolittoraux" (BSM) de Pérès & Picard (1964). La BSM, largement répandue sur les plages sableuses de la Méditerranée, est caractérisée par les Polychètes *Ophelia radiata* et *Scolecopsis squamata* et par le Crustacé *Eurydice affinis*. *O. radiata* (mais aussi *O. bicornis* aux caractères anatomiques proches de ceux de *O. radiata*) affectionne les milieux instables soumis à une forte hydrodynamique et préfère un sédiment de sable bien drainé qui ne retient pas l'eau à basse mer (Holme, 1949) et dont la granulométrie est plus grossière que celle préférée par *Scolecopsis squamata* (Pérès, 1967). Pour se nourrir, les espèces du genre *Ophelia* adoptent un régime psammophage en ingérant du sable et consomme le film de matière organique qui entoure

les grains de sable. Or *Ophelia* est une forme connue pour être capable de se trouver dans des sables très instables soumis à une forte hydrodynamique marine et peu riches en matière organique particulière à tel point que certains auteurs qualifient son habitat de sable dunaire (Chassé & Glémarec, 1976). De plus, le caractère oligotrophique de la plage (Moreno *et al.*, 2006a,b) favorise l'abondance de cette espèce adaptée à ce type d'environnement. Du point de vue répartition verticale, l'Amphipode Talitridae *Talitrus saltator* domine dans les niveaux de pleine mer, tandis que *Gastrosaccus sanctus*, les espèces du genre *Eurydice*, *O. radiata* et *S. squamata* dominent les niveaux plus bas. Ce pool d'espèces forme l'essentiel de la macrofaune benthique de la plage du parc. Une telle structure rappelle celle observée sur des plages sableuses en Espagne (Junoy & Viéitez, 1992; Junoy *et al.*, 2005) et des plages exposées de l'Atlantique Nord-Ouest (Salvat, 1967; Eleftheriou & McIntyre, 1976; Withers, 1977; Dexter, 1988, 1990; Degraer *et al.*, 1999; Bayed, 2003). Quelques espèces considérées comme typiques des plages sableuses européennes, telles que les Amphipodes du genre *Bathyporeia* et *Urothoe*, *Pontocrates arenarius* et *Haustorius arenarius* ou les Polychètes *Nephtys cirrosa* et *Scoloplos armiger* (Eleftheriou & McIntyre, 1976; Dexter, 1988, 1990) sont également absents de la plage du parc.

La répartition latérale des espèces de la macrofaune de l'étage médiolittoral de la plage du parc montre une augmentation du nombre d'espèces avec l'éloignement croissant de l'embouchure alors que la densité totale, tributaire de l'abondance du Polychète *O. radiata*, ne montre pas de gradients évidents le long de la plage. Le faible nombre d'espèces dans les stations proches de l'embouchure peut être imputé aux conditions physiques contraignantes et à la faible disponibilité des sources de nourriture (Moreno *et al.*, 2006 et ce volume), car les conditions écologiques offertes par un estran peu large, relativement pentu et de granulométrie relativement grossière ne permettent pas l'installation des détritivores et des suspensivores (Lercari *et al.*, 2002) dans les zones proches de l'embouchure. L'essentiel de la macrofaune est localisé entre T4 et T6 avec une moyenne estimée à un intervalle de confiance de 95%. Seule *O. radiata* a son préférendum qui se situe aux alentours de T4. L'analyse des profils de l'estran entre T2 et T6 permet d'identifier deux secteurs de la plage dont les tendances peuvent être considérés comme opposées (Scapini *et al.*, 2005). Le secteur localisé entre l'embouchure et T3 subit une érosion et la largeur de la plage a tendance à raccourcir tandis que dans le secteur le plus éloigné de l'embouchure situé entre T5 et T6, il y a accrétion de sable qui a tendance à élargir la plage. Au niveau de T4, l'estran semble être en équilibre. Ceci se répercute sur la macrofaune endogée qui a montré, dans le modèle DIMO, une certaine stabilité temporelle, entre le printemps et l'automne, des paramètres de structure comparativement aux quatre autres stations dont la richesse spécifique et l'indice de diversité ont changé de façon nette entre ces deux périodes.

Il est bien établi que les facteurs morphodynamiques liés à l'intensité de l'hydrodynamique marine, à la pente de la plage et à sa granulométrie sont les principaux facteurs qui contrôlent la répartition de la macrofaune de la zone médiolittorale en agissant sur la diversité spécifique et sur l'abondance (McLachlan, 1983, 2001; Bayed, 2003). Le complexe écologique "hydrodynamique-pente-médiane" contrôle de très

près ces paramètres structuraux de la macrofaune des plages (Bayed, 2003). En fonction de l'intensité de l'hydrodynamique, chaque zone de l'estran développe un profil topographique en fonction de la granulométrie du sable. Un équilibre dynamique s'installe entre érosion et engraissement, phénomènes opposés, qui se réalisent à différents niveaux de la plage. Lorsque la pente est forte ou lorsque la médiane granulométrique est élevée, le nombre d'espèces et le nombre d'individus ont tendance à diminuer (McLachlan, 1983, 2001), comme c'est le cas dans la partie nord-est de la plage du parc, près de l'embouchure de Ombrone.

Les déversements des eaux douces sont généralement responsables des changements de salinité, température, granulométrie et nutriments et peuvent provoquer une diminution de la diversité biologique dans les écosystèmes marins côtiers (Lercari & Defeo, 1999, 2003). Les effets de telles perturbations peuvent être ressentis à différents niveaux de l'organisation biologique en affectant négativement abondance, biomasse, croissance et fécondité des espèces suspensivores (Defeo & De Alava, 1995; Lercari & Defeo, 1999) ou l'orientation de *Talitrus saltator* (Scapini *et al.*, 2005). Au niveau du peuplement, richesse spécifique, abondance totale, biomasse, diversité et équitabilité sont significativement diminuées près des arrivées d'eau douce sur une plage (Lercari *et al.*, 2002; Lercari & Defeo, 2003; Colombini *et al.*, ce volume).

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient M.A. El Aloui, J. Neto et L. Fanini pour leur assistance sur le terrain. Ce travail a été financé par le Projet Bilatéral CNRST (Maroc) et CNR (Italie) n BIO b/04/05-R et par le projet MEDCORE de l'Union Européenne (ICA3-CT2002-10003).

BIBLIOGRAPHIE

- AMINTI P.L. & PRANZINI E. 1990. Variation in longshore sediment transport rates as a consequence of beach erosion in a cusped delta, pp. 261-265. *Proceedings of the 1st Symposium of the EUROCOAST Association, "Littoral 1990", Marseille.*
- BALLY R. 1983. Intertidal zonation on sandy beaches of the west coast of South Africa. *Cahiers de Biologie Marine* XXIV: 85-103.
- BARAZZUOLI P., GUASPARRI G. & SALLEOLINI M. 1993. Il Clima, pp. 141-171. In: Giusti F., Ed. La storia naturale della Toscana meridionale. *Monte dei Paschi di Siena.*
- BAYED A. 2003. Influence of morphodynamic and hydroclimatic factors on the macrofauna of Moroccan sandy beaches. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 58S: 71-82.

- BRAZEIRO A. 1999. Community patterns in sandy beaches of Chile: richness, composition, distribution and abundance of species. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 93-105.
- BRAZEIRO A. 2001. Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors? *Marine Ecology Progress Series* 224: 35-44.
- BROWN A.C. & McLACHLAN A. 1990. Ecology of sandy shores. *Amsterdam: Elsevier*.
- CHASSÉ C. & GLÉMAREC M. 1976. Principes généraux de classification des fonds pour la cartographie bio-sédimentaire. *Journal de Recherche Océanographique* 1(3): 1-18.
- COLOMBINI I., CHAOUTI A., FALLACI M., GAGNARGLI E., SCAPINI F., BAYED A. & CHELAZZI L. 2006. Effects of freshwater river discharge on terrestrial arthropods in Atlantic and Mediterranean sandy shores. This volume, pag. 237-266.
- DEFEO O., BRAZEIRO A., DE ALAVA A. & Riestra G. 1997. Is sandy beach macrofauna only physically controlled? Role of substrate and competition in isopods. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 45: 453-462.
- DEFEO O. & DE ALAVA A. 1995. Effects of human activities on long-term trends in sandy beach populations: the wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay. *Marine Ecology Progress Series* 123: 73-82.
- DEFEO O., LERCARI D. & GOMEZ J. 2001. Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Marine Ecology Progress Series*, 212: 159-170.
- DEGRAER S., MOUTON I., DE NEVE L. & VINEX M. 1999. Community structure and intertidal zonation of the macrobenthos on a macrotidal, ultra-dissipative sandy beach: summer-winter comparison. *Estuaries* 22: 742-752.
- DEXTER D.M. 1983. Community structure of intertidal sandy beaches in new South Wales, Australia, pp. 461-471. In McLachlan A. & Erasmus T., Edits. Proceedings of the first international symposium sandy beaches as ecosystems, Port Elizabeth, 17-21 January 1983. *Amsterdam: Junk*.
- DEXTER D.M. 1988. The sandy beach fauna of Portugal. *Arquivos do Museu Bocage, N.S.* 1: 101-110.
- DEXTER D.M. 1990. The effect of exposure and seasonality on sandy beach community structure in Portugal. *Ciencia Biológica, Ecologia e Sistemática* 10: 31-50.
- ELEFThERIOU A. & McINTYRE A.D. 1976. The intertidal fauna of sandy beaches – a survey of Scottish coast. *Scottish Fisheries Research report* 6: 1-61.
- ELEFThERIOU A. & NICHOLSON M.D. 1975. The effect of exposure on beach fauna. *Cahiers de Biologie Marine* 16: 695-710.
- GAMBI M.C. & GIANGRANDE A. 1986. Distribution of soft-bottom polychaetes in two coastal areas of the Tyrrhenian Sea (Italy): structural analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 23: 847-862.
- HOLME N.A. 1949. The fauna of sand and mud banks near the mouth of the estuary. *Journal of Marine Biological Association UK* 28: 189-263.

- JARAMILLO E. & McLACHLAN A. 1993. Community and population responses of the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 37: 615-624.
- JUNOY J., CASTELLANOS C., VIÉITEZ J.M., DE LA HUZ M.R. & LASTRA M. 2005. The macroinfauna of Galician sandy beaches (NW Spain) affected by *The Prestige* oil spill, *Marine Pollution Bulletin* 50: 526-536.
- JUNOY J. & VIÉITEZ J.M. 1992. Macrofaunal abundance analyses in the Ria de Foz (Lugo, Northwest Spain). *Cahiers de Biologie Marine* 33: 331-345.
- LERCARI D. & DEFEO O. 1999. Effects of freshwater discharge in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 49: 457-468.
- LERCARI D. & DEFEO O. 2003. Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human -induced environmental gradient. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 58S: 17-24.
- LERCARI D., DEFEO O. & CELENTANO E. 2002. Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach. *Marine Pollution Bulletin* 44: 1397-1404.
- McLACHLAN A. 1980a. Exposed sandy beaches as semi-closed ecosystems. *Marine Environmental Research* 4: 59-63.
- McLACHLAN A. 1980b. The definition of sandy beaches in relation to exposure: a simple rating system. *South African Journal of Science* 76: 137-138.
- McLACHLAN A. 1983. Sandy beach ecology-a review, pp. 321-380. In McLachlan A. & Erasmus T., Edits. Sandy beaches as ecosystems. *The Hague: W. Junk*.
- McLACHLAN A. 1996. Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna. *Marine Ecology Progress Series* 131: 205-217.
- McLACHLAN A. 2001. Coastal beach ecosystems, Encyclopedia of Biodiversity. Vol 1: 741-751. *London: Academic Press*.
- McLACHLAN A., JARAMILLO E., DONN T.E. & WESSELS F. 1993. Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. *Journal of Coastal Research* 15: 27-38.
- MORENO M., FERRERO T.J., GRANELLI V., MARIN V., ALBERTELLI G. & FABIANO M. 2006. Across shore variability and trophodynamic features of meiofauna in a microtidal beach of the NW Mediterranean. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66: 357-367.
- MORENO M., MARIN V., SALVO V.S., FARINA S. & FABIANO M. 2007. Microbial and meiofaunal communities from a sandy beach in the Maremma Regional Park, Italy. This volume, pag. 299-312.
- PÉRÈS J.M. 1967. Les biocénoses benthiques dans le système phytal. *Recueil des travaux de la station marine d'Endoume* 42(58): 3-114.
- PÉRÈS J.M. & PICARD J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer méditerranéenne. *Recueil des travaux de la station marine d'Endoume* 31(47): 83-155.
- PIELOU E.C. 1966. Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and measure. *The American Naturalist* 100: 463-465.

- PRANZINI E. 1994. Bilancio sedimentario ed evoluzione storica delle spiagge. *Il Quaternario* 7: 197-202.
- PRANZINI E. 1995. Cause naturali ed antropiche nelle variazioni del bilancio sedimentario del litorali. *Rivista di Geografia Italiana* 1: 47-62.
- PRANZINI E. 2001. Updrift river mouth migration on cusped deltas: two examples from the coast of Tuscany (Italy). *Geomorphology* 38: 125-132.
- PRANZINI E. & CIPRIANI L.E. 1999. Evoluzione recente delle spiagge Toscane. Stato dell'ambiente della Regione Toscana, pp. 77-85. *Regione Toscana: Report 1998*.
- QINGHONG L. 1995. A model for species diversity monitoring at community level and its application. *Environmental monitoring and assessment* 34: 271-284.
- SALVAT B. 1967. La macrofaune carcinologique endogée des sédiments meubles intertidaux (Tanaïdacsés, Isopodes et Amphipodes), éthologie, bionomie et cycle biologique. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle, Ser A, Zoologie* XLV: 1-275.
- SCAPINI F., CHELAZZI L., COLOMBINI I., FALLACI M. & FANINI L. 2005. Orientation of sandhoppers at different points along a dynamic shoreline in Southern Tuscany. *Marine Biology* 147: 919-926.
- SHANNON C. & WEAVER W. 1963. The mathematical theory of communication. *Urbana, Illinois: University Illinois Press*.
- SHEPARD F.P. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of Sedimentology and Petrology* 24: 151-158.
- WITHERS R.G. 1977. Soft-shore macrobenthos along the south-west coast of Wales. *Estuarine and Coastal Marine Science* 5: 467-484.

Microbial and meiofaunal communities from a sandy beach in the Maremma Regional Park, Italy

M. Moreno*, V. Marin, V.S. Salvo, S. Farina & M. Fabiano

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse
Università di Genova, Italy
Corso Europa, 26-16132 Genova, Italy

* Corresponding author: moreno@dipteris.unige.it

Bacterial, microphytobenthic, fungal, meiofaunal communities and organic matter were investigated in the sandy beach of the Maremma Regional Park (Italy) in order to evaluate the trophodynamic features of the small food web. Temporal and spatial variability at meso- and macroscale were finally analysed to describe the distributions of these communities. Results confirmed the beach as an oligotrophic environment in which micro- and meiobenthic communities are mainly affected by physical forcing. A higher biodiversity was found where environmental conditions were more favourable while a higher degradative community was found related to the eroding processes and the Ombrone River.

Key words: organic matter, small food web, meiobenthos, sandy beaches

Introduction	298
Material and Methods	298
Study area	298
Experimental design	299
Grain size	299
Organic matter	299
Microbial communities	300
Meiofaunal community	300
Data analysis	300
Results	301
Grain size	301
Organic matter	301
Microbial communities	301
Meiofaunal abundance and community structure	303
Discussion	304
Conclusions	306
Acknowledgement	306
References	306

INTRODUCTION

The small food web represents a major component within the beach ecosystem and plays a major role in the overall biogeochemical cycles. Spatial and temporal distributions of benthic communities are dependent upon physico-chemical factors as well as biological factors such as food quality, quantity and grazing by predators (Montagna *et al.*, 1983; McLachlan & Jaramillo, 1995; Brazeiro, 2001). Exposed marine beaches have been defined as physically stressful environments (McLachlan, 1983; Rodil & Lastra, 2004), and thus the best way to understand population variability in these ecosystems is by documenting responses to abiotic factors (Jaramillo & McLachlan, 1993; Brazeiro, 2001). However, the origin and biochemical composition of organic matter has been proposed as one of the key factors, together with the physical environment of the beach fauna (Incera *et al.*, 2003), representing a primary food source for the living community in beach sediments (Brown & McLachlan, 1990; Colombini *et al.*, 2000).

Ecological studies on beach ecosystems have dealt mostly with macrofauna (e.g. Defeo *et al.*, 1992; McLachlan *et al.*, 1993; McLachlan & Jaramillo, 1995; Contreras *et al.*, 1999; Jaramillo *et al.*, 1996; Brazeiro, 2001; Lercari *et al.*, 2002; Bayed, 2003; Gonçalves *et al.*, 2003). Studies on the ecological role of lower trophic levels are generally lacking for the beach ecosystem. Studies on fungi deal mainly with pathogenic strains and public health (Mendes *et al.*, 1997; Papadakis *et al.*, 1997; WHO, 2003); scarce information is present in literature on bacteria (Koop & Griffiths, 1982; Novitsky & MacSween, 1989; Fabiano *et al.*, 2004), microphytobenthos (Delgado *et al.*, 1991; Sundbäk *et al.*, 1996; Urban-Malinga & Wiktor, 2003) and meiofauna (e.g. McLachlan *et al.*, 1977; Armonies & Riese, 2000; Rodríguez *et al.*, 2001, 2003; Menn, 2002; Gheskiere *et al.*, 2004). Moreover, all these studies refer mainly to macrotidal environments, while microtidal Mediterranean beaches have been scarcely investigated (Larondo & Calvo, 1989; Scapini *et al.*, 1992; Marques *et al.*, 2003; Fabiano *et al.*, 2004; Gheskiere *et al.*, 2005a, b; Misić & Fabiano, 2005; Moreno *et al.*, 2005, 2006).

In this framework, an eroding and an accreting sites were sampled at Collelungo, an exposed beach in the Maremma Regional Park (Tyrrhenian Sea, Italy), characterized by a microtidal regime. The objectives of this study were: i) the assesment of the abundance, distribution and diversity of micro and meiobenthic communities in the Collelungo sandy beach ecosystem; ii) the investigation of the trophodynamic features and the main environmental variables affecting abundance, distribution and diversity of these communities.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The sampling area was the Collelungo beach, located in the Maremma Regional Park (Grosseto, Italy). The beach is a well preserved ecosystem of about 7 km long,

southward from the Ombrone River mouth. However, in the past 25 years, the coastline profile has been modified in relation to the decrease of sediment transportation of the Ombrone River, causing erosional processes at the mouth of the Ombrone River and beach accretion South-East (Marques *et al.*, 2003). Collelungo beach is characterized by a very shallow slope (1%) and it is considered an exposed beach, on the system proposed by McLachlan (1980). The mean tidal range is of 20 to 30 cm at neap and spring tides, respectively (Marques *et al.*, 2003).

Experimental design

Two sites were sampled in November 2002 and May 2003: an eroding site (Marina di Alberese, site E) and an accreting site (Torre di Collelungo, site A) located 2 km and 5 km south-east from the mouth of the River Ombrone, respectively. Samplings were carried out on a shore-normal transect at each site, running from the dry zone to the surf zone, with four sampling levels: level +5 m, level +1 m, level SW and level -1 m, located respectively at 5 and 1 horizontal linear metres above the swash zone, in the swash zone (SW) and at 1 m below the swash zone. At each level, three replicate samples were collected for each parameter using Plexiglass corers (inner diameter = 3.6 cm) and each core sample was divided into three layers, 0-2 cm, 2-5 cm and 5-10 cm.

The same experimental design was carried out in two periods, May and November, in order to detect temporal variability in the structure of the microbial and meio-benthic communities.

Grain size

A sediment aliquot (about 200 g) at each sampling level was pre-treated with a H₂O₂ solution (10%) for a period of about 24-48 h, in order to eliminate the soluble salts and the organic matter present in the sediments, and dried at 60 °C for 48 h. Particle size profiles were determined by dry-sieving analysis, following the Wentworth scale (1922).

Organic matter

Determination of protein concentration (PRT) was carried out according to the Hartree (1972) method, modified by Fabiano *et al.* (1995). The absorbance was determined at 650 nm. Bovine albumin solutions were used as standards. Carbohydrate concentration (CHO) was analyzed according to Dubois *et al.* (1956). The absorbance was measured at 490 nm. D (+) glucose solutions were used as standards. For each analysis, controls were performed following the same method, with sediment pre-treated at 550 °C for 4h. Concentrations were expressed as µg/g sediment dry weight (DW). Carbohydrate and protein concentrations were converted into carbon equivalents (CCHO, CPRT) using the conversion factors 0.40 and 0.49 mgC/mg, respectively, and normalised to sediment dry weight (Fabiano *et al.* 1995).

Microbial communities

Samples of chlorophyll-*a* (Chl-*a*) were extracted in acetone and were analysed according to Lorenzen & Jeffrey (1980). Results were expressed as ng/g. The counting and determination of the microphytobenthic cells, in terms of diatoms, was performed by collecting the photosynthetic layer of the sediment (0-2 cm). An aliquot of sediment was diluted with prefiltered seawater and formalin (2‰ final concentration). The samples were analysed with an inverted light microscope (40×) following Delgado (1989) and Welker & Nichetto (1996) and the density was expressed as number of cells/g sed DW. The taxonomic definition at genus level was carried out using the Peragallo monography (1897-1908).

For bacterial analysis 0.5-1 g of each sediment replicate was added to 5 ml of freshly-prepared prefiltered and sterilised seawater with prefiltered formaldehyde (2% final concentration). Samples were sonicated 3 times (Sonifier Labor 2000, 195 W for 1 min). Counts were performed using 0.2 µm black Nuclepore filters after Acridine Orange staining (Hobbie *et al.*, 1977), for epifluorescence microscopy as described by Danovaro & Fabiano (1995). Bacterial density (TBN) (cell×10⁸/g sed DW) was normalized to dry weight after desiccation at 60 °C for 24h. Bacterial biovolume was converted into carbon content assuming 310 fgC/µm³ (Fry, 1990). The contribution of bacterial carbon to the labile organic carbon was calculated as described by Danovaro *et al.* (1999).

For fungal analysis, in terms of filamentous fungi and yeasts, subsamples of sediment (0-2 cm layer) were diluted with pre-filtered and sterile seawater and were inoculated in Petri dishes. The inocula were performed in sterile conditions using culture media: SDA (peptone, glucose, agar, deionised water) and M (glucose, yeast extract, agar, filtered seawater). The samples with SDA were kept at 30 °C for 48-72 hours, while the Petri dishes with M were kept at ambient temperature in the dark for 15 to 20 days. The filamentous fungi were identified following Kohlmeyer & Kohlmeyer (1979), Kiffer *et al.* (1999) and Hyde & Pointing (2000). Colonies were counted with a stereomicroscope and density expressed as cfu/g sed DW.

Meiofaunal community

Sediment samples were fixed with 4% buffered formaldehyde in filtered (0.4 µm) seawater solution. In the laboratory, all meiofaunal samples were rinsed with a gentle jet of freshwater over a 1 mm sieve to exclude macrofauna, decanted over a 38 µm sieve 10 times, centrifuged 3 times with Ludox HS40 (Heip *et al.*, 1985) and stained with Rose Bengal. Meiofauna was counted and identified at the major taxa level of taxonomic discrimination for all the samples and layers, using a stereomicroscope, and density expressed as ind 10/cm².

Data analysis

Pearson correlation analysis was carried out to test the relationship between microbial and meiofaunal and biochemical variables, using pooled data from the two sam-

pling periods. Spatial and temporal variability of biochemical, bacterial and meiobenthic variables in the beach ecosystems was assessed by multifactorial ANOVA. In the multifactorial design three replicates were collected for each variable. Factor that scored significant were further analysed using Tukey *post-hoc* for multiple comparison of means. All statistical tests and correlation analysis were made using the statistics toolbox, R12, of MATLAB.

RESULTS

Grain size

The sediment grain size of the two Maremma sites was classified as medium sand with an average grain size of 0.4 mm.

Organic matter

Carbohydrate concentration values (CHO) ranged between 3.6 ± 0.5 $\mu\text{g/g}$ and 31.8 ± 11.2 $\mu\text{g/g}$ sed DW (in site A, swash sampling level, 0-2 cm November and in site A, +5 m sampling level, 0-2 cm, May, respectively; Figure 1), while protein concentration values (PRT) ranged between 9 ± 4.7 $\mu\text{g/g}$ sed DW and 68.7 ± 7.1 $\mu\text{g/g}$ sed DW (in site A, swash sampling level, 0-2 cm November and in site A, +5 m sampling level, 0-2 cm, May, respectively; Figure 1). The minimum value of the PRT/CHO ratio was found in E, May (1.3) while the maximum was found in A, May (9.7).

The sum of CPRT and CCHO showed significant differences between the two sampling periods (ANOVA, $p < 0.01$), increasing in May. In contrast, no significant spatial differences were found between the two sites and within the three sediment layers and the sampling levels.

Microbial communities

Chl-*a* concentrations were very low and ranged between 1.6 ± 0.1 and 21.5 ± 7.5 ng/g, respectively in site E (swash sampling level, 0-2 cm) and in site A (+5 m sampling level, 0-2 cm) in November. Diatom densities (Figure 1) were also low and ranged between 6×10^2 to 2×10^4 cell/g sed DW (respectively in site E, swash sampling level, May and in site E, +1 m sampling level, May). Chl-*a* concentrations were higher at site A (on average, 14.3 ± 6.1 ng/g) than those recorded at the erosion site E (in average, 3.6 ± 2.2 ng/g) but no significant differences were found for Chl-*a* and diatom densities between the two sampling periods and the four sampling levels. Considering the number of genera of diatoms (Figure 2), an increase has been found in both sites from November to May, with a higher diversity at site A. Dominant genera were the epipsammic *Cocconeis* spp. and *Navicula* spp., both at Torre di Collelungo (on average 44% and 28% respectively) and at Marina di Alberese (on average 47% and 19% respectively).

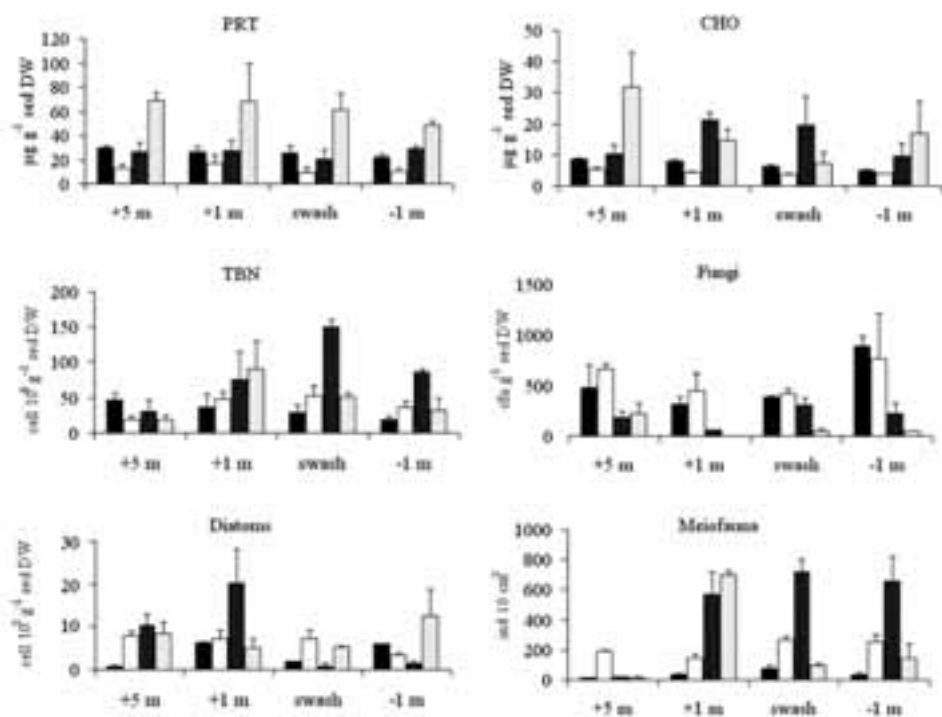


Figure 1. Concentrations of organic matter and abundances of diatoms, fungi, bacteria and meiofauna in the four sampling levels in the two sites and periods (in black, E November; in white, A November; in black dotted, E May; and in white dotted, A May).

Total bacteria number (TBN) is shown in Figure 1. Bacterial density in Collelungo beach was very low. The TBN ranged from 18.9 ± 4.5 to 150.2 ± 9.5 10^6 cells/g sed DW at site E (in autumn and in spring, respectively) and from 1.6 ± 5.3 to 89.4 ± 39.4 10^6 cells/g sed DW at site A (in autumn and in spring, respectively). The bacterial community of Maremma beach did not show significant differences in total density between the two sites and periods, while significant differences were found among the four sampling levels (ANOVA, $p < 0.05$), with highest values often found at the swash sampling level and among the three sediment layers with higher densities in the deeper layer (ANOVA, $p < 0.05$).

Fungal and yeasts densities are shown in Figure 1. Filamentous fungi in the Maremma beach ranged between 0 to 882 ± 103 cfu/g sed DW, in A, +1m, May and in E, -1m, Nov, respectively. The fungal community showed significantly higher densities (Anova, $p < 0,05$) in November compared to May (on average 571 ± 86.3 cfu/g sed DW and 130 ± 57 cfu/g sed DW respectively). The spatial distribution of fungi did not show significantly differences (ANOVA, NS) between the two sites and sampling levels. The presence of yeast was found only in November at the site in erosion, ranging from 0 in +5 m to 346 ± 89 cfu/g sed DW in +1 m sampling level. The fungal diversity (Figure 2) showed a dominance of cellulolytic genera, such as *Cladosporium*

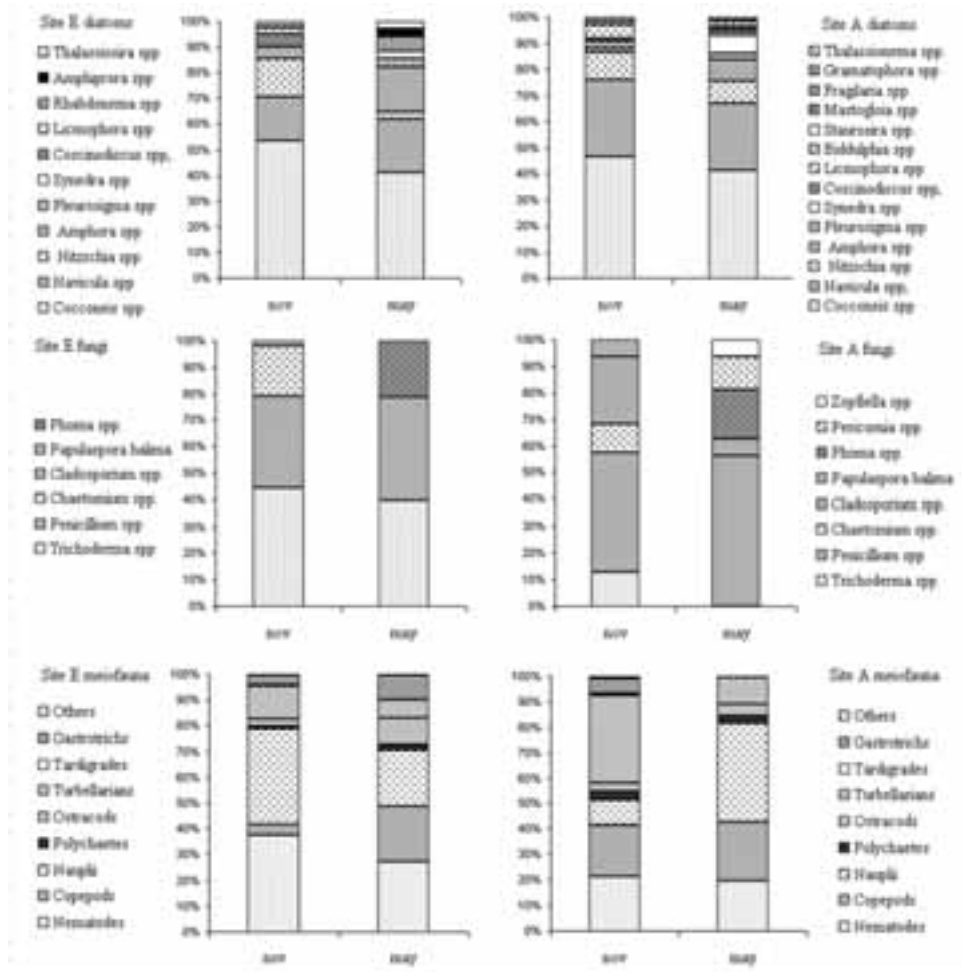


Figure 2. Composition (in %) of diatoms, fungi and meiofaunal communities in the eroding site (site E) and in the accretion site (site A) in the two periods (November and May).

spp., *Trichoderma* spp., *Phoma* spp. and *Chaetomium* spp. In particular, the mesophilic genus *Phoma* spp. was found only in May. In both periods the sterile marine mycelia were also found *Papulaspora Halima Anastasiou*. A higher diversity was found at site A in both periods and it was particularly evident in May, when typical marine genera, such as *Pericornia* spp. and *Zopfella* spp., were also found.

Meiofaunal abundance and community structure

Total meiofaunal density is shown in Figure 1. During the sampling period, meiofaunal abundance in the 0-10 cm of sediment ranged between 14 ind. 10/cm² (November, E, +5 m) and 716 ind. 10/cm² (May, E, swash) and was significantly lower (ANOVA, $p < 0.05$) in the dry sands of the +5 m sampling level than at the shoreline

sampling level (+1m, SW and -1m), except in November at site A. Vertical distribution of the meiofauna community showed a significant increase with depth (ANOVA, $p < 0.01$) with higher values in the deeper layers (5-10 cm) of the sediment. The structure of the meiofaunal community showed nematodes and copepods as the co-dominant taxa in the top 10 cm of sediment, accounting respectively for 25% and 24% of total meiofauna, followed by copepod nauplii (20%) and turbellarians (16%). Other taxa with lower abundances were ostracods, gastrotrichs, polychaetes and tardigrades. Taxa with a percentage of abundance lower than 1% were considered together in Other (halacarids and insect larvae) (Figure 2). Lower numbers of taxa were always found in samples from site E +5m. The highest numbers of major taxa were found in the deeper layer (5-10 cm) at the shoreline of A.

DISCUSSION

Considering the trophodynamic features of the investigated beach, the low protein and carbohydrate concentrations detected in the sediment classified Collelungo beach as a highly oligotrophic ecosystem (Dell'Anno *et al.*, 2002), in accordance with findings from other studies on beach ecosystems (Incera *et al.*, 2003; Fabiano *et al.*, 2004; Moreno *et al.*, 2005). Despite the low quantity of labile organic matter, the high values (average = 2.5) of the PRT/CHO ratio, indicate a good quality of detritus in term of its higher availability as a food source for the benthic community (Fabiano *et al.*, 1995).

The high oligotrophy of the Collelungo beach was also confirmed by the low values of microphytobenthic biomass, expressed as Chl-*a* carbon content, and by the low diatoms densities, compared to values found in intertidal sediment (Urban-Malinga & Wiktor, 2003) and in Mediterranean shallow sediments. This result can be explained by the strong physical forcing acting on the beaches, i.e. sediment mixing and wave action in the swash zone (de Jonge & van Beusekom, 1995) and dryness in the emerged beach. Thus, it can be suggested that the role played by the microphytobenthos in the cycling of carbon and nutrient and as primary carbon source, could be less important in this microtidal beach environment than in other coastal sediments. This is also supported by the high bacterial carbon and nitrogen contribution, that in the studied beach accounted on average for 30% to the total protein and carbohydrate carbon organic pool. These results describe a scenario where the heterotrophic component plays a major role in the beach sediment, where bacteria are the primary contributors (as typical for microtidal oligotrophic beaches, Fabiano *et al.*, 2004) and where degradative processes are dominant compared to primary production (Misić & Fabiano, 2005). This feature is reflected by the meiofaunal community, with a positive correlation observed between bacterial and meiofaunal densities ($n = 42$, $r = 0,58$, $p < 0.01$, as found by the present authors in this area, and reported in Moreno *et al.*, 2006), suggesting that bacteria constitute a primary food source for meiofauna, according to the literature (e.g. Montagna *et al.*, 1983).

Estimations of organic matter and of the micro- and meiobenthic communities showed an increase from November to May, with the exception of the fungal community, which displayed an opposite trend. Spatial variation was assessed on three different scales: macro (between site E and site A); meso (across beach gradient) and micro (vertical distribution among layers).

At the macro scale level benthic communities did not show a clear pattern in terms of abundance, with similar densities between the two sites. However, a higher biodiversity, calculated as number of genera, for fungal and microphytobenthic communities, and number of taxa, for meiofauna, was found in the accreting site. This agrees with the literature, where it is reported lower species richness is related to physical constraints, i.e. exposure rating and grain size, both for macrofauna (McLachlan & Jaramillo, 1995) and meiofauna (e.g. Fricke & Flemming, 1983; Menn, 2002). In particular, in this study differences between the two sites were found mainly for microphytobenthic and fungal communities, with highest number of genera in the accreting site in both periods. Microphytobenthic community structure was characterised in both sites by the co-dominance of *Navicula* spp. and *Cocconeis* spp. (Figure 2), according to the fact that epipsammic genera, particularly the small diatom species, generally predominate in high energy environments (de Jonge, 1985). However, the dominance of these genera was more evident in the eroding site, while in the accreting site *Nitzschia* spp. and *Amphora* spp. were also well represented (in November and May respectively), confirming that taxonomic diversity is higher in more stable beach environments (Round, 1981). The different environmental conditions of the two sites also affected the fungal community, with two typical marine genera isolated in May (*Pericornia* spp. and *Zopfiella* spp.) at the accreting site and, in contrast, yeast and a higher presence of cellulositic fungi (i.e. *Trichoderma* spp.) detected in the eroding site. The presence of cellulositic fungi is strictly related with the eroding processes, which at Marina di Alberese strongly affect the coastal pinery leaving dead trees and stranded wood on the beach. The presence of yeasts, instead, have an allocthonous origin and it is probably due to the near Ombrone River inputs. The meiofaunal community seems to be less affected by the different environmental conditions at the two sites, showing a similar number taxa both in Marina di Alberese and in Torre di Collelungo (Figure 2). This suggest that morphodynamic variables can be less important in explaining meiofaunal distribution in microtidal areas (Rodríguez *et al.*, 2003).

Considering the across-beach variation, a similar trend was displayed by the quality of organic matter (PRT/CHO), bacterial densities, meiofaunal densities and number of taxa, with higher values at the swash level (+1 m and swash sampling levels) and lower abundances at the dry sampling level (+5 m). In the swash, hydrodynamics determine interactions between marine and terrestrial processes and higher oxygenation and moisture content determine a more favourable environment for bacterial and meiofaunal communities, highlighting the swash zone as a key area.

Furthermore, bacteria and meiofauna also displayed a similar behaviour considering the vertical distribution, with higher values of density in the deeper layer (5-10

cm) (ANOVA, $p < 0,01$, as found by the authors in this area and reported in Moreno *et al.*, 2006). This result confirms the typical meiofauna behaviour of vertical migration to better environmental condition, as reported by other authors who investigated even deeper layers. In particular, McLachlan *et al.* (1977) reported the higher densities at depths of 15-24 cm in well oxygenated surface layers, fine sand, and sheltered beaches. This pattern is again related to physical parameters, such as level of dryness and higher sediment stability, according to other study in macrotidal beaches (e.g. McLachlan *et al.*, 1977).

CONCLUSIONS

The environmental variability that characterises beach environments (physical and chemical variations, hydrodynamic forcing, allochthonous inputs, etc.) force ecological processes to high fluctuations and thus the resilience homeostatic strategy is widely favoured and mostly used in beach ecosystems. However, ecological balance can be strongly affected when natural variability is exceeded or in case of strong anthropic forcing (i.e. eroding processes).

In conclusion, in the present work the study of the small food web confirmed the beach as an oligotrophic environment in which micro and meiobenthic communities are mainly affected by physical forcing. This has resulted in a higher biodiversity where environmental conditions are more favourable (i.e. swash zone) or more stable (i.e. Torre di Collungo). Moreover a higher degradative community was found in Marina di Alberese, due to the influence of eroding processes and the allochthonous inputs generated by the Ombrone River.

ACKNOWLEDGMENT

Authors would like to thank Prof. Felicita Scapini for the opportunity to collaborate in the MEDCORE Project (ICA3-CT2002-10003, 2002-2005). We are also grateful to the staff of the Marine Laboratory (MARLAB) of the University of Genoa for technical support.

REFERENCES

- ARMONIES W. & RIESE K. 2000. Faunal diversity across a sandy shore. *Marine Ecology Progress Series* 196: 49-57.
- BAYED A. 2003. Influence of morphodynamic and hydroclimatic factors on the macrofauna of Moroccan sandy beaches. *Estuarine, Coastal Shelf Science* 58S: 205-216.

- BRAZEIRO A. 2001. Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors? *Marine Ecology Progress Series* 224: 35-44.
- BROWN A.C. & McLACHLAN A. 1990. Ecology of sandy shores. *Amsterdam: Elsevier*.
- COLOMBINI I., ALOIA A., FALLACI M., PEZZOLI G. & CHELAZZI L. 2000. Temporal and spatial use of stranded wrack by the macrofauna of a tropical sandy beach. *Marine Biology* 136: 531-541.
- CONTRERAS H., DEFEO O. & JARAMILLO E. 1999. Life History of *Emerita analoga* (Stimpson) (Anomura, Hippidae) in a Sandy Beach of South Central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48(1): 101-112.
- DANOVARO R. & FABIANO M. 1995. Seasonal and interannual variation of benthic bacteria in a seagrass bed of the Mediterranean Sea: relationship with labile organic compounds and other environmental factors. *Aquatic Microbial Ecology* 9: 17-26.
- DANOVARO R., DINET A., DUINEVELD G. & TSELEPIDES A. 1999. Benthic response to a particulate fluxes in different trophic environments: a comparison between the Gulf of Lions-Catalan Sea (W Mediterranean) and the Cretan Sea (E Mediterranean). *Progress in Oceanography* 44: 287-312.
- DEFEO O., JARAMILLO E. & LYONNET A. 1992. Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna on the Atlantic coast of Uruguay. *Journal of Coastal Research* 8: 830-839.
- DE JONGE V.N. 1985. The occurrence of "epipsammic" diatom populations: a result of interaction between physical sorting of sediment and certain properties of diatom species. *Estuarine, Coastal Shelf Science* 21: 607-622.
- DE JONGE V.N. & VAN BEUSEKOM J. 1995. Wind- and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems Estuary. *Limnology & Oceanography* 40(4): 766-778.
- DELGADO M. 1989. Abundance and distribution of microphytobenthos in the bays of Ebro delta (Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 29: 183-194.
- DELGADO M., DE JONGE V.N. & PELETIER H. 1991. Effect of sand movement on the growth of benthic diatoms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 145(2): 221-231.
- DELL'ANNO A., MEI M.L., PUSCEDDU A. & DANOVARO R. 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 44: 611-622.
- DUBOIS M., GILLES K., HAMILTON J.K., REBERS P.A. & SMITH F. 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry* 28: 350-356.
- FABIANO M., DANOVARO R. & FRASCHETTI S. 1995. A three-year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research* 15 (11/12): 1453-1469.

- FABIANO M., MARIN V., MISIC C., MORENO M., SALVO V.S. & VEZZULLI L. 2004. Sedimentary organic matter and bacterial community in microtidal mixed beaches of the Ligurian sea (NW Mediterranean). *Chemistry and Ecology* 20(6): 423-435.
- FRICKE A.F. & FLEMMING B.W. 1983. Selective microhabitat colonisation by interstitial meiofauna as a function of grain size, pp. 421-431. In: McLachlan A. & Erasmus T., Edits. *Sandy beaches as Ecosystems. NL: Junk, The Hague.*
- FRY J.C. 1990. Direct methods and biomass estimation, vol. 22, pp. 41-85. In: *Methods in Microbiology. New York., Academic Press.*
- GHESKIERE T., HOSTE E., VANAUVERBEKE J., VINCX M. & DEGRAER S. 2004. Horizontal zonation patterns and feeding structure of marine nematode assemblages on a macrotidal, ultra-dissipative sandy beach (De Panne, Belgium). *Journal of Sea Research* 52: 211-226.
- GHESKIERE T., VINCX M., URBAN-MALINGA B., ROSSANO C., SCAPINI F. & DEGRAER S. 2005a. Nematodes from wave-dominated sandy beaches: diversity, zonation patterns and testing of the isocommunities concept. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62: 365-375.
- GHESKIERE T., VINCX M., WESLAWSKI J.M., SCAPINI F. & DEGRAER S. 2005b. Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Marine Environmental Research* 60: 245-265.
- GONÇALVES S.C., MARQUES J.C., PARDAL M.A., BOUSLAMA M.F., EL GTARI M. & CHARFI-CHEIKHROUHA F. 2003. Comparison of the biology, dynamics, and secondary production of *Talorchestia brito* (Amphipoda, Talitridae) in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Tunisia) populations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 901-916.
- HARTREE E.F. 1972. Determination of proteins: a modification of the Lowry method that give a linear photometric response. *Analytical Biochemistry* 48: 422-427.
- HEIP C., VINCX M. & VRAKEN G. 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 23: 399-489.
- HOBBIE J.E., DALEY R.J. & JASPER S. 1977. Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Applied Environmental Microbiology* 33: 1225-1228.
- HYDE K. D. & POINTING S.B. 2000. Marine mycology. A practical approach. Fungal diversity. *Hong Kong Press.*
- INCERA M., CIVIDANES S.P., LASTRA M. & LOPEZ J. 2003. Temporal and spatial variability of sedimentary organic matter in sandy beaches on the northwest coast of the Iberian Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 55-61.
- JARAMILLO E., CONTRERAS H. & QUIJON P. 1996. Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of south-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 614-655.
- JARAMILLO E. & McLACHLAN A. 1993. Community and population response of the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in South - Central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37: 615-624.

- KIFFER E., HENNEBERT G.L. & MORELET M. 1999. The Deuteromycetes: Mitosporic Fungi: Classification and Generic Keys. *Science Publishers Inc.*
- KOHLMEYER J. & KOHLMEYER E. 1979. Marine Mycology. The higher fungi. UK: *Academy Press.*
- KOOP K. & GRIFFITHS C.L. 1982. The relative significance of bacteria, meio- and macrofauna on an exposed sandy beach. *Marine Biology* 66: 295-300.
- LARRONDO J.V. & CALVO M.A. 1989. Fungal density in the sands of the Mediterranean coast beaches. *Mycopathologia* 108: 185-194.
- LERCARI D., DEFEO O. & CELENTANO E. 2002. Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach. *Marine Pollution Bulletin* 44(12): 1397-1404.
- LORENZEN C. & JEFFREY J. 1980. Determination of chlorophyll in sea water. *UNESCO Technical Papers in Marine Science* 35: 1-20.
- MARQUES J.C., GONÇALVES S.C, PARDAL M.A., CHELAZZI L., COLOMBINI I., FALLACI M., BOUSLAMA M.F, EL GTARI M., CHARFICHEIKHROUHA F. & SCAPINI F. 2003. Comparison of *Talitrus saltator* (Amphipoda, Talitridae) biology, dynamics, and secondary production in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Italy and Tunisia) populations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 127-148.
- McLACHLAN A. 1980. The definition of sandy beaches in relation to exposure: a simple rating system. *South African Journal of Science* 76: 137-138.
- McLACHLAN A. 1983. Sandy beach ecology: a review, pp. 321-380. In McLachlan A. & Erasmus T., Edits. *Sandy beaches as ecosystems. NL: Junk, The Hague.*
- McLACHLAN A., ERASMUS T. & FURSTENBERG J.P. 1977. Migrations of sandy beach meiofauna. *Zoologica Africana* 12(2): 257-277.
- McLACHLAN A. & JARAMILLO E. 1995. Zonation on sandy beaches. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 33: 305-333.
- McLACHLAN A., JARAMILLO E., DONN T.E. & WESSELS F. 1993. Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. *Journal of Coastal Research* 15: 27-38.
- MENDES B., URBANO P., ALVES C., LAPA N., NORAIS J., NASCIMENTO J. & OLIVEIRA J.F.S. 1997. Sanitary quality of sands from beaches of Azores islands. *Water Science and Technology* 35: 147-150.
- MENN, I. 2002. Beach morphology and food web structure: comparison of an eroding and an accreting sandy shore in the North Sea. *Helgoland Marine Research* 56: 177-189.
- MISIC C. & FABIANO M. 2005. Enzymatic activity on sandy beaches of the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Microbial Ecology* 49(4): 513-522.
- MONTAGNA P.A., COULL C.B., HERRING T.L. & DUDLEY B.W. 1983. The relationship between abundances of meiofauna and their suspected microbial food (diatoms and bacteria). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 17: 381-394.
- MORENO M., GRANELLI V., ALBERTELLI G. & FABIANO M. 2005. Meiofaunal distribution in microtidal mixed beaches of the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Meiofauna Marina* 14: 131-137.

- MORENO M., FERRERO T.J., GRANELLI V., MARIN V., ALBERTELLI G. & FABIANO M. 2006. Across shore variability and trophodynamic features of meiofauna in a microtidal beach of the NW Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66(3-4): 357-367.
- NOVITSKY J.A. & MACSWEEN M.C. 1989. Microbiology of a high energy beach sediment: evidence for an active and growing community. *Marine Ecology Progress Series* 52: 71-75.
- PAPADAKIS J.A., MAVRIDOU A., RICHARDSON S.C., LAMBIRI M. & MARCELOU U. 1997. Bather related microbial and yeast populations in sand and seawater. *Water Research* 31(4): 799-804.
- PERAGALLO M. (1897-1908). Diatomées Marines de France. In: Tempère M.J., Ed. *À Grez-sur-Loing (S.-et-M.) Micrograrhe-Editeur*.
- RODIL I.F. & LASTRA M. 2004. Environmental factors affecting benthic macrofauna along a gradient of intermediate sandy beaches in northern Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 6: 37-44.
- RODRÍGUEZ J.G., LOPEZ J. & JARAMILLO E. 2001. Community structure of the intertidal meiofauna along a gradient of morphodynamic sandy beach types in Southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 885-897.
- RODRÍGUEZ J.G., LASTRA M. & LOPEZ J. 2003. Meiofauna distribution along a gradient of sandy beaches in northern Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 65-71.
- ROUND F.E. 1981. The ecology of algae. *Cambridge: Cambridge University Press*.
- SCAPINI F., CHELAZZI L., COLOMBINI I. & FALLACI M. 1992. Surface activity, zonation and migrations of *Talitrus saltator* on a Mediterranean beach. *Marine Biology* 112: 573-581.
- SUNDBÄK K., NILSSON P., NILSSON C. & JONSSON B. 1996. Balance between autotrophic and heterotrophic components and processes in microbenthic communities of sandy sediments: a field study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43: 689-706.
- URBAN-MALINGA B. & WIKTOR J. 2003. Microphytobenthic primary production along a non-tidal sandy beach gradient: an annual study from the Baltic Sea. *Oceanologia* 45(4): 705-720.
- WELKER C. & NICHETTO P. 1996. The influence of mucous aggregates on the microphytobenthic community in the Northern Adriatic Sea. P.S.Z.N.I. *Marine Ecology* 17: 473-489.
- WENTWORTH C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30, 377-392.
- WHO 2003. Guidelines for safe recreational water environments: Vol. 1: Coastal and fresh waters. *Geneve: WHO Regional Office for Europe*.

Distribution bathymétrique du macrobenthos au large de l'embouchure d'un cours d'eau méditerranéen: baie de Oued Laou dans le Nord-Ouest du Maroc

H. Bazairi ^a, A. Chaouti ^b & A. Bayed ^{b*}

^b Université Hassan II – Aïn Chock, Faculté des Sciences, Département de Biologie
B.P. 5366, Maârif, 20100 Casablanca, Maroc

^a Université Mohammed V – Agdal, Institut Scientifique
Unité de Recherche OCEMAR, B.P. 703, Agdal, 10106 Rabat, Maroc

* Corresponding author: bayed@israbat.ac.ma

*L'étude de l'organisation spatiale des peuplements macrozoobentiques de la zone côtière au large de l'embouchure de Oued Laou était basée sur un échantillonnage à maillage serré couvrant la presque totalité de la baie entre 5 m et 20 m de profondeur. L'habitat sédimentaire est constitué de sable fin plus ou moins envasé dont la granulométrie montre une tendance décroissante avec l'augmentation de la profondeur. La faune benthique est organisée en une seule biocénose qui se réfère à celle des sables fins bien calibrés bien répandue en Méditerranée. Elle en diffère, toutefois, par la composition spécifique et la dominance de la faune carcinologique, spécialement les amphipodes. Trois faciès y ont été identifiés et se relaient selon un gradient bathymétrique: le faciès à *Ampelisca brevicornis* occupe les niveaux bathymétriques de 5 m, le faciès à *Spisula subtruncata* ceux de 10 m et le faciès à *Leptocheirus pectinatus* ceux de 15 à 20 m. La richesse spécifique suit un gradient croissant avec la profondeur alors que les abondances et les indices de diversité et d'équitabilité ne montrent pas de gradients évidents. Une discussion a été menée sur l'influence relative de l'hydrodynamique marine locale et des déversements du cours d'eau sur l'organisation spatiale de la macrofaune benthique dans la baie de Oued Laou.*

Mots clés: macrobenthos, distribution spatiale, subtidal, substrat meuble, Méditerranée occidentale, Maroc

Bathymetric distribution of the macrobenthos at the offshore area of a Mediterranean river mouth: bay of Oued Laou at the north-western Morocco. The spatial organization of the macrozoobentic communities of the subtidal area closed to the mouth of Oued Laou river was conducted basing on sampling series covering the totality of the bay between 5 m and 20 m depth.

*The sedimentary habitat was represented by silted fine sand and its grain size showed a decreasing trend with the increase of the depth. The benthic fauna was organized in a community referred to well sorted fine sand biocoenosis, which is wider along the Mediterranean coasts. It differed from the latter by the specific composition and the dominance of the crustaceans especially the amphipods. Three facies were identified there and were distributed according to a bathymetric gradient: the facies of *Ampelisca brevicornis*, the facies of *Spisula subtruncata* and the facies of *Leptocheirus pectinatus*, which characterized the bathymetric levels of the 5 m, 10 m and 15-20 m respectively. Species richness showed increasing values with the depth whereas diversity and evenness indices were maximum in the intermediate bathymetric levels. The influence of local marine hydrodynamics and river discharges on benthic assemblages of Oued Laou bay is discussed.*

Key words: macrobenthos, spatial distribution, subtidal zone, soft bottom, Western Mediterranean, Morocco

Introduction	312
Matériel et Méthodes	313
Site d'étude.	313
Echantillonnage et analyse des prélèvements	314
Résultats	315
Discussion	319
Remerciements	321
Bibliographie	321

INTRODUCTION

Les apports d'eaux douces, l'effet des marées, les flux de chaleur et les vents comptent parmi les principaux facteurs influençant les processus physiques et biologiques dans les eaux côtières (Legendre & Demers, 1985; Denes & Caffrey, 1988; Koutikovsky *et al.*, 1990; Véniza *et al.*, 1995). La prédiction de la réponse des écosystèmes marins aux apports d'eaux douces est une tâche complexe, d'autant plus que la littérature scientifique n'est pas très fournie dans ce domaine (Ardisson & Bourget, 1997). Les apports d'eau douce en mer dépendent de nombreux facteurs de l'environnement liés essentiellement au climat (pluviométrie surtout) et aux caractéristiques physiques du bassin versant (Ardisson & Bourget, 1997) et peuvent être affectés par les aménagements hydrauliques (réservoirs et barrages modifiant les volumes et la distribution de ces apports). Les arrivées d'eaux douces en mer peuvent alors être considérablement variables d'une région à l'autre, selon les saisons et selon les années (Prinsenbergh, 1980; McMahon *et al.*, 1987; Gupta & Waymine, 1990; Nichols & Wong, 1990; Schwarzmaier *et al.*, 1992). D'autre part, la dynamique de l'écoulement des eaux dou-

ces en mer dépend des volumes déversés, de l'hydrographie et de la topographie de la zone côtière. L'influence de la variabilité des apports d'eau douce sur les communautés benthiques marines est peu documentée et sa perception varie en fonction des échelles spatiales et temporelles auxquelles les systèmes écologiques sont examinés (Cloern & Nichols, 1985; Smetacek, 1986; O'Neill, 1989). Cependant, des résultats intéressants relatifs à ces aspects ont été obtenus par les études sur les populations d'invertébrés des substrats meubles des environnements lagunaires et estuariens (Bazaïri *et al.*, 2003; Cherkaoui *et al.*, 2003).

Au Maroc, les études relatives au macrozoobenthos des substrats meubles du plateau continental méditerranéen sont quasi-absentes. Ce travail, premier de son genre en Méditerranée marocaine, tente de contribuer à la connaissance de la distribution du macrozoobenthos au niveau de la zone côtière située en face de l'embouchure de Oued Laou et de mettre en évidence l'influence potentielle des apports d'eau douce sur l'écosystème côtier. Le présent travail représente également une contribution à l'étude de la variabilité géographique de l'habitat des sables fins côtiers de Méditerranée qui est largement répandu et qui occupe de grandes aires côtières, où il peut présenter une amplitude de variations structurelles et fonctionnelles même au sein d'une aire géographique restreinte (Massé, 1972). Il est important de signaler aussi qu'en Méditerranée, comme partout ailleurs, l'effet des apports d'eau douce sur l'organisation des structures benthiques des substrats meubles côtiers demeure peu documenté.

La présente étude, réalisée dans le cadre du projet européen MEDCORE (ICA3-CT2002-10003, 2002-2005), a pour objectif d'étudier la distribution bathymétrique de la macrofaune benthique, d'identifier et caractériser les assemblages faunistiques et de tenter d'appréhender l'effet des eaux douces sur les structures biologiques.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site d'étude

La baie de Oued Laou se trouve en Méditerranée marocaine à quelque soixante kilomètres du détroit de Gibraltar qui sépare l'Atlantique de la Méditerranée (Figure 1). C'est une baie ouverte délimitée par deux caps, Ras Mekkada au Nord-Ouest (35°28'52" N, 05°06'68" W) et Ras Targha au Sud-Est (35°24'16" N, 05°01'0" W) séparés de 12 km. Dans cette baie débouche l'Oued Laou qui draine les eaux d'un bassin versant de 930 km² et dont il est le principal cours d'eau. L'Oued Laou prend naissance dans la partie calcaire du Rif au niveau du Jbel Tissouka à 1600 m d'altitude et parcourt 70 km avant de se jeter en mer. Dans les reliefs montagneux, les précipitations sont élevées (entre 800 et 1200 mm) et sont plus faibles sur les bas reliefs près de la côte (500 mm dans la localité de Oued Laou). Le débit moyen de l'Oued Laou est de 11,7 m³/s pouvant atteindre un maximum supérieur à 1200 m³/s.

La baie de Oued Laou est baignée par la mer d'Alboran qui joue le rôle de lien entre l'Atlantique et la Méditerranée occidentale. Dans l'Alboran, les eaux atlantiques de sur-

face de salinité 35-36 se dirigent vers l'Est. A partir de 300 m de profondeur, l'eau méditerranéenne de salinité plus élevée (37-38) se déplace d'est en ouest et traverse le détroit pour pénétrer en Atlantique. L'hydrologie de la partie occidentale de la mer d'Alboran est sous la tutelle d'un tourbillon de faible intensité qui se traduit par la manifestation de deux gyres anticycloniques, celui de l'Ouest intéresse la zone de la baie de Oued Laou. La température de l'eau de mer y est de 14-15 °C en hiver et 24-25 °C en été.

Echantillonnage et analyse des prélèvements

La stratégie d'échantillonnage adoptée visait à obtenir une situation moyenne de la distribution du macrozoobenthos dans la baie de Oued Laou à une saison donnée. L'échantillonnage a été effectué sur 44 stations prélevées durant la saison printanière: 20 stations ont été échantillonnées au début du printemps (2 et 3 avril 2003) et 24 autres stations prélevées à la fin de la même saison (3 et 4 juin 2003) (Figure 1).

La zone étudiée s'étendait sur une distance linéaire de 4000 m de part et d'autre de l'embouchure de l'Oued Laou, soit une longueur totale de 8000 m. Les stations étaient localisées aux isobathes de 5 m, 10 m, 15 m et 20 m de profondeur et dont la distance par rapport à la côte était respectivement de 300-500 m, 850-950 m, 1250-1300 m et 1550-1600 m. Le plan d'échantillonnage utilisé avait pris en considération la représentativité des quatre niveaux bathymétriques dans les différentes parties de la baie. D'autre part, la distance latérale entre deux stations voisines de même bathymétrie a été réduite au minimum ne dépassant pas 1000 m. Devant l'absence d'em-

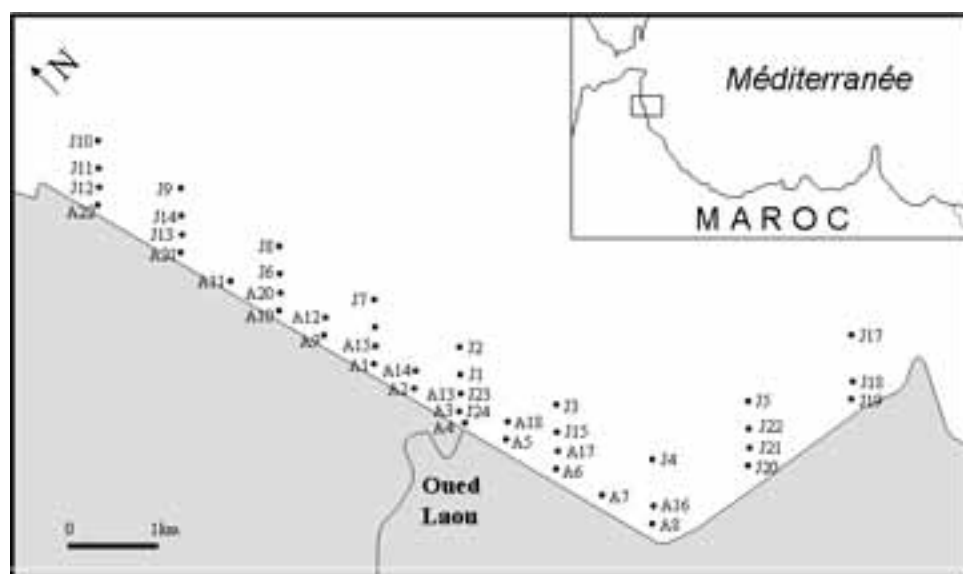


Figure 1. Localisation des prélèvements du macrozoobenthos effectués en avril-juin 2003 dans la baie de Oued Laou. Les noms des stations commençant par les lettres A ou J indiquent respectivement avril et juin.

barcations de grandes tailles permettant l'utilisation de bennes quantitatives qui sont relativement lourdes et difficile de manipuler, les prélèvements ont été réalisés avec une drague conique proche de la drague Rallier du Baty qui dispose d'une ouverture circulaire de 45 cm de diamètre et d'une lame de 25 cm de large pénétrant dans le sédiment. La poche utilisée (maille d'ouverture maximale de 1 mm de côté) recueille environ 20 dm³ de sédiment. Cette drague convient parfaitement pour les fonds vaseux, sableux ou graveleux. La durée de prélèvement a été constante à chaque station (1 minute pour une même vitesse de l'embarcation) ce qui permet un traitement semi-quantitatif des échantillons récoltés (Cherkaoui *et al.*, 2003). De la quantité de sédiment échantillonné, 300 g sont prélevés pour l'analyse granulométrique et pour l'évaluation de la teneur en matière organique. Le reste est tamisé sur place au moyen d'un tamis de 1 mm² de vide de maille. Le refus du tamis est fixé au formol à 8%. Au laboratoire, les refus sont lavés et triés et la macrofaune isolée, identifiée et comptée. La température et la salinité de surface ont été mesurées *in situ* à l'aide d'un thermosalinomètre modèle WTW LF340.

Les fractions de sédiment ont été identifiées en utilisant le principe de classification biosédimentaire de Chassé & Glémarec (1976) qui reconnaît quatre familles granulométriques: pélites (médiane granulométrique (Md) < 63 µm), sables fins (63 µm < Md < 500 µm), sables grossiers (500 µm < Md < 2000 µm) et graviers (Md > 2000 µm). La matière organique liée au sédiment a été estimée par la méthode de perte au feu (500 °C pendant 6 h).

Les assemblages macrozoobenthiques ont été reconnus à partir de groupements de stations identifiés à l'aide d'une classification ascendante hiérarchique (CAH) (Lebart *et al.*, 1982) utilisant l'indice de Bray-Curtis (Programme biodiversity Pro édité par The Natural History Museum & the Scottish Association for marine Science). Cette méthode de classification a été réalisée sur une matrice 'prélèvements x espèces', dont l'élément général est l'abondance totale de l'espèce *i* dans le prélèvement *j*. Les espèces pilotes ou dominantes ont été identifiées par le calcul de l'indice FDM (Fréquence × Dominance moyenne) (Glémarec, 1964) et qui a été appliqué aux espèces des groupements identifiés par la CAH. La structure de ces assemblages a été analysée par le calcul de la richesse spécifique (S), l'abondance (A), l'indice de diversité de Shannon-Weaver (H') et l'indice d'équitabilité de Pielou (J'). La comparaison de la structure de peuplement entre les différents groupes identifiés a été réalisée au moyen d'une ANOVA (Programme Statistica for Windows ver. 5.1, Edition 97).

RÉSULTATS

La salinité de sub-surface mesurée durant l'échantillonnage variait entre 31,4‰ et 36,2‰ et pouvait baisser localement près de l'embouchure jusqu'à 21,8‰. La température de l'eau de mer de sub-surface était de 15,7 à 19,2 °C et ne montrait pas de gradients évidents.

Le sédiment de la baie est généralement du sable fin plus au moins envasé selon le niveau bathymétrique. Il est légèrement envasé entre les isobathes de 5 m et 10 m (teneur de pélites < 5%) et plus envasé au niveau des isobathes de 15 m et 20 m (5% < pélites < 13%). Trois stations présentent une granulométrie plus élevée et sont qualifiées de sables grossiers (station A4 à -5 m en face de l'embouchure de l'Oued Laou et station A9 à -5 m entre l'embouchure et Ras Mekkada) ou de sables moyens (station J12 à -10 m à proximité de Ras Mekkada). Pour les 41 stations restantes, la médiane granulométrique varie de 125 µm et 315 µm et sa moyenne est de 205 µm. Elle montre un gradient avec la profondeur croissante, avec des moyennes successives de 289 µm, 208 µm, 239 µm et 172 µm respectivement aux profondeurs de 5 m, 10 m, 15 m et 20 m. Le sédiment est relativement bien classé et son granulo-classement montre également un gradient décroissant avec l'augmentation de la profondeur passant d'une moyenne de 1,20 à 5 m, à 1,12 à 20 m de profondeur. La matière organique liée au sédiment d'une moyenne de 1,72% varie dans la baie entre 0,82% et 2,77%.

Cent vingt huit taxons ont été identifiés dans l'ensemble des prélèvements réalisés. Ils se répartissent sur 12 groupes zoologiques et sont dominés par les Crustacés, Amphipodes essentiellement, suivis des Annélides Polychètes puis des Mollusques (Tableau 1). Le dendrogramme des stations issu de la CAH montre un niveau de simi-

Tableau 1. Nombre de taxons en fonction des différents groupes zoologiques du benthos de la baie de Oued Laou.

Groupes zoologiques	Nombre de taxons
Annelida Polychaeta	40
Cnidaria	1
Tunicata	1
Amphipoda	22
Cumacea	3
Decapoda	9
Isopoda	4
Mysidacea	2
Tanaidacea	2
Chordata	1
Echinodermata	4
Insecta	1
Gastropoda	9
Pelecypoda	19
Nemertini	1
Pisces	1
Plathelmia	1
Turbellaria	1

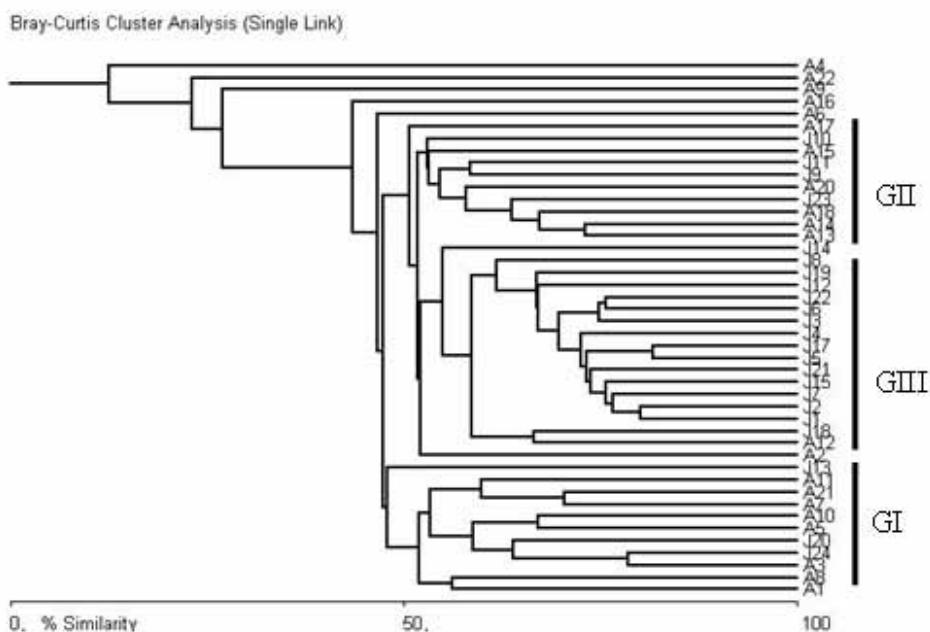


Figure 2. Dendrogramme des stations issu d'une CAH basée sur l'indice de Bray-Curtis appliquée aux prélèvements d'avril-juin 2003 dans la baie de Oued Laou. Les noms des stations commençant par les lettres A ou J indiquent respectivement avril et juin.

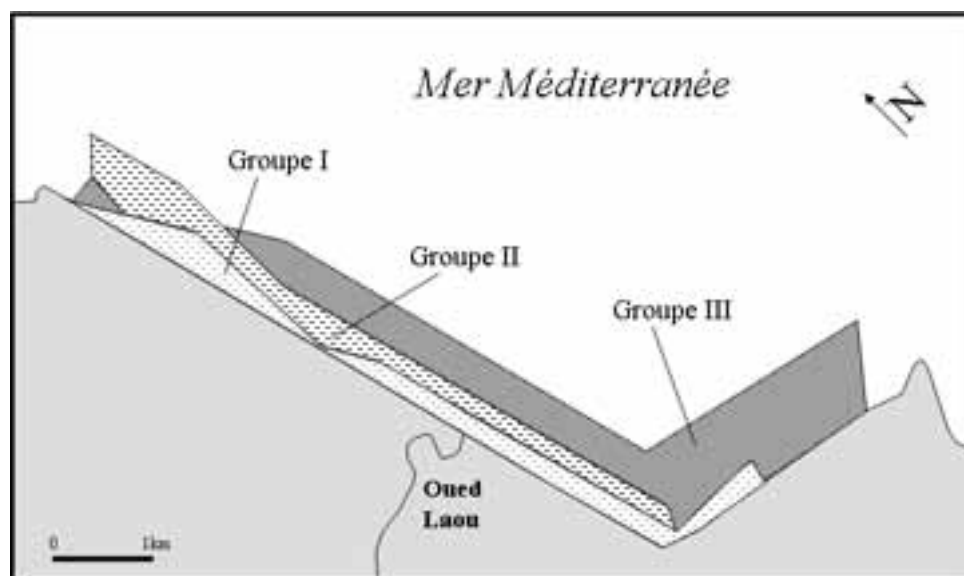


Figure 3. Répartition des trois faciès mis en évidence dans la baie de Oued Laou.

litude inter-stations dépassant les 50% (Figure 2). La faune macrobenthique de la baie de Oued Laou constitue une seule biocénose. Toutefois, trois groupements de stations

peuvent y être distingués et sont donc considérés en tant que faciès. La représentation cartographique de ces trois faciès (Figure 3) montre que les groupements de stations se succèdent le long d'un gradient bathymétrique croissant depuis la côte jusqu'aux niveaux bathymétriques de 20 m. Le groupe GI renferme des stations situées pour la plupart, à 5 m de profondeur. Il est suivi du groupe GII constitué des stations des niveaux de 10 m puis du groupe GIII avec des stations occupant les niveaux bathymétriques de 15 et 20 m.

Parmi les espèces pilotes ou dominantes de chacun des trois groupes (Tableau 2), les Crustacés sont les plus prépondérants (68% des espèces dominantes) suivis des Polychètes (21%) puis des Mollusques bivalves (11%). Les groupes GI et GIII sont dominés par des Crustacés Amphipodes et sont dénommés respectivement faciès à *Ampelisca brevicornis* et à *Leptocheirus pectinatus*. Le groupe GII est un faciès du Mollusque Bivalve *Spisula subtruncata*.

L'application d'une ANOVA aux paramètres de structure des trois faciès identifiés (Tableau 3) montre qu'il y a des différences significatives entre ces faciès. La richesse spécifique montre un gradient croissant avec l'augmentation de la profondeur. Le faciès à *Leptocheirus pectinatus*, des niveaux de 15-20 m, possède les valeurs les

Tableau 2. Espèces pilotes des trois faciès du peuplement rencontrés dans la baie de Oued Laou; sont mentionnées les espèces dont l'indice FDM est supérieur 10. Les espèces pilotes sont indiquées en gras.

Espèces	Groupe I	Groupe II	Groupe III
<i>Ampelisca brevicornis</i>	528,87	53,91	104,95
<i>Urothoe grimaldii</i>	97,81	63,32	61,10
<i>Urothoe intermedia</i>	80,82	74,22	54,12
<i>Gastrosaccus sanctus</i>	42,24		
<i>Apeudes</i> sp.	18,62	95,59	50,42
<i>Bathyporeia phaeophthalma</i>	16,83		
<i>Nephtys cirrosa</i>	11,48		
<i>Ampelisca ruffoi</i>	9,13	52,63	230,68
<i>Spisula subtruncata</i>		168,09	13,97
<i>Ariciidae</i> sp.		25,51	
<i>Lumbriconeris impatiens</i>		21,65	10,19
<i>Harpinia antennaria</i>		17,33	25,26
<i>Callista chione</i>		13,99	
<i>Cirratulidae</i> sp.		10,13	
<i>Leptocheirus pectinatus</i>	6,39	31,57	826,12
<i>Corophium</i> sp.			25,55
<i>Leucothoe incisa</i>			20,97
<i>Lembos spiniventris</i>			17,33
<i>Jassa</i> sp.			10,42

Tableau 3. Paramètres de structure des entités de Peuplement et résultats de l'ANOVA. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; DDL = degré de liberté; ET = écart-type.

	S			A			H'			J'		
	Moyenne ± ET	DDL	F	Moyenne ± ET	DDL	F	Moyenne ± ET	DDL	F	Moyenne ± ET	DDL	F
Groupe I	21,73 ± 8,60	2,00	9,57 **	254,45 ± 220,05	2,00	7,63 *	2,67 ± 0,65	2,00	15,45	0,62 ± 0,16	2,00	13,19 **
Groupe II	30,67 ± 5,81			167,33 ± 55,90			3,92 ± 0,39			0,80 ± 0,06		
Groupe III	34,83 ± 8,19			486,83 ± 263,23			2,90 ± 0,51			0,57 ± 0,09		

plus élevées en nombre d'espèces ($34,83 \pm 8,19$) et en nombre d'individus ($486,83 \pm 263,23$). L'abondance ne montre pas de gradient en fonction de la bathymétrie. Le faciès à *Ampelisca brevicornis*, dominant les profondeurs de 5 m, montre la richesse spécifique moyenne la plus faible ($21,73 \pm 8,60$) et une abondance moyenne de valeur intermédiaire ($254,45 \pm 220,05$). Le faciès à *Spisula subtruncata* de l'isobathe de 10 m occupe des niveaux bathymétriques médians et montre une richesse spécifique moyenne de valeur intermédiaire ($30,67 \pm 5,81$), tandis que son abondance moyenne est la plus faible ($167,33 \pm 55,90$) des trois faciès. La diversité H' et d'équitabilité J' ne montrent pas de gradient en fonction de la bathymétrie. Cependant, le faciès à *Spisula subtruncata* semble être le mieux structuré, et le faciès à *Leptocheirus pectinatus*, le moins structuré.

DISCUSSION

Les trois groupes de stations identifiés montrent une grande similitude entre eux et l'ensemble de la faune benthique de la baie de Oued Laou peut être assimilée à une seule communauté. Elle se réfère à la biocénose des sables fins bien calibrés (SFBC) de Pérès & Picard (1964). Les trois faciès identifiés s'organisent suivant un gradient bathymétrique et montrent des richesses spécifiques croissantes avec la profondeur. La granulométrie suit une tendance comparable avec des sables fins dont la teneur en pélites augmente avec la profondeur. L'habitat sédimentaire est fortement influencé par les apports de l'Oued Laou dans les stations localisées à proximité de son embouchure, surtout pour celles situées au niveau de l'isobathe de 5 m. A cette profondeur, il y a également une hétérogénéité sédimentaire se traduisant par des sédiments grossiers et mal classés qui a été mis en rapport avec une hydrodynamique marine intense près du rivage. Avec son atténuation en profondeur, les éléments plus fins se déposent à une bathymétrie plus grande.

La biocénose SFBC occupe souvent de grandes superficies le long des côtes et dans le fond des baies ouvertes en Méditerranée et est remarquable par l'absence d'algues et de phanérogames marines et par la dominance des Mollusques Pélécy-podes (Pérès & Picard, 1964). Dans la baie de Oued Laou, ce sont les Crustacés qui sont les mieux représentés par rapport aux Polychètes, Mollusques et Echinodermes. Dans des communautés comparables de Méditerranée nord-occidentale, les Crustacés sont mieux représentés dans les environnements côtiers à forte hydrodynamique marine (forte exposition), tandis que les Mollusques et les Polychètes sont plus abondants dans des environnements à exposition modérée et atteignent leur maximum de biomasse et de densité dans des conditions calmes (Massé, 1972). Ces constats ont été notés aussi sur les écosystèmes de plages de sable fins de la côte atlantique marocaine (Bayed, 2003), qui sont en continuité sédimentaire et faunistique avec le peuplement des sables fins subtidiaux (Bayed & Glémarec, 1987).

En mer Ligurienne (nord-ouest de Méditerranée), les structures benthiques sub-tidales analysées entre 5 et 20 m montrent un gradient croissant avec la profondeur pour la richesse spécifique, densité, H' et J'. Entre 20 et 90 m de profondeur, nombre d'espèces et abondance diminuent avec la profondeur, tandis que H' et J' restent relativement stables (Albertelli *et al.*, 1999). Dans la baie de Oued Laou, seule l'augmentation de la richesse spécifique avec la profondeur a été notée. L'abondance la plus élevée a été enregistrée dans le groupe III, tandis que les indices de diversité étaient plus élevés dans le groupe II localisé aux niveaux bathymétriques de 10 m. En Mer Tyrrhénienne, les communautés se succèdent également selon la bathymétrie et les valeurs maximales des paramètres de structure notées aux niveaux bathymétriques intermédiaires ont été interprétés en tant que zones de superposition entre les communautés adjacentes. Dans cette même région, il a été également montré que les types de sédiments qui se trouvent au large des rivières Ombrone et Tiber étaient influencés par l'hydrodynamique marine, les déversements de ces cours d'eau et la sédimentation (Gambi & Giangrande, 1986).

La littérature qui traite de la question de l'influence des masses d'eaux douces sur les structures benthiques en mer n'est pas très fournie. Dans le cas de la baie de Oued Laou, l'échantillonnage statique de la présente étude met en évidence la difficulté de tenter de dissocier entre l'influence de l'instabilité hydrodynamique qui intéresse cette baie ouverte et l'influence des arrivées d'eaux douces et des matériaux qu'elles transportent en mer.

Les effets les plus marquants des déversements des eaux douces sur les écosystèmes marins et estuariens sont en relation avec les changements qui touchent la stabilité de la colonne d'eau et le transport latéral (Cloern, 1984). En revanche, les relations entre les quantités d'eaux douces déversées, stabilité de la colonne d'eau, saturation en nutriments et accroissement de la production primaire sont relativement bien établies (Ingram *et al.*, 1985; Therriault & Levasseur, 1985; Cloern, 1991), mais les processus de l'effet des apports d'eaux douces sur la faune ne sont pas encore bien identifiés. La plupart des relations mises en évidence de l'effet des déversements des eaux douces sur les niveaux trophiques supérieurs sont en rapport avec les corrélations établies entre

les estimateurs des pêcheries (e.g. volume ou poids des prises, abondance des larves, indice de survie) et les apports d'eaux douces (Sutcliffe, 1972; Sutcliffe *et al.*, 1977). D'autre part, la recherche de l'effet des apports d'eau douce sur des communautés benthiques épigées à une échelle pluriannuelle n'a pas mis en évidence de relation évidente entre l'organisation et la structure de ces communautés et les apports en eaux douces (Ardisson & Bourget, 1997). Cependant, au nord de la Méditerranée occidentale, les cours d'eau à faible débit, comparable à celui de l'Oued Laou, ont une influence réduite ou nulle sur les structures benthiques par rapport aux cours d'eau à fort débit qui provoque une forte décharge d'eaux douces en mer dont l'influence sur les peuplements benthiques a été mise en évidence (Gambi & Giangrande, 1986).

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet MEDCORE financé par l'Union Européenne, 5^{ème} FP, contrat ICA3-CT-2002-10003.

BIBLIOGRAPHIE

- ALBERTELLI G., COVAZZI-HARRIAGUE A., DANOVAROB R., FABIANO M., FRASCHETTI S. & PUSCEDDU A. 1999. Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf area (Ligurian Sea, NW Mediterranean): role of food availability. *Journal of Sea Research* 42: 11-26.
- ARDISSON P.L. & BOURGET E. 1997. A study of the relationship between freshwater runoff and benthos abundance: a scale-oriented approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 535-545.
- BAYED A. 2003. Influence of morphodynamic and hydroclimatic factors on the macrofauna of Moroccan sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 71-82.
- BAYED A. & GLÉMAREC M. 1987. La plate-forme continentale atlantique nord-marocaine: bionomie et zoogéographie. *Oceanologica Acta* 10(1): 111-121.
- BAZAÏRI H., BAYED A., GLÉMAREC M. & HILY C. 2003. Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanologica Acta* 26: 457-471.
- CHASSÉ C. & GLÉMAREC M. 1976. Principes généraux de la classification des fonds pour la cartographie bio-sédimentaire. *Journal de Recherche Océanographique* 1(3): 1-18.
- CHERKAOUI E., BAYED A. & HILY C. 2003. Organisation spatiale des peuplements macrozoobenthiques subtidiaux d'un estuaire de la côte atlantique marocaine : l'estuaire du Bou Regreg. *Cahiers de Biologie Marine* 22: 339-352.

- CLOERN J.E. 1984. Temporal dynamics and ecological significance of salinity stratification in an estuary (South San Francisco Bay, USA). *Oceanologica Acta* 7: 137-141.
- CLOERN J.E. 1991. Annual variations in river flow and primary production in the South San Francisco Bay Estuary (USA), pp. 91-96. In: Elliott M. & Ducrottoy J.-P., Edits. Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons. *Denmark: Olsen & Olsen, International Symposium Series*.
- CLOERN J.E. & NICHOLS F.H. 1985. Time scales and mechanisms of estuarine variability, a synthesis from studies of San Francisco Bay. *Hydrobiologia* 129: 229-237.
- DENES T.A. & CAFFREY J.M. 1988. Changes in seasonal water transport in a Louisiana Estuary, Fourleague Bay, Louisiana. *Estuaries* 11: 184-191.
- GAMBI M.C. & GIANGRANDE A. 1986. Distribution of soft-bottom Polychaetes in two coastal areas of the Tyrrhenian Sea (Italy): structural analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 23: 847-862.
- GLÉMAREC M. 1964. Bionomie benthique de la partie orientale du golfe du Morbihan. *Cahiers de Biologie Marine* 5: 33-96.
- GUPTA V.J. & WAYMINE E. 1990. Multiscaling properties of spatial rainfall and river flow distributions. *Journal of Geophysical Research* 95: 1999-2009.
- INGRAM R.G., LEGENDRE L., SIMARD Y. & LEPAGE S. 1985. Phytoplankton response to freshwater runoff: the diversion of the Eastmain River, James Bay. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1216-1221.
- KOUTITONSKY V.G., WILSON R.E. & EL-SABH M.I. 1990. On the seasonal response of the Lower St. Lawrence Estuary to buoyancy forcing by regulated river runoff. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 31: 359-379.
- LEBART L., MORINEAU A. & FENELON J.P. 1982. Traitement des données statistiques. *Paris: Dunod ed.*
- LEGENDRE L. & DEMERS S. 1985. Auxiliary energy, ergoclines and aquatic biological production. *Le Naturaliste Canadien (Revue d'Écologie et de Systématique)* 112: 5-14.
- MASSÉ H. 1972. Quantitative investigations of sand bottom macrofauna along the Mediterranean north-west coast. *Marine Biology* 15: 209-220.
- McMAHON T.A., FINLAYSON B.L., HAINES A. & SRIKANTHAN R. 1987. Runoff variability: a global perspective, pp. 3-11. In: Salomon S.I., Beran M. & Hogg W., Edits. The Influence of Climate Change and Climatic Variability on the Hydrologic Regime and Water Resources. *Wallingford, U.K: IAHS Publication No. 168*.
- NICHOLLS N. & WONG K.K. 1990. Dependence of rainfall variability on mean rainfall, latitude and the Southern Oscillation. *Journal of Climate* 3: 163-170.
- O'NEILL R.V. 1989. Perspectives in hierarchy and scale, pp. 140-156. In: Roughgarden J., May R.M. & Levin S.A., Edits. Perspectives in Ecological Theory. *Princeton, New Jersey: Princeton University*.
- PÉRÈS J.M. & PICARD J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 31(47): 137 pp.

- PRINSENBERG S.J. 1980. Man-made changes in the freshwater input rates of Hudson and James Bays. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1101-1110.
- SCHWARZMAIER G., MAYER H. & BEYER U. 1992. Climatological criteria for estimation of runoff by linear regression. *International Journal of Climatology* 12: 103-110.
- SMETACEK V.S. 1986. Impact of freshwater discharge on production and transfer of materials in the marine environment, pp. 85-106. In: Skreslet S., Ed. *The Role of Freshwater Outflow in Coastal Marine Ecosystem*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, NATO ASI Series, V.G7.
- SUTCLIFFE W.H. JR 1972. Some relations of land drainage, nutrients, particulate material, and fish catch in two eastern Canadian bays. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29: 357-362.
- SUTCLIFFE W.H. JR, DRINKWATER K. & MUIR B.S. 1977. Correlations of fish catch and environmental factors in the Gulf of Maine. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 19-30.
- THERRIault J.-C. & LEVASSEUR M. 1985. Control of phytoplankton production in the Lower St. Lawrence Estuary: light and freshwater runoff. *Le Naturaliste Canadien, Revue d'Ecologie et de Systématique* 112: 77-96.
- VÉZINA A.F., GRATTON Y. & VINET P. 1995. Mesoscale physical biological variability during a summer phytoplankton bloom in the Lower St. Lawrence Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 41: 393-411.

Diversity and distribution of macrobenthos and fish in Abu Qir Bay (Alexandria, Egypt)

M.R. Fishar* & A. El-Haweet

National Institute of Oceanography and Fisheries (NIOF)
101 Kasr Al Aini Street, Cairo, Egypt

* Corresponding author: mfishar@hotmail.com

The area investigated covered Abu Qir Bay in the coast of Mediterranean Sea in northern Egypt. Sampling and analysis of macrobenthos and fishes were carried out in four of five sampling trips (October 2003, January 2004, March 2004, May 2004 and July 2004). The community composition, distribution and diversity of macrobenthos and fishes in the Bay were calculated.

Fourty four species of macrobenthos were collected from the sampling area during the whole period of study. Eighteen mollusc species, seventeen arthropod species, five annelid species, two ascidiacean, one hydrozoan and one bryozoan were recorded. The data analysis of macrobenthic community showed that Edku Coast site was the poorest site while Rosetta is the highest populated site. Concerning monthly variations, October was the most productive month for Annelida and Arthropoda while July was the least favoured month for all groups. Comparison of the annual fluctuation in species diversity of macrobenthos (number of species recorded) in some parts of the Egyptian Mediterranean coastal zones showed that there was a decrease of species diversity in the bay over the periods surveyed.

Eighty four fish species were identified from collections made in the study zone at different sampling sites. Marine species dominated all samples. Catadromous species were found all year round. Seasonal variation in the density and number of the major fish groups showed similar general patterns in all sites. Overall, the Abu Qir site showed higher richness and diversity values than the other sites. Edku Coast was next in order of species richness but last in diversity values while Lake Edku showed the lowest richness and medium diversity values.

Key words: macrobenthos, fish, species diversity, Abu Qir Bay, Mediterranean Sea, Egypt

Introduction	325
Material and Methods	327
Description of study area	327
Sampling techniques and analysis	328

Data analysis	328
Results	329
Macrobenthos	329
Fish	332
Discussion	339
References	341

INTRODUCTION

The Mediterranean coastal region of Egypt extends for about 1000 km. The northern coast of the Nile delta is characterized by three shallow lakes: Manzala (in the east), Brullus (in the middle) and Edku (in the west). This region has long been subjected to cultivation, grazing and urbanization. More recently there is a great variety of human impact including building of dams, impoundment, pollution, industrial and residential developments. Recreation and other activities also occur in both the estuary and its catchments area. These impacts have drastically altered environmental conditions and have contributed significantly to many problems including erosion and soil salinization, resulting in severe socioeconomic changes. The erosional problems are associated with damming the river some thousand kilometers to the south and cessation of silt reaching the region with the river flooding.

These problems have adversely affected flora and fauna in the area causing the loss of habitats, changes in the existing habitats, the alteration of soil erosion/deposition patterns, great changes in water quality of the bay. These are reflected in the ecosystem, particularly the production of fishes and bottom fauna.

From the aquatic biota, the macrobenthic fauna has been identified as a suitable ecological group for monitoring the effects of wastewater discharge (Pearson & Rosenberge, 1978; Warwick *et al.*, 1987) because they are relatively immobile and their taxonomy is reasonably well known. A great deal of recent literature refers to the response of benthic communities to increased stress and records the biological changes in bottom fauna of Egyptian Mediterranean coasts. Several studies have been carried out on the macrobenthos of Abu Qir Bay (Hassan, 1974; Farag, 1981; Samaan *et al.*, 1983; Saman & El Komi, 1994; El Komi 1997; EIMP, 2001).

The Mediterranean fishery has been strongly influenced by recent environmental changes, such as the cessation of Nile nutrient discharge and increase of water and sediment pollution. Fishing is an important issue in Abu Qir Bay where there are about 4000 fishermen and 100 hoppers registered. Moreover, in this area there are many others unregistered. Together they caught 17826 tonnes of fish in 2001 (El-Haweet, 2001). Fishing activities are carried out with wooden-decked boats in the shallow sub-littoral zone to depths down to 10 m. The artisanal coastal fishery, although forming a minor branch of the local economy, is quite important as a source of employment because of its labour extensiveness.

The aim of the present work is to describe the distribution and diversity of macrobenthos and fishes in Abu Qir Bay.

MATERIAL AND METHODS

Description of study area

The area investigated covered Abu Qir Bay on the north coast of Egypt on Mediterranean Sea. It extends from Abu Qir city to the mouth of the Rosetta Branch of the Nile River. Samples were taken from four sites (Figure 1). The description of sampling sites is as follows:

Abu Qir site lies near Abu Qir city at latitude $31^{\circ}18'29''$ N and longitude $30^{\circ}04'47''$ E. The area receives a substantial load of industrial, agricultural and do-

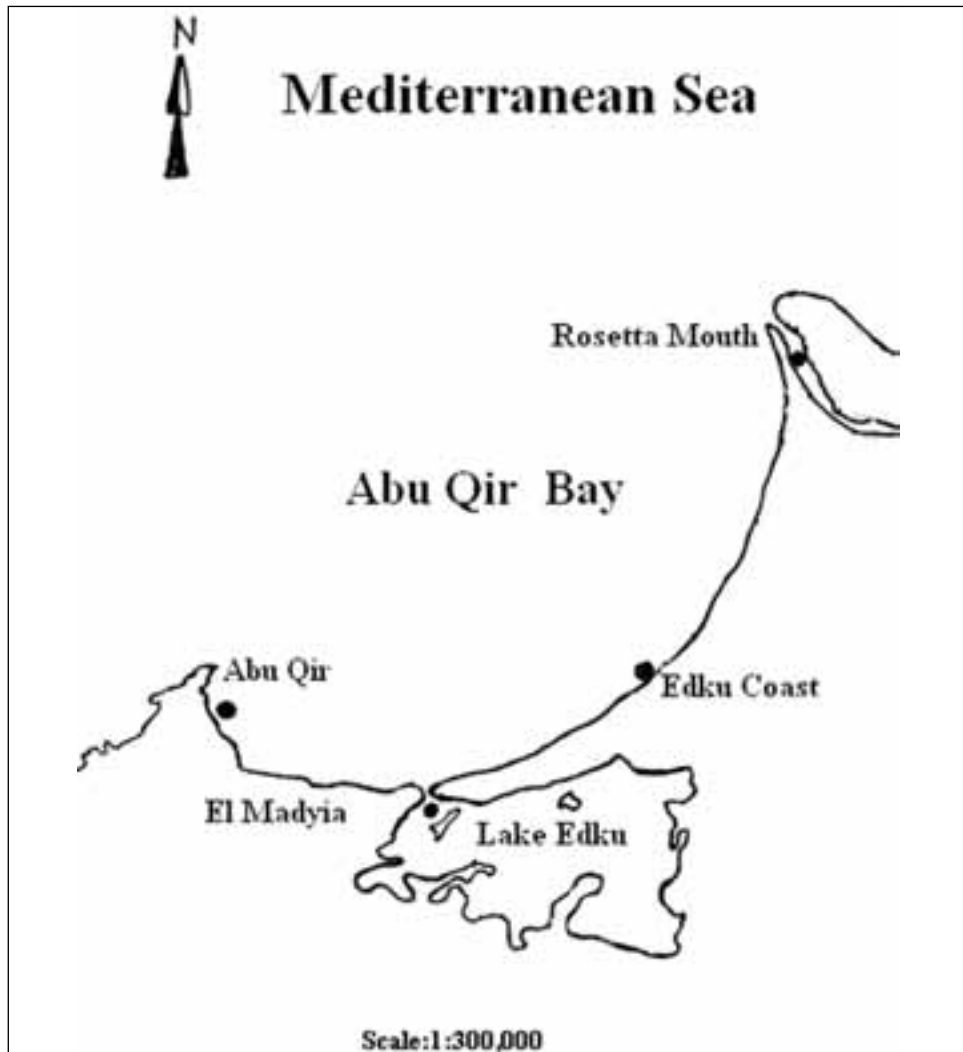


Figure 1. Map of Abu Qir Bay showing sampling locations.

mestic pollution through the Tabia Drain. The anoxic bottom of the site is a sandy black mud with a bad odour.

The coastal Edku Lake is a basin for some agricultural drains. It covers an area of 126 km² with a mean depth of 1 m. The sampling site is situated near to the connecting opening between the lake and Abu Qir Bay (Boughaz El Maadyia) at 31°16'42"N, 30°10'47"E. The bottom is muddy with organical detritus and there is some vegetation around the boarder.

The Edku coast site represents the Edku coastal area at the Abu Qir Bay near Edku city, situated at 31°9'20"N, 30°16'40"E. This area is an extended sandy beach.

The sampling site at Rosetta is situated near the mouth of Nile River at 31°28'33"N, 30°21'02"E. It is characterized by the presence of rocky sides and muddy bottom.

Sampling techniques and analysis

The sampling program was carried out at bimonthly intervals from October 2003 to July 2004.

a) Macrobenthos

Three benthic samples were collected from every sampling site using an Ekman Grab with an opening area of 250 cm². The collected samples were washed in the field through a small hand net of 500 µm mesh diameter. A qualitative sampling (shore collection) was carried at each sampling station. All the macroinvertebrate samples were stored in plastic jars in 7% formalin solution. Sorting and identification of different species was carried out in the laboratory. Invertebrates were identified to species level where possible. The different groups were counted and weighed after drying on filter papers for five minutes to remove excessive water adhering to their bodies. Results were given as the total numbers of bottom fauna per square meter as well as their biomass in gram fresh weights per square meter (GFW /m²).

b) Fish

At each site fish were collected by commercial fishing gear operating in the inshore zone up to 5 m depth (e.g. beach and purse seines). Fish species were sorted from representative subsamples in the laboratory and measured to calculate the biomass of each species. All fishes were identified down to the lowest possible taxonomic level, according to FishBase (FAO, software for fish identification).

Data analysis

The PRIMER software, developed in the Plymouth Marine Laboratory, UK, was used to calculate the similarity among the samples and the following diversity measures:

1 – Species richness (D) was calculated according to Margalef (1958).

2 – Evenness (J ') was calculated by the equation of Pielou (1966).

3 – Diversity index (H ') was calculated on the basis of the Shannon-Wiener equation (Shannon & Wiener, 1963) as represented in Weber (1973) in order to ascertain the structural features of the community and to reflect taxon diversity.

4- Similarity index was calculated according to Sørensen (1948) to determine species similarity in the four samples.

RESULTS

Macrobenthos

1. Community composition

Fourty four species were collected from the sampling area during the whole period of study. Eighteen mollusc species, seventeen arthropod species, five anellid species, two ascidiaceans, one hydrozoan and one bryozoan were recorded. Some of the previous species are of freshwater origin and recorded only in Lake Edku site (Table 1).

Abu Qir: Benthic community in this site consisted of three phyla. Arthropoda was the most dominant group constituting 51.37% and 48.08% of the total benthic

Table 1. Macrobenthic invertebrates recorded qualitatively from species sampling sites of Abu Qir Bay during the period of the study.

Group	Species	Abu Qir	Lake Edku	Edku Coast	Rosetta
Hydrozoa	<i>Aglaophenia lophocarpa</i>				*
Bryozoa	<i>Bonerbankia gracilis</i>				*
Anellida	<i>Nereis cultifera</i>	*			*
	<i>Hediste diversicolor</i>		*		
	<i>Eunica</i> sp.	*			
	<i>Polymnia nebulosa</i>	*			
	<i>Chaetogaster limnaei</i>				*
Mollusca	<i>Donax trunculus</i>			*	
	<i>Mactra corallina</i>			*	
	<i>Cerastoderma edule</i>			*	
	<i>Janthina</i> sp.			*	
	<i>Venerupis aurea</i>	*		*	
	<i>Phalium saburon</i>				*
	<i>Nerrita sponsephinia</i>			*	
	<i>Carcinus aestuarii</i>			*	
	<i>Thias</i> sp.			*	
	<i>Semisalsa</i> sp.			*	
	<i>Mytilus edulis</i>				*
	<i>Modiolus barbatus</i>			*	*
	<i>Bellamyia unicolor</i>			*	

Group	Species	Abu Qir	Lake Edku	Edku Coast	Rosetta
	<i>Cleopatra bulimoides</i>		*		
	<i>Melanooides tuberculata</i>		*		
	<i>Natica diheyeni</i>	*			*
	<i>Gyrulus ehernbergi</i>		*		
	<i>Bulla striata</i>	*			
	<i>Nucula nucleus</i>	*			
Arthropoda	<i>Corophium volutator</i>		*		*
	<i>Spheroma walkeri</i>	*			*
	<i>Spheroma serratum</i>	*			
	<i>Gammarus aequicoda</i>				*
	<i>Baetis mutius</i>		*		
	<i>Baetis rhodani</i>		*		
	<i>Caenis</i> sp.		*		
	<i>Metapenaeus stebbingi</i>			*	
	<i>Idotea</i> sp.				*
	<i>Myasis</i> sp.		*		
	<i>Balanus perforatus</i>				*
	<i>Balanus amphitrite</i>				*
	<i>Carcinus maenas</i>	*			
	<i>Cyprides littoralis</i>		*		
	Hermit crab		*	*	*
	<i>Caprella equilibra</i>				*
	Chironomid larvae		*		
Ascidiacea	<i>Botryllus leachi</i>			*	
	<i>Ciona intestinalis</i>			*	
Total number of species		10	14	13	16

Table 2. Macrobenthic groups and its percentage to total macrobenthos at studied sites.

	Anellida				Mollusca				Arthropoda			
	N	%	Wt	%	N	%	Wt	%	N	%	Wt	%
Abu Qir	64	15.38	0.26	0.10	152	36.54	124.49	48.53	200	48.08	131.78	51.37
Lake Edku	8	1.67	0.01	0.01	176	36.67	72.67	98.24	296	61.67	1.29	1.75
Edku Coast	8	4.76	0.02	0.00	144	85.71	344.42	99.97	16	9.52	0.08	0.02
Rosetta	496	33.51	3.64	0.75	112	7.57	287.57	58.86	872	58.92	197.33	40.39

species diversity and weight of benthos respectively (Table 2). Molluscs were second, with 36.54% and 48.53% of the total number and weight, respectively. Ten species were identified from this site (3 annelids, 3 arthropods and 4 molluscs).

Lake Edku: Most benthic fauna recorded in this site were of freshwater origin. Arthropoda come first in species diversity (8 species), accounting for 61.67% and 1.75% of the total number and weight, correspondingly. Mollusca come second, accounting for 36.67% of the total number (Table 2).

Edku Coast: the benthic community at this site consisted mainly from Mollusca (9 species) which accounted for 85.71% and 99.97% of the total number and weight, respectively. Two ascidiacean species (*Botryllus leachi* and *Ciona intestinalis*) were recorded qualitatively during one trip only with very low numbers of individuals (Table 2).

Rosetta: Benthic community in this station included Mollusca, Annelida, Arthropoda, Hydrozoa and Bryozoa. The last two phyla were recorded only qualitatively in samples at this site, one species for each (the hydrozoan *Aglaophenia lophocarpa* and the bryozoan *Bonerbankia gracilis*). Numerically, Arthropoda occupied the first rank (58.92%) followed by Annelida (33.51%). Concerning biomass, Mollusca showed the highest percentage value of the total weight in this station (58.86%) followed by Arthropoda (Table 2).

2. Spatial distribution

The Rosetta station showed the highest abundance and biomass values (Figure 2) (1480 individuals/m²) weighing 488.53 GFW (Gram Fresh Weight /m²) which is caused by the abundance of Arthropoda species in this site. Edku coast site was the poorest one, with an abundance value of 120 individuals/m² weighing 73.96 GFW/m². Concerning biomass, the highest value was recorded at Rosetta while the lowest was in Lake Edku (Figure 2).

3. Seasonal variation

As shown in Figure 3, October was the most productive season for Anellida and Arthropoda while July was less favourable for these Phyla. At the same time, Mollusca showed only a weak variation among sampling periods.

4. Data analysis

Data analysis of the macrobenthic communities showed that Rosetta and Lake Edku were the richest sites in numbers of species. They hosted 38 and 39 species, respectively. The same sites had the highest species richness values (4659 and 4929 correspondingly). At the same time the highest number of individuals (4605) was recorded in Abu Qir site (Table 3). The highest diversity value (2773) was shown by the Rosetta site, and the lowest one (1633) by the Edku station. Similarities among the macrobenthic community samples collected in the area showed that Abu Qir and Edku sites shared in common most of the species during the whole period of study (Figure 4).

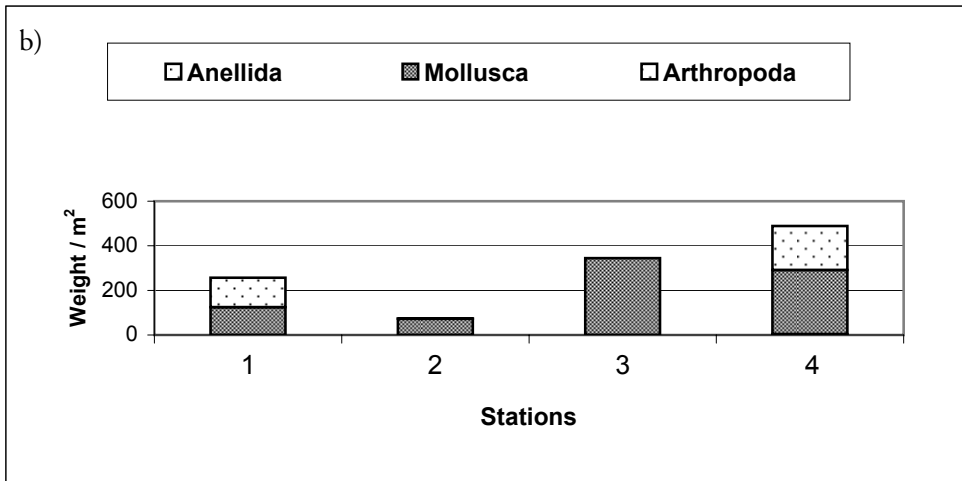
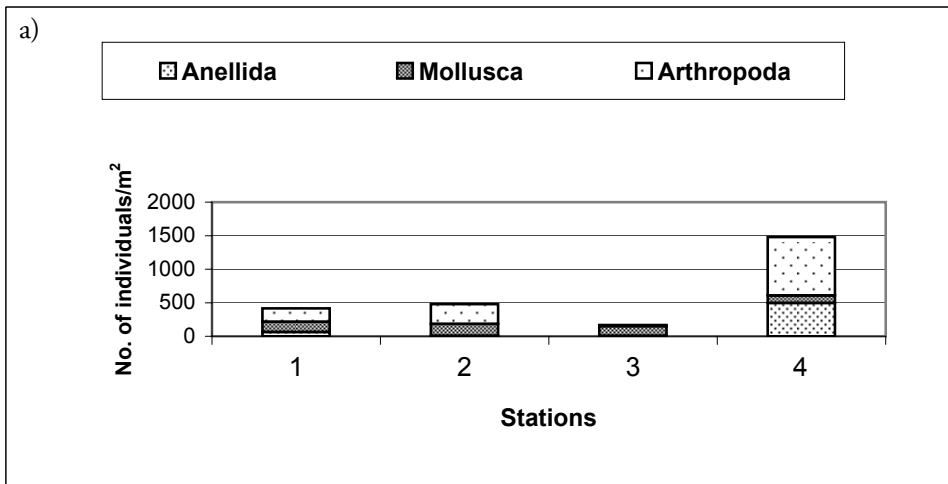


Figure 2. Distribution of total macrobenthos at different sampling sites: a) number/m²; b) weight/m². 1) Abu Quin; 2) Lake Edku; 3) Edku coast; 4) Rosetta.

Fish

1. Community composition

Eighty four species were identified from the collections made in the context of the present study. Marine species were the dominant group at all sampling sites (Table 4). Some species, especially those among the medium pelagic fishes (e.g. *Scomber* spp.), occurred only once, usually in small numbers. Catadromous species were found all year round.

The following community composition and seasonality in every station were found at the different stationes:

Abu Qir: Sixty species were identified. Of these, 49 were species of marine origin, 9 crustacean species, and 2 freshwater species; they showed high seasonal variation both in abundance and in biomass values, as illustrated in Figure 5. *Siganus rivulatus*

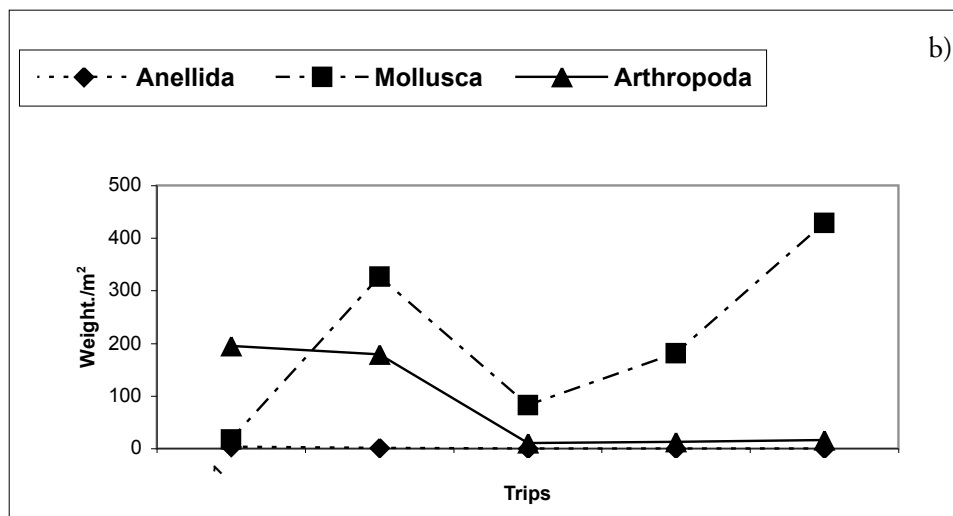
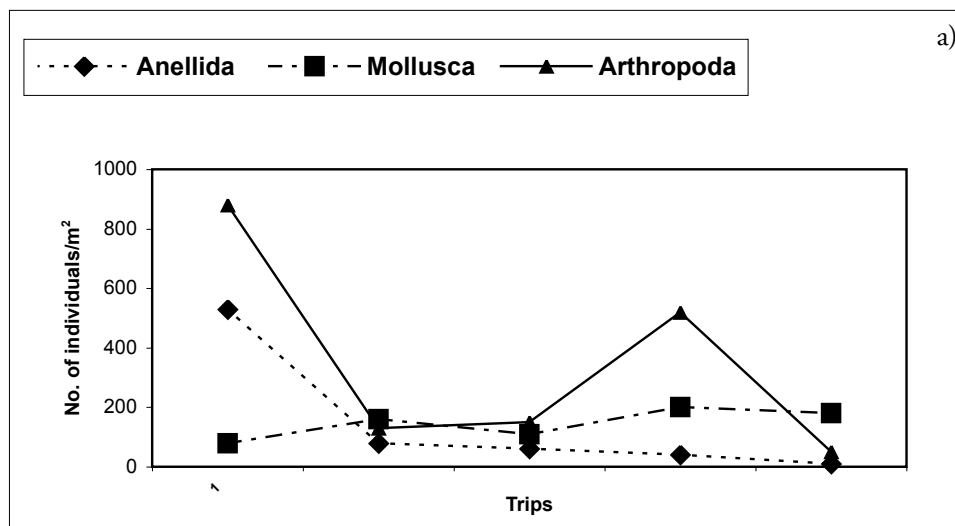


Figure 3. Seasonal variations of macrobenthic groups in the studied area: a) number/m²; b) weight/m².

Table 3. Value of diversity measures calculated from the macrobenthic community collected from Abu Qir Bay (four sites) during the period from October 2003 to July 2004, where: S = total number of species; N = total number of individuals; D = Species richness; J' = evenness; H' = diversity.

	S	N	D	J'	H'
Rosetta	38	2814	4.659	0.7622	2.773
Lake Edku	39	2228	4.929	0.8081	2.961
Edku Coast	17	3761	1.944	0.5765	1.633
Abu Qir	29	4605	3.320	0.704	2.371

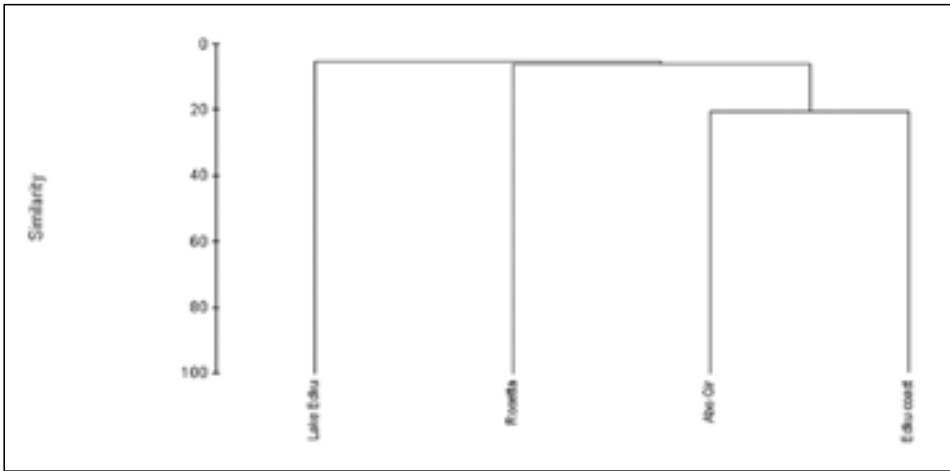


Figure 4. Cluster analysis similarity between sampling sites of macrobenthos in the studied area.

Table 4. Fish and Crustaceans species occurrence in different sampling sites of Abu Qir Bay.

	Abu Qir Bay	Lake Edku	Edku coast	Rosetta
Marine species				
<i>Alectis alexandrinus</i>	*			
<i>Alepes djedaba</i>	*		*	*
<i>Apogon imberbis</i>	*			
<i>Apogon taeniatus</i>	*			
<i>Argyrosomus regius</i>			*	
<i>Arisoma balearicum</i>	*			
<i>Atherinomorus lacunosus</i>	*			
<i>Boops boops</i>	*		*	
<i>Bothus podas</i>	*			
<i>Chromis chromis</i>	*			
<i>Citharus linguatula</i>	*			*
<i>Caranx crysos</i>			*	*
<i>Coris julis</i>				
<i>Dalophis imberbis</i>			*	
<i>Diplodus bellottii</i>			*	
<i>Diplodus cervinus</i>			*	
<i>Diplodus vulgaris</i>			*	
<i>Dussumieria acuta</i>				*
<i>Engraulis encrasicolus</i>	*		*	*
<i>Epipheniphelus alexandrinus</i>	*		*	*

	Abu Qir Bay	Lake Edku	Edku coast	Rosetta
<i>Gobius niger</i>	*		*	*
<i>Heminampus far</i>	*		*	
<i>Heminampus picarti</i>	*		*	*
<i>Lithognathus mormyrus</i>	*		*	*
<i>Mullus barbatus</i>	*			
<i>Mullus surmulatus</i>	*			
<i>Pagellus erythrinus</i>	*			
<i>Pagrus pagrus</i>	*			
<i>Parablennius incognitus</i>			*	
<i>Pomatomus saltatrix</i>			*	
<i>Raja radula</i>	*			
<i>Sardina pilchardus</i>	*			*
<i>Sardinella aurita</i>	*		*	*
<i>Sardinella maderensis</i>				*
<i>Scomber japonicus</i>	*			
<i>Scomberomorus commerson</i>			*	*
<i>Scorpaena picta</i>	*			
<i>Scorpaena porcus</i>	*			
<i>Serranus cabrilla</i>	*			
<i>Serranus hepatus</i>	*			
<i>Serranus scrib</i>	*			
<i>Siganus luridus</i>	*			
<i>Siganus rivulatus</i>	*		*	
<i>Solea aegyptiaca</i>	*		*	*
<i>Sparisoma cretense</i>	*		*	
<i>Spicara smaris</i>	*			
<i>Stephanolepis hispidus</i>	*			*
<i>Synodus saurus</i>	*			
<i>Terapon puta</i>	*			*
<i>Trachinus araneus</i>	*			
<i>Trachinus ridiatus</i>	*			
<i>Trachurus trachurus</i>	*			
<i>Trichiurus lepturus</i>			*	*
<i>Trichiurus ovatus</i>				*
<i>Trigra lucerna</i>				*
<i>Umbrina serousa</i>			*	
<i>Upeneus asymmetricus</i>	*			
<i>Uranoscopus scaber</i>	*			

	Abu Qir Bay	Lake Edku	Edku coast	Rosetta
<i>Xyrichtys novacula</i>	*			
Catadromous fish				
<i>Anguilla anguilla</i>	*			
<i>Dicentrarchus labrax</i>			*	*
<i>Dicentrarchus punctata</i>	*		*	*
<i>Liza aurata</i>	*		*	*
<i>Liza ramada</i>	*		*	*
<i>Liza salianus</i>				*
<i>Mugil cephalus</i>	*			*
<i>Sparus aurata</i>	*			
Crustacea and Mollusca				
<i>Liocarcinus vernalis</i>	*		*	
<i>Metapenaeus monoceros</i>	*		*	*
<i>Oratosquilla massavensis</i>	*		*	
<i>Penaeus keruthers</i>				*
<i>Penaeus semiculcatus</i>	*			
<i>Penaeus stebengi</i>	*		*	
<i>Polybius benslowi</i>	*		*	
<i>Portunus pelagicus</i>	*		*	
<i>Sepia</i> spp.	*			*
<i>Squilla mantis</i>	*			
<i>Trachypenaeus</i> spp.			*	
Fresh water fish				
<i>Oreochromis aureus</i>		*		*
<i>Oreochromis niloticus</i>	*	*		
<i>Sarotherodon galilaeus</i>		*		
<i>Tilapia zilli</i>	*	*	*	*
<i>Clarias lazera</i>		*		

was the most abundant demersal fish while small pelagic fishes (e.g. *Sardinella* spp. and *Boops boops*) were seasonally abundant (Figure 5).

Lake Edku: Five freshwater species were collected, (Figure 6). *Oreochromis* spp. was the most dominant species all over the year.

Edku Coast: Fifty three species were identified. Out of these, 27 were of marine origin, and one freshwater species; they showed seasonal variability as illustrated in Figure 7. Catadromous fishes (e.g. *Liza* spp., and *Dicentrarchus* spp.) were the most dominant species along with the demersal fish and specially *Solea* spp., while small pelagic fishes (e.g. *Sardinella* spp. and *Boops boops*) were seasonally abundant.

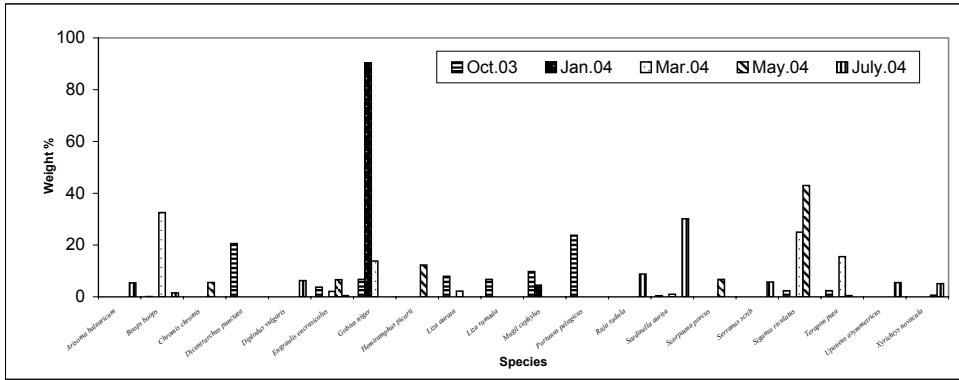


Figure 5. Percentage monthly variation of abundance and biomass values of the fish species collected in Abu Qir.

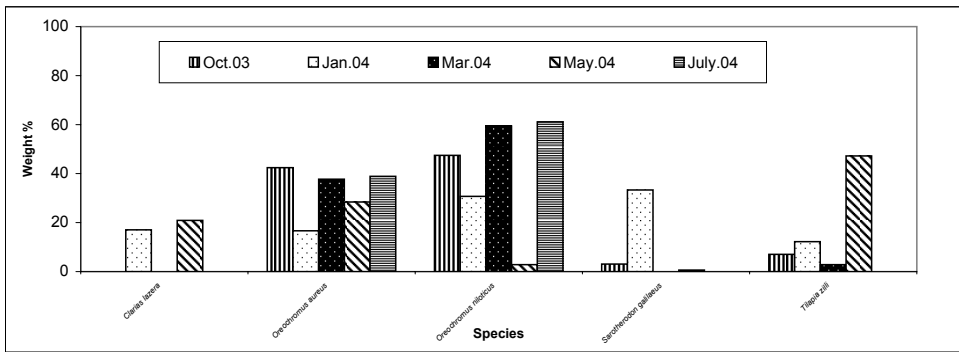


Figure 6. Percentage monthly variation of abundance and biomass values of the fish species collected in Lake Edku.

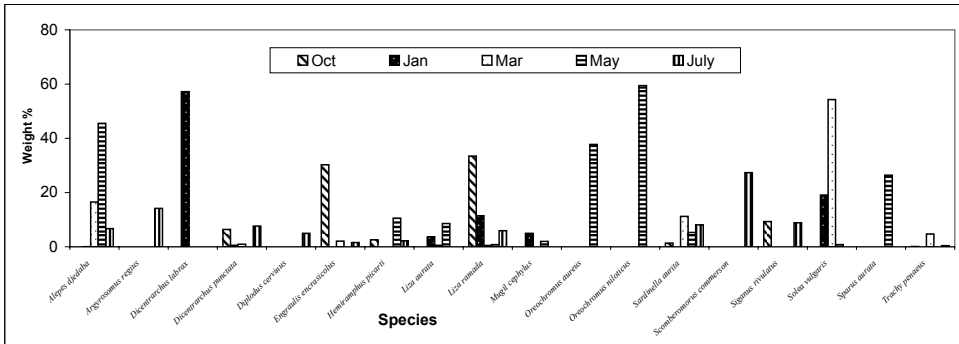


Figure 7. Percentage monthly variation of abundance and biomass values of the fish species collected in Edku Coast.

Rosetta: Thirty-one species were collected. Out of these, 25 were of marine origin, 4 crustacean species, and 2 freshwater species and exhibited seasonal dynamics as illustrated in Figure 8. Catadromous fishes (e.g. *Liza* spp., and *Dicentrarchus* spp.) were the most dominant species, while small pelagic fishes (e.g. *Sardinella* spp. and *Boops boops*) were seasonally abundant.

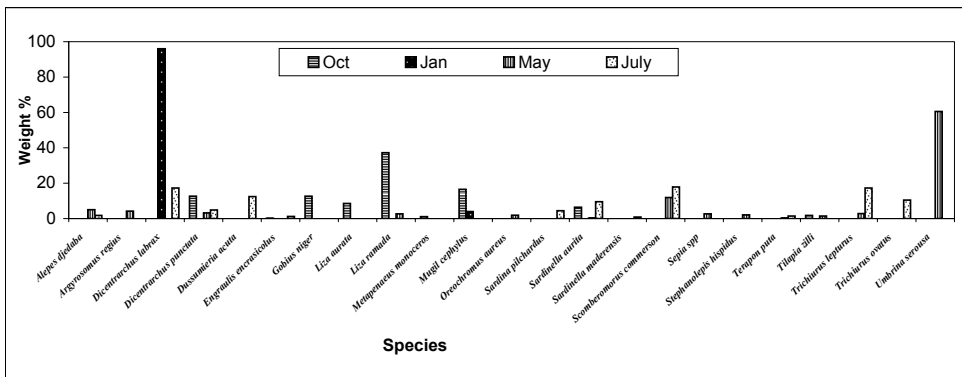


Figure 8. Percentage monthly variation of abundance and biomass values of the fish species collected at Rosetta Mouth.

Table 5. Values of diversity measures in the of fish samples collected from Abu Qir Bay (four sites) during the period from October 2003 to July 2004, where: S = total number of species; N = total number of individuals; D = Species richness; J' = evenness; H' = diversity.

	S	N	D	J'	H'
Rosetta	47	401	7.676	0.7333	2.823
Edku Coast	69	1704	9.139	0.4052	1.715
Abu Qir	92	499	14.65	0.7716	3.489
Lake Edku	19	510	2.887	0.9007	2.652

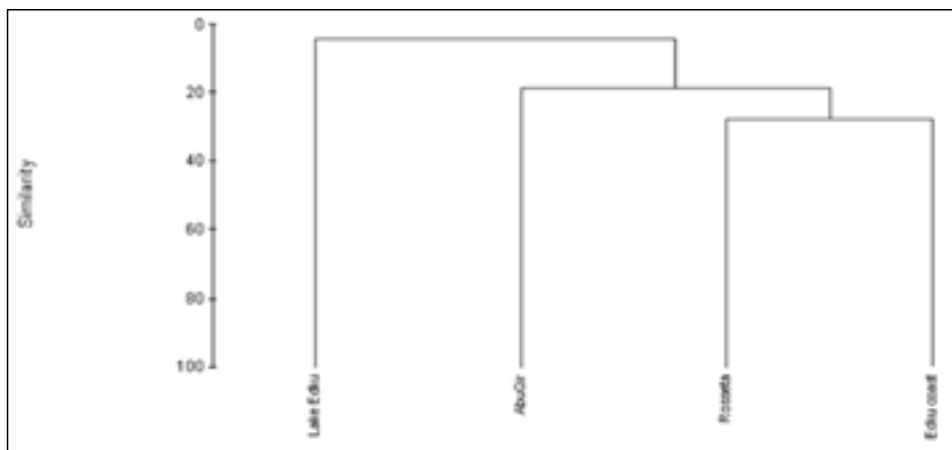


Figure 9. Cluster analysis (Similarity index) of various fish species between different sampling sites.

2. Data Analysis

The results of data analysis of fish communities showed that Abu Qir site had higher values in species richness (14.65) and diversity (3.489) than the other sites, Edku Coast was next in species richness (9.139) and lowest in diversity (1.715) while

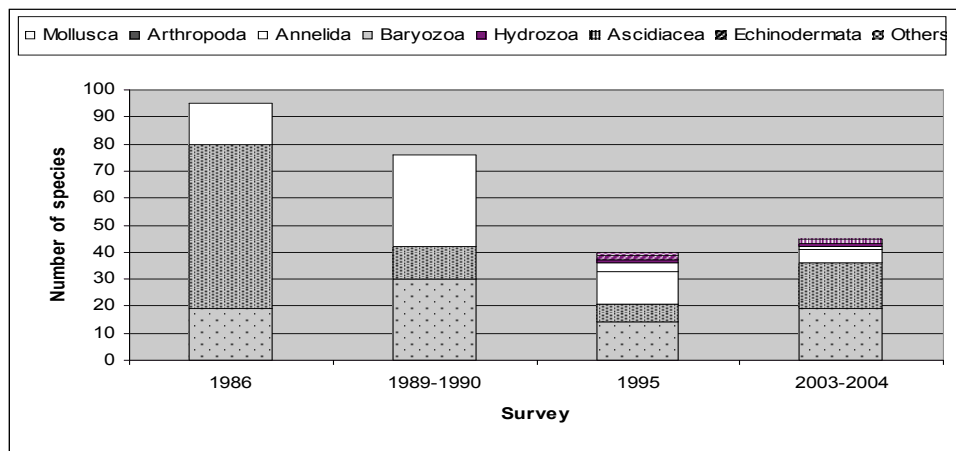


Figure 10. Fluctuation of number of macrobenthic species recorded in some parts of Egyptian Mediterranean coastal zones for different surveyed periods

Lake Edku showed lowest richness (2.887) and medium diversity among the other sites (Table 5). The comparisons of similarity of sampling fish communities showed that the Edku Coast and Rosetta sites had the highest similarity during the whole period of study (33%), Abu Qir site was second (20%) while Lake Edku had less similarity with the others (Figure 9).

DISCUSSION

Urban development and industrialization has accelerated in the Egyptian Mediterranean coastal zone in recent years. The coastal benthic communities in Abu Qir Bay are the most impacted by human activities. These communities are important in the marine ecosystems as refuge for juvenile stages of commercially important species, and they seem to be particularly vulnerable to eutrophication.

The annual average individual density of the benthic community recorded in Abu Qir Bay was 636 individuals/m² weighing 290.89 GFW/m². These values are higher than those recorded in same area by El-Komi (1997).

The distribution of macrobenthic invertebrates showed severe variations from site to site. Sediment characteristics and pollution affected the abundance of benthos. Macrobenthos was limited in the Edku Coast and there was evidence of greater spatial variability, which may be a result of sandy sediment in this area. The above results are in accordance with the finding of Fishar (2005) in Lake Bardaweel (Mediterranean Coastal Lake in Egypt). He stated that a highly negative association was recorded between the sandy bottom and total number of benthic individuals. On the other hand, the most highly populated site (1480 individuals/m²) was Rosetta. This site was characterized by high mud percentages (EIMP, 2001). Similar results were obtained

by Soliman (1994) during 1988. He stated that the average density was 1413 individuals/m². He found the highest population density and the highest diversity index. EIMP (2001) presents the results of monitoring contaminants in the sediment and benthic invertebrate fauna along the Mediterranean Coast of Egypt. The major finding stated that the highest value of mud increased towards east, which resulted from sedimentation process from the Nile as it passes through the Rosetta estuary.

Concerning monthly variations, October was the most favourable month for Annelida and Arthropoda, while July was the least favourable one.

The 45 identified macrobenthic taxa shown in Table 1 include all the species previously identified in the same area by El Komi (1970) and in the North Egyptian coastal zone by El Komi & Beltagi (1997).

Generally, there is a decrease of species diversity with time. The number of macrobenthic species in Abu Qir Bay showed important changes from period to period. In 1986, a survey was carried out by Atta (1991), which showed Arthropoda as the most dominant group in the bay followed by Mollusca and Annelida. In 1989/1990, on the other hand, the Mollusca and Annelida species were more abundant than the Arthropoda. In 1995, a survey was carried out by El Komi (1997), which showed the Mollusca to occupy the first position while Annelida and Arthropoda came secondary. During the present study, the number of Mollusca and Arthropoda species increased while Annelida species decreased (Figure 10).

Eighty four fish species were identified from collections made in the present study at different sampling sites. Marine species were the dominant group in all sampling sites. Halim *et al.* (1995) mentioned that more than 200 fish species were known to occur in the Egyptian waters, of which 50 species contributed to the commercial catch, including several Red Sea immigrant species (Lessepsian migrants). In the present study area new marine immigrant species were recorded, e.g. *Terapon puta* and *Oratosquilla massavensis*, whereas some fresh water fish such as *Oreochromis aureus*, *Oreochromis niloticus* and *Tilapia zilli*, were recorded in the coastal marine water. The presence of fresh water species may reflect the influence of an increase in brackish water flow from the source points in the coastal regions and the aggregation of these fishes in the corresponding limited area (El-Hehyawi, 1984). The marine water of Abu Qir Bay is affected by three main continental discharges, from Lake Edku, the influx of El-Tabia Pumping Station and, occasionally, Nile fresh water flowing from Rosetta Branch (Samaan & Mikhail, 1990). For that reason, catadromous species were found all year round, and the group was second to the marine origin group in terms of density and in terms of number in the Bay.

In conclusion, the area of study has experienced a great pressure from human impacts which cause important alterations in species diversity of fish and benthic macroinvertebrates. Consequently it is highly recommended to establishing a monitoring program for a sustainable coastal zone management of this important area.

REFERENCES

- ATTA M.M. 1991. Rocky shore fauna of Mediterranean Coastline of Alexandria. *J. Egypt. Gr. Soc. Zool.* 5: 211-224.
- EIMP 2001. Annual report of Environmental Data from Coastal waters of the Mediterranean Sea in 2000-2001. *Cairo, Egypt: EEAA.*
- EL KOMI M.M. 1997. Ecological studies on macrobenthos distribution in Abu Qir Bay, Egypt. Proceeding of the 7th International Conference on "Environmental protection is a must". *Alexandria, Egypt*, 341-352.
- EL HAWEET A. 2001. Catch composition and management of daytime management of day-time purse seine (shansholla) fishery at southern Mediterranean Sea coast, Abu Qir Bay, Egypt. *Med. Mar. Sci.* 2(2): 119-126.
- EL HEHYAWI M.L. 1984. Effect of pollution on the fishery ground adjacent to Alexandria. *Bull. Nat. Inst. Oceanogr. & Fish., A.R.E.* 10: 13-23.
- EL KOMI M.M. & BELTAGI A.I. 1997. Distribution of macrobenthos assemblages in the north coast of Egypt. *Bull. Nat. Inst. Oceanogr. & Fish., A.R.E.* 23: 267-293.
- FARAG F.M. 1981. Studies on macrobenthos along the Mediterranean Coast West of Alexandria, Egypt. *M. Sc. Thesis, Mansoura University.*
- FISHAR M.R.A. 2005. Ecology of benthic communities of Lake Bardawil, Egypt. B. Macrobenthos. *J. Aquat. Biol. & Fish.* 9(2): 53-71.
- HALIM Y., MORCOS S., RIZKALLA S. & EL SAYED M. 1995. Effect of Riverine inputs on coastal ecosystems and fisheries resources. *Rome: FAO Fisheries Technical Paper. No. 349.*
- HASSAN A.K. 1974. Studies on bottom Mollusca (Gastropoda and Bivalvia) in Abu Kir Bay. *M. Sc. Thesis, Alexandria University.*
- MARGALEF R. 1958. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: Buzzati-Traverso, Ed. *Perspectives in Marine Biology. Berkeley: University of California Press.*
- PEARSON T.H. & ROSENBERGE R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. A. rev.* 16: 229-311.
- PIELOU E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theoret. Biol.* 13: 131-144.
- SAMAAN A.A. & MIKHAIL S.K. 1990. Distribution of phytoplankton in Abu Qir Bay (Egypt). *Bull. Mat. Inst. Oceanogr. Fish., A.R.E.* 16(1): 65-73.
- SAMAAN A.A., FARAG F.M. & RAMADAN S.E. 1983. Distribution of benthos along the Egyptian Mediterranean Coast. In: *Final report Part II, Hydrobiological Investigations. Academy of Scientific Research and Technology, Institute of Oceanography and Fisheries (Mediterranean Branch):* 188-235.
- SAMAN A.A. & EL KOMI M.M. 1994. Effect of Pollution on the distribution of benthos along western sector of Abu Qir Bay (Egypt). *Bull. High Instit. Publ. Health* 24(2): 339-354.

- SHANNON C.E. & WEAVER W. 1963. The mathematical theory of communication. *Urbana: University of Illinois Press.*
- SOLIMAN A.M. 1994. Biological studies on plankton and benthic fauna in the Rosetta branch of the Nile River. *Ph.D. Thesis, Cairo University.*
- SØRENSEN, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant society based on similarity of the species content and its application to analysis of vegetation on Danish commons. *Bio. Skr.* 5(4): 1-34.
- WARWICK R.M., PEARSON T.H. & RUSWAHYUNI A. 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Mar. Biol.* 95: 193-200.
- WEBER C.I., Ed. 1973. Biological field and laboratory method for measuring the quality of surface waters and effluents. *Cincinnati, Ohio: Environmental monitoring series, Office of Res, and Dev. USEDA.*

Peuplements des algues macrophytes des trottoirs rocheux à vermetes de la côte libanaise

S. Lakkis^{a*} & V. Novel-Lakkis^b

^a Section d'Océanographie, Faculté des Sciences
Université Libanaise, Beyrouth, Liban

^b Laboratoire du Plancton et d'Écologie Marine, NCMS
Batroun, Liban

* Corresponding author: slakkis@ul.edu.lb

*Les trottoirs à vermetes qui sont assez communs sur les côtes de la Méditerranée sont typiques des côtes du Bassin levantin, y compris la côte libanaise. La grande majorité de ces trottoirs est située dans le médiolittoral et exposés à la houle et au déferlement des vagues. Ils constituent un habitat riche en associations d'algues macrophytes et d'invertébrés. Les résultats de nos observations effectuées le long de la côte libanaise en 2003-2004, révèlent une certaine homogénéité dans la composition et la distribution des espèces. Le médiolittoral supérieur est dominé par le mollusque *Vermetus gigas* et l'algue rouge *Laurencia papillosa* accompagnés de plusieurs formes algales telles que *Enteromorpha*, *Cladophora*, *Neogoniolithon notorisii*, *Jania rubens* et *Corallina mediterranea*. Le médiolittoral inférieur est caractérisé par la dominance des genres *Alsidium*, *Corallinum*, *Centroceras*, *Sphacelaria*, et sont accompagnés de plusieurs autres algues. Les assemblages de l'infra-littoral supérieur sont dominés par les mollusques *Vermetus* et *Dendropoma* associés aux espèces *Centroceras clavulatum*, *Alsidium heminthocorium* et *Sphacelaria tribuloides*.*

Mots clés: Méditerranée orientale, macroalgues, biodiversité, zonation, distribution géographique

*Vermetid terraces which are very common in Mediterranean rocky shores are typical formations on the Levantine Basin coast, including Lebanese rocky shores. These terraces are situated in the intertidal zone and exposed to strong swash and breaking waves. They constitute a special habitat rich in algae and invertebrates. The results of investigations carried out at six sites along the coast of Lebanon during 2003-2004, have revealed a certain homogeneity in the composition and distribution of species. The upper medio-littoral zone is characterized by mollusc *Vermetus gigas* and red algae *Laurencia papillosa*, along with several associated species such as *Enteromorpha*, *Cladophora*, *Neogoniolithon notorisii*, *Janiarubens* and *Corallina**

mediterranea. The lower medio-littoral which is always covered with water is characterized by dominant species genera *Alsidium*, *Corallinum*, *Centroceras*, *Sphacelaria*, associated with many other species. Algal assemblages situated in the upper infralittoral are characterized with molluscs *Vermetus* and *Dendropoma* associated with algae *Centroceras clavulatum*, *Alsidium heminthocorium* and *Sphacelaria tribuloides*.

Key words: eastern Mediterranean, macroalgae, biodiversity, zonation, geographic distribution

Introduction	344
Matériel et Méthodes	345
Sites d'échantillonnage et méthodes d'études	345
Caractéristiques des trottoirs à vermetes	345
Résultats	347
Caractéristiques hydrologiques	347
Associations et distribution des peuplements	350
A. Supralittoral	351
B. Médiolittoral (intertidal)	353
Médiolittoral supérieur	354
Médiolittoral inférieur	354
C. Infralittoral supérieur (subtidal)	354
Distribution spatiale	355
Discussion et Conclusion	356
Remerciements	360
Bibliographie	360

INTRODUCTION

Les caractéristiques biologiques des trottoirs à vermetes des côtes libanaises sont peu étudiées. Les recherches préliminaires effectuées sur ces habitats ont montré l'intérêt biologique et l'importance écologique de ces biotopes richement variés en flore et en faune.

Peu de données sont disponibles pour ce qui est de la végétation marine du Bassin levantin (Aleem, 1950, 1993; Rayss, 1954; Papenfuss, 1968; Lipkin, 1972, 1975; Safriel & Ritte, 1986). La flore des côtes levantines serait de type tempéré-chaud; la communauté algale appartient à la province atlanto-méditerranéenne (Giaccone, 1968), avec une certaine affinité tropicale (Por, 1978; Verlaque, 1994; Lakkis & Novel-Lakkis, 2000). Les connaissances sur les algues du littoral libanais (Basson *et al.*, 1976; Lakkis & Novel-Lakkis, 2002) et syrien (Mayhoub, 1976), sont fragmentaires.

Dans ce travail, nous présentons les caractéristiques des associations d'algues macrophytes des trottoirs à vermetes, leur distribution bathymétrique et les variations saisonnières qualitatives et quantitatives des peuplements .

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Sites d'échantillonnage et méthodes d'étude

Six sites ont été choisis le long de la côte libanaise (Figure 1) où les trottoirs typiquement calcaires sont nombreux et richement variés. Les sites sont:

St1. Îles du Palmier, réserve naturelle insulaire, située à 6 km au large d'El-Mina, Tripoli au nord du Liban. Les trottoirs de la côte rocheuse ouest sont larges en mode battu.

St2. Silaata, au nord d'une usine d'engrais chimique; trottoirs en mode calme.

St3. Barbara, secteur à eau de mer propre; trottoirs larges et nombreux en mode battu.

St4. Byblos, 30 km au nord de Beyrouth; quelques emissaires urbains se jettent sur la côte rocheuse avec des terrasses rocheuses fragmentées et en mode battu.

St5. Damour, 20 km au sud de Beyrouth; les eaux côtières sont affectées par les déversements d'eau amenées par une rivière locale; trottoirs larges en mode battu.

St6. Nakoura, sud du Liban; côte rocheuse avec eau propre loin des zones d'épandage; trottoirs larges et fragmentés en modes calme et battu.

Les observations et les collections d'algues ont été effectuées en 2003 et 2004 à raison de 2 fois par an (avril-mai et juillet-août). Les collections ont été faites en utilisant un quadrat métallique carré de 0,06 m² de surface, suivant la méthode phyto-sociologique de Molinier (1960). Les mesures de la température, salinité, oxygène dissous et pH ont été effectués *in situ* respectivement au moyen d'un salinomètre, oxymètre et pH-mètre portables. Des échantillons d'eau ont été prélevés pour l'analyse des nitrates, de l'ammoniaque et des phosphates. Dans le supra et médiolittoral, le ramassage des algues est fait directement, alors que dans l'infra-littoral la collecte est effectuée en plongée. Les échantillons sont nettoyés des animaux invertébrés et des grains de sable puis pesés pour estimer le poids frais rapporté en g/m². Des spécimens de chaque espèce sont conservés dans une solution formolée à 5%, neutralisée au borax pour leur identification ultérieure. Les analyses chimiques ont été élaborées suivant les méthodes de Strickland & Parsons (1972). L'indice de diversité taxonomique (D) est calculé suivant la relation de Piélu (1975): $D = S - 1 / \log B$, où S est le nombre d'espèces trouvées dans un quadrat et B est la biomasse. L'analyse de la classification hiérarchique (clustering) des sites, est basée sur le coefficient de similitude entre les espèces dans chaque site. Le dendrogramme obtenu définira les groupements de sites qui ont des caractéristiques communes, notamment présence-absence des espèces et la biomasse algale.

Caractéristiques des trottoirs à vermetes

La côte du Liban qui s'étend sur 220 km est rocheuse dans sa majorité (75%), tandis que les plages et criques sableuses ne dépassent pas les 10%. Les côtes rocheuses sont constituées par une roche calcaire dolomitique du Cénomanien (Crétacé inférieur), alors que d'autres plus au nord, sont plutôt formées dans le Miocène.

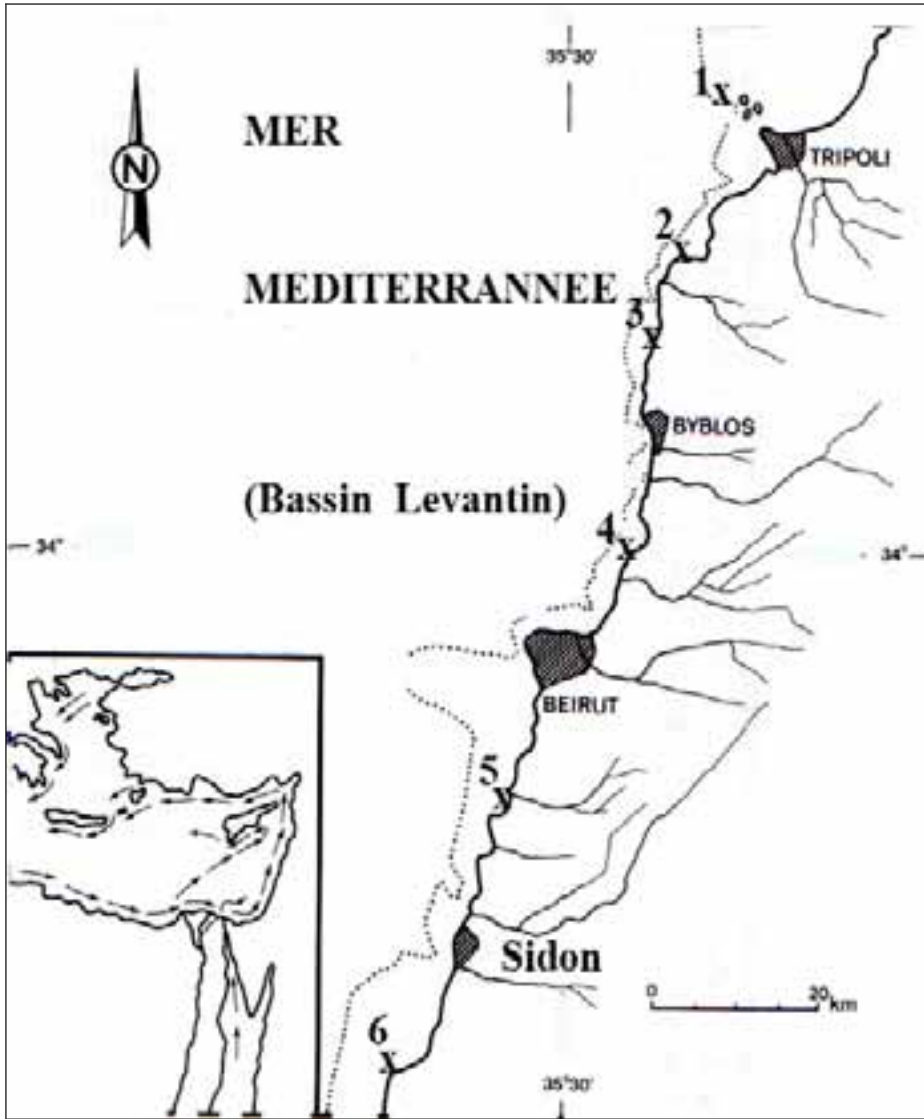


Figure 1. Localisation géographique des sites d'échantillonnage des algues macrophytes sur les trottoirs à vermet le long de la côte libanaise en 2003-2004.

La zonation de ces roches calcaires est similaire à celle trouvée en Méditerranée occidentale, montrant les caractéristiques suivantes: une zone des lapiés et des mares à encorbellement à l'étage supralittoral supérieur qui reçoit des embruns de mer, une zone de falaises émergée où pullulent des littorines et des isopodes (*Ligia italica*), et le trottoir à vermet.

Le trottoir est l'élément le plus visible et le plus typique de la côte rocheuse du Liban. Ce terme a été utilisé en Méditerranée occidentale pour désigner un encorbellement construit sur 0,50-1 m par des algues calcaires, notamment *Lithophyllum*

tortuosum. Au Liban où le marnage est faible et le calcaire affleure plus que le grès, l'érosion de l'eau de mer façonne alors une plateforme qui par sa forme évoque tout à fait un trottoir (Sanlaville, 1977). Généralement le trottoir est horizontal ou à très faible déclivité; il est situé juste au-dessus du niveau de la mer, si bien que lorsque la mer est calme, il émerge entièrement (Figure 2A et B).

Lorsque la houle est forte, le trottoir rocheux est sans cesse balayé par les déferlements des vagues et le ressac (swash). La roche calcaire des terrasses est toujours soumise au processus d'érosion et à l'installation d'une corniche à vermet. L'érosion mécanique de la roche calcaire par l'eau de mer chargée de sable et de galets favorise ce phénomène dans la roche tendre, qui évolue en trottoir. Le trottoir est plus étroit sur la côte rocheuse calcaire que dans la roche gréseuse; sa largeur peut varier de 0,75 à 10 m.

En mode calme, la partie calcaire du trottoir est parfaitement horizontale ou avec une faible inclinaison vers la mer. La zone des mares et des lapiés est très développée, les embruns par mer forte peuvent arriver jusqu'à 10-15 m sur la falaise, là où le supralittoral est riche en algues cyanophycées et en littorines. Le trottoir se trouve à 10-15 cm au-dessus du niveau de l'eau et n'est immergé que par haute marée et par haute mer durant la basse pression atmosphérique. La zone externe du trottoir forme un bourrelet, sorte de crête algale surélevée de 10-25 cm où les vermet ont construit un revêtement épais continu de 30-50 cm de largeur riches en algues mélobésiées. On distingue aussi des petites formations semi-circulaires, sorte de mares en balconnets toujours remplis d'eau de mer. Du côté interne du trottoir en mode battu, on observe parfois une série de vasques inclinées vers l'intérieur, colonisées souvent par des algues, des patelles et des vermet du genre *Dendropoma* et couverts de *Chtamalus*. Le trottoir est toujours couvert d'une mince pellicule d'eau, sauf en fin d'été, période de sécheresse lorsque les algues périssent en blanchissant. Des cuvettes existent souvent sur la plateforme du trottoir ou sur le bord externe; elles sont parfois profondes et garnies d'un revêtement algal de l'étage infralittoral. On distingue dans quelques secteurs des mares de plusieurs mètres carrés de surface et de 1-2 m de profondeur; sur les parois et sur le fond poussent des algues au milieu desquelles vivent des gastéropodes, oursins, poissons, etc.

L'encorbellement est une formation due à l'érosion, surtout sur le bord des trottoirs (Figure 2C). Il est plus important dans les trottoirs étroits en mode calme et absent dans les trottoirs larges et en mode battu. Dans quelques secteurs de la côte on rencontre parfois une sorte d'un double trottoir (Figure 2B), le supérieur étant toujours plus large que l'inférieur et de couleur foncée due à une couverture algale de cyanophycées, sur les bordures se trouvent quelques chtamales et littorines.

RÉSULTATS

Caractéristiques hydrologiques

Le cycle thermique comprend deux phases annuelles séparées par une courte phase printanière. La phase hivernale froide (décembre-mars) est caractérisée par une homo-



Figure 2. A) trottoirs en mode battu au site St6 montrant l'abondance de *Centroceras clavatum*; B) double trottoirs en mode battu au niveau de St6; les algues sur trottoir supérieur sont desséchées par exposition au soleil (août 2003); C) trottoirs à vermetes en mode battu au site St4 montrant les encoorbements riches en corallines, entéromorphes et ulves (avril 2003).

thermie verticale de la colonne d'eau et un mélange des masses d'eau avec remontée d'eau profonde. Durant cette phase on assiste à un refroidissement de l'eau en surface (min 16-17 °C). La salinité faible sur les côtes ($S < 39\text{‰}$) devient légèrement plus élevée au large (autour de 39,25‰) (Figure 3).

La houle est grande et les courants de surface sont assez forts, surtout en février (50 cm/s). La phase estivale longue (juin-novembre) est caractérisée par une température d'eau de surface élevée (max 30 °C) et par un climat chaud et humide sur la côte. La thermocline s'installe en juin accompagnée d'une stratification des couches d'eau et l'évaporation intense fait augmenter la salinité au large qui atteint une valeur maximale de 39,75‰ en août et septembre. Durant la phase printanière (avril et mai), les conditions hydro-climatiques montrant une température et salinité modérées et un climat doux, sont favorables au développement des algues sur les trottoirs. Les données hydro-biologiques sont rassemblées dans le Tableau 1.

L'oxygène dissous en surface subit des variations saisonnières en fonction de la température de l'eau de mer. Durant la période froide hivernale les valeurs de l'oxygène dissous sont voisines de la saturation suite au brassage des masses d'eau froide. Par contre en été avec le réchauffement de l'eau en surface et l'évaporation intense augmentant ainsi la salinité, on note une baisse de l'oxygène dissous au dessous de 6 ml/l. Une relation inverse existe toujours entre la température de l'eau et la saturation en oxygène dissous. Les variations de la concentration en oxygène dissous entre les sites ne sont pas très significatives. On note toutefois qu'à la station St2, les valeurs de l'oxygène dissous sont légèrement inférieures par rapport aux autres sites. Peut être ceci est dû au rejet d'eau usée et de refroidissement de l'usine d'engrais chimique de Silaata.

La biomasse algale montre des variations saisonnières importantes ainsi qu'entre les sites. En avril-mai on note un maximum d'abondance des algues, qui continue

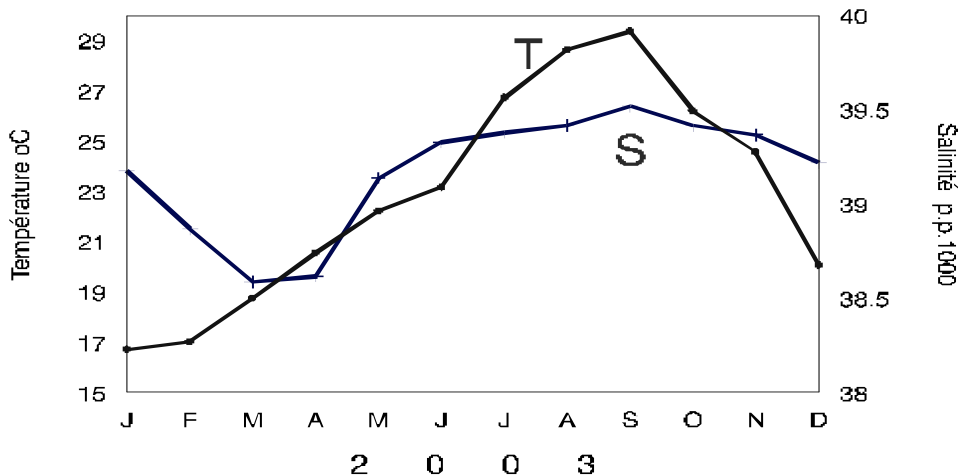


Figure 3. Variations mensuelles de la température (T) et la salinité (S) de l'eau de mer aux sites étudiées durant 2003 (from Lakkis, 1997b).

jusqu' à la fin de l'été. La biomasse commence à décliner à partir de septembre pour chuter au minimum en hiver. Le site St1 est la plus riche aussi bien en biomasse algale qu'en diversité, suivi successivement de St3, St6, St4 et St5.

Le site St2, touché par la pollution industrielle chimique, reste toujours le plus pauvre en biomasse algale ainsi qu'en diversité, et ceci à cause des rejets industriels de l'usine. Par ailleurs la concentration en nitrates est presque 10 fois plus grande en St2 (3,45 μM) que dans les autres sites. Il en est de même pour les phosphates (1,22 μM). L'ammoniaque aussi est la plus importante en St2 par rapport aux autres sites (6,52 μM).

Associations et distribution des peuplements

Les trottoirs à vermetes de la côte libanaise sont situés en majorité dans le médiolittoral, et sont plus développés dans le niveau inférieur. Dans quelques secteurs on voit une partie des trottoirs plonger dans l'infralittoral supérieur. Mais jamais les trottoirs ne touchent pas le supralittoral et ne descendent pas à l'infralittoral inférieur.

La flore marine de la côte libanaise, comme toute la région du Bassin levantin, est relativement pauvre en biomasse mais la diversité taxonomique est assez élevée (Lakkis & Novel-Lakkis, 2000). Au total 243 taxa ont été trouvés comprenant: 25 Cyanophy-

Tableau 1. Caractéristiques hydro-biologiques aux 6 sites de trottoirs à vermetes le long de la côte libanaise durant 2003-2004.

Sites	St1	St2	St3	St4	St5	St6
Température °C (Écart)	16,50- 29,65	17,02- 29,33	16,87- 30,01	16,75- 29,65	17,09- 29,93	16,99- 30,12
Salinité ‰ (Écart)	38,72- 39,59	38,84- 39,63	38,96- 39,57	39,05- 39,71	38,95- 39,62	38,78- 39,55
Oxyg.diss. ml/l (Écart)	6,95-5,92	6,84-5,32	7,08-5,72	7,058-5,82	7,11-5,91	7,14-5,95
Nb. d'espèces ± SD	62 ± 13	41 ± 15	58 ± 12	56 ± 17	47 ± 17	59 ± 17
Biomasse (g/m ²) ± SD	1600 ± 400	850 ± 250	1350 ± 450	1250 ± 450	1100 ± 350	1400 ± 420
Indice Diversité ± SD	2,26 ± 1,86	1,23 ± 0,87	2,15 ± 1,94	1,40 ± 1,22	2,12 ± 1,85	2,27 ± 1,97
Nitrates (μM) ± SD	0,71 ± 0,11	3,45 ± 1,22	0,65 ± 0,13	0,43 ± 0,11	0,54 ± 0,11	0,52 ± 0,18
Phosphates (μM) ± SD	0,08 ± 0,04	1,22 ± 0,32	0,11 ± 0,05	0,12 ± 0,03	0,08 ± 0,03	0,10 ± 0,08
Ammoniaque (μM) ± SD	1,91 ± 0,22	6,52 ± 2,34	1,27 ± 0,54	1,47 ± 0,54	1,22 ± 0,27	1,12 ± 0,32

tes, 58 Chlorophytes, 29 Phaeophytes, 127 Rhodophytes, 3 Phanérogammes et 1 Xanthophyte. Les Monocotyledones sont représentés par *Halophyla stipulacea*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii*. *Vaucheria* spp. est la seule représentante des Xanthophycés.

L'étude des associations algales des trottoirs a permis d'identifier environ 80 espèces dans tous les sites, comprenant 6 Cyanophycés, 23 Chlorophycés, 17 Phéophycés et 34 Rhodophycés. Les distributions bathymétriques et par site des espèces sont données au Tableau 2. La couverture des espèces dans tous les sites est plus grande dans l'infra littoral supérieur, ainsi que la diversité taxonomique. Les algues rouges sont très rares dans le médiolittoral, par contre elles sont dominantes dans l'infra littoral. Il en est de même des algues brunes qui ne peuvent pas vivre hors de l'eau comme c'est le cas pour des algues vertes et les cyanophycés.

A. Supralittoral

Les trottoirs à vermetes se trouvent uniquement dans le médiolittoral, le supralittoral est rarement touché par la houle, sauf par les embruns durant une haute mer houleuse. Il est caractérisé par la présence de quelques espèces (13) très tolérantes aux va-

Tableau 2. Distribution bathymétrique et par sites des espèces rencontrées sur les trottoirs à vermetes. -: espèces absente; X: couverture 1-30%; XX: couverture 31-60%; XXX: couverture > 60%.

Espèce/Zones/Sites	Medio Sup.	Medio Inf.	Infra Sup.	St1	St2	St3	St4	St5	St6
CYANOPHYCEAE									
1- <i>Brachitrichia balani</i>	xx	x	x	xx	x	xx	xx	xx	xx
2- <i>Calothrix aeruginosa</i>	xx	x	x	xx	—	xx	x	xx	xx
3- <i>Lymnobia confervoides</i>	xx	x	x	x	x	xx	xx	xx	xx
4- <i>Lymnobia aestuarii</i>	xx	x	x	—	x	x	xx	xx	x
5- <i>Oscillatoria nigroviridis</i>	xx	—	x	x	x	x	—	—	—
6- <i>Rivularia atra</i>	—	x	xx	—	—	x	x	xx	x
CHLOROPHYCEAE									
7- <i>Acetabularia moebii</i>	—	x	xxx	xx	xx	xx	xx	xxx	xxx
8- <i>Acetabularia mediterranea</i>	x	x	xxx	x	—	xx	xx	xx	xx
9- <i>Anadiomene stellata</i>	xx	x	x	x	x	xx	x	xx	xx
10- <i>Bryopsis hypnoides</i>	—	x	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
11- <i>Bryopsis mucosa</i>	—	xx	xxx	—	—	—	xxx	xxx	xxx
12- <i>Bryopsis pennata</i>	—	xx	xxx	x	x	—	—	—	xxx
13- <i>Bryopsis plumosa</i>	—	xx	xxx	xx	x	xxx	xxx	xxx	xxx
14- <i>Chaetomorpha aerea</i>	xxx	xx	—	—	—	x	xx	xxx	x
15- <i>Cladophora pellucida</i>	—	xx	xxx	—	—	—	x	xxx	—
16- <i>Cladophora prolifera</i>	—	x	xxx	—	—	x	x	xxx	x

Èspèce/Zones/Sites	Medio Sup.	Medio Inf.	Infra Sup.	St1	St2	St3	St4	St5	St6
17- <i>Cladophora</i> spp.	xx	x	x	—	x	—	—	xx	—
18- <i>Codium vermilaria</i>	xx	xx	xx	x	x	xx	xx	—	xx
19- <i>Dasycladus vermicularis</i>	—	x	xxx	x	x	xx	xx	—	x
20- <i>Derbesia tenuissima</i>	—	x	xx	—	—	xx	—	x	xx
21- <i>Enteromorpha arragoensis</i>	xxx	x	—	—	x	x	xxx	x	xx
22- <i>Enteromorpha flexuosa</i>	xxx	x	—	—	x	x	xxx	x	xx
23- <i>Giffordia mitchellae</i>	—	x	xx	x	—	—	—	—	xx
24- <i>Udotea patiolata</i>	—	x	xxx	xx	x	xxx	xx	xxx	xx
25- <i>Ulva rigida</i>	xx	xx	—	—	x	x	xx	xx	xx
26- <i>Ulva rotundata</i>	xx	xx	—	—	—	—	—	xx	x
27- <i>Ulvella lens</i>	xx	xx	xx	x	x	xx	xx	xx	x
28- <i>Valonia utricularis</i>	xx	xx	xx	xx	x	xx	x	xx	xx
PHAEOPHYCEAEA									
29- <i>Colpomenia sinuosa</i>	—	xx	xx	xx	x	xx	x	—	xx
30- <i>Cystoseira amentacea</i>	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
31- <i>Cystoseira ercegovicii</i>	—	xx	x	xx	x	xx	—	—	xx
32- <i>Cystoseira fimbriata</i>	—	xx	xx	xx	x	xx	x	x	xx
33- <i>Cystoseira</i> spp.	—	xx	x	x	—	xx	xx	—	xx
34- <i>Dictyota dicotoma</i>	xx	xx	xx	xx	x	xx	x	x	xx
35- <i>Dilophus fasciola</i>	—	xx	xx	xx	—	xx	—	—	xx
36- <i>Hydroclathrus clathratus</i>	x	xx	xx	xx	x	xx	—	—	xx
37- <i>Padina pavonica</i>	—	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
38- <i>Ralfsia verrucosa</i>	—	x	xx	—	—	xx	—	—	xx
39- <i>Sargassum vulgare</i>	—	x	xx	x	xx	xx	x	—	xx
40- <i>Siphonocladus pusillus</i>	—	x	xx	xx	—	xx	—	—	xx
41- <i>Sphacelaria furcigera</i>	—	xx	xx	xx	—	xx	x	x	xx
42- <i>Sphacelaria tribuloides</i>	—	xx	xx	xx	—	xx	x	—	xx
43- <i>Stipocaulon scoparium</i>	—	—	xx	xx	x	xx	x	—	xx
44- <i>Stypodium shimperi</i>	—	—	xx	xx	x	xx	xx	—	xx
45- <i>Taonia atomaria</i>	—	x	xx	x	x	xx	x	x	xx
RHODOPHYCEAE									
46- <i>Acanthophora delilei</i>	—	xx	xx	xx	x	xx	x	—	xx
47- <i>Acrochaetium savianum</i>	—	xx	xx	xx	—	xx	x	x	xx
48- <i>Alsidium corallinum</i>	—	xx	xx	x	x	x	xx	—	x
49- <i>Amphiroa rigida</i>	—	—	xx	xx	x	xx	xx	x	xx
50- <i>Bangia fucopurpurea</i>	xxx	xx	x	xxx	x	xxx	xx	x	xx
51- <i>Centroceras clavatum</i>	x	xx	—	xx	—	xx	—	x	xx
52- <i>Ceramium ciliatum</i>	—	xx	xx	xx	xx	xx	xx	x	xx

Espèce/Zones/Sites	Medio Sup.	Medio Inf.	Infra Sup.	St1	St2	St3	St4	St5	St6
53- <i>Ceramium diaphanum</i>	—	xx	xx	xx	xx	xx	xx	x	xx
54- <i>Corallina granifera</i>	x	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
55- <i>Corallina mediterranea</i>	xx	xxx	xx	xx	x	xx	xx	x	xx
56- <i>Falkenbergia hildenbrandi</i>	x	xx	x	x	—	xx	x	x	xx
57- <i>Fosliella farinosa</i>	—	x	xx	x	—	xx	x	—	xx
58- <i>Gelidium crinale</i>	x	xx	xxx	xxx	x	xxx	xx	x	xxx
59- <i>Gelidium pectinatum</i>	x	xx	x	x	—	xx	x	—	xx
60- <i>Gelidium pulchellum</i>	x	xx	xx	—	—	xx	xx	—	xx
61- <i>Herposiphonia secunda</i>	—	xx	xx	xx	x	xx	x	x	xx
62- <i>Hypnea cervicornis</i>	—	xx	xx	xx	x	xx	xx	xx	xx
63- <i>Hypnea hamulosa</i>	—	xx	xx	xx	x	xx	x	x	x
64- <i>Hypnea musciformis</i>	—	xx	x	xx	xx	xx	xx	xx	xx
65- <i>Jania rubens</i>	x	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
66- <i>Laurencia papillosa</i>	x	xxx	x	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
67- <i>Laurencia pinnatifida</i>	x	xxx	x	xxx	xxx	xxx	xxx	—	xx
68- <i>Laurencia obtusa</i>	x	xxx	x	xxx	xx	xx	xx	—	xx
69- <i>Liagora farinosa</i>	—	—	xxx	xxx	xx	xxx	xx	x	xxx
70- <i>Lithophyllum incrustans</i>	—	xx	x	xx	xx	xx	xx	x	xx
71- <i>Lophocladia lallemandii</i>	—	—	xxx	xx	xx	xxx	xx	x	xxx
72- <i>Nemalion helmintoides</i>	xxx	xx	—	xxx	xx	xxx	xxx	xx	xxx
73- <i>Porphyra leucostica</i>	xxx	x	—	xxx	x	xxx	xx	x	xxx
74- <i>Neogoniolithon notarisii</i>	x	xxx	x	xxx	x	xxx	xx	x	xxx
75- <i>Polysiphonia denudata</i>	xx	x	xx	xx	x	xx	x	x	xx
76- <i>Polysiphonia sertularoides</i>	xxx	xx	x	xx	xx	xxx	xx	—	xxx
77- <i>Polysiphonia tenerrima</i>	xxx	xx	x	xxx	x	xxx	x	x	xxx
78- <i>Polysiphonia ferulacea</i>	—	xx	xx	xx	xx	xx	xx	x	xx
79- <i>Ritiphlaea tinctoria</i>	—	x	xx	xx	x	xx	x	x	xx
80- <i>Spyridia filamentosa</i>	—	x	xx	xx	x	xx	x	x	xx

riations des facteurs écologiques, tels que l'humectation, exondation et le déversement d'eau douce et de polluants variés de la terre ferme. Les Cyanophycés et les Diatomées benthiques dominent dans le supralittoral, en association avec les invertébrés tels que: *Littorina punctata*, *Chtamalus stellatus* et *Ligia italica*.

B. Médiolittoral (intertidal)

Les conditions écologiques variables prévalant dans cette zone intertidale sont dues aux changements du niveau de l'eau entre la submersion et l'exondation. Le nombre total d'espèces rencontrées dans le médiolittoral sur toute la côte s'élève à 150, dont

73 dans les biotopes des trottoirs à vermet.

Médiolittoral supérieur

Dans cette zone abondent les espèces supportent la sécheresse et l'exondation. Deux associations algales ont été identifiées totalisant 29 espèces dont 5 Cyanophycés, 10 Chlorophycés et 2 Phaeophycés (*Fucophyceae*) réparties comme suit:

a) Association à *Porphyra-Enteromorpha compressa*.

Espèces dominantes: *Porphyra leucostica*, *Bangia fucopurpurea*, *Enteromorpha fluxuosa*, *E. compressa*, *E. Aragoensis* et *Chaetomorpha aerea*.

Espèces accompagnatrices: *Anabena* sp., *Oscillatoria nigroviridis*, *Lyngbia confervoides*, *L. aestuarii*, *Brachitrichia balani*, *Calothrix aerugina* et *Anadiomene stellata*.

Parmi les animaux dominants on trouve: *Patella* spp. et *Melaraphe punctata*.

b) Association à *Nemalion-Polysiphonia*.

Espèces dominantes: *Nemalion helmintoides*, *Polysiphonia sertularoides*, *P. tenerrima* et *Calothrix aerugina*.

Espèces accompagnatrices: *Cladophora* spp., *Chaetomorpha aerea*, *Codium vermilaria*, *Ulva rigida*, *U. rotundata*, *Ulvella lens*, *Valonia utricularis*, *Dictyota dicotoma*, *Cystoseira amentacea* et *C. ercegovicii*.

Les animaux dominants sont: *Patella* spp., *Melaraphe punctata*, *Chtamalus stellatus* et *Brachiodontes* spp.

Médiolittoral inférieur

Cette zone qui caractérise typiquement les trottoirs à vermet, est occasionnellement soumise à l'exondation; les algues sont moins tolérantes à la sécheresse. deux associations caractérisent le médiolittoral inférieur comprenant 73 espèces dont 5 Cyanophycés, 22 Chlorophycés, 15 Phaeophycés et 31 Rhodophycés, réparties comme suit:

a) Association à espèces photophiles des plate-formes à vermet.

Espèces dominantes: *Neogoniolithon notarisi*, *Laurencia papillosa*, *Cladophora* spp., *Enteromorpha* spp. et *Jania rubens*.

Espèces accompagnatrices: *Hydroclathrus clathratus*, *Gelidium pulchellum*, *Cystoseira* spp., *Corallina granifera*, *C. mediterranea*, *Ceramium ciliatum*, *C. diaphanum*, *Spyridia filamentosa*, *Alsidium corallinum* et *Sphacilaria furcigera*.

Parmi les animaux dominants nous avons: *Patella* spp., *Vermetus triqueter*, *V. gigas*, *Chtamalus stellatus* et *Balanus* spp.

b) Association à *Laurencia papillosa*.

Espèces caractéristiques: *Laurencia papillosa*, *L. pinnatifida*, *L. obtusa*, *Jania rubens*, *Cladophora* spp., *Neogoniolithon notarisi*, *Jania rubens* et *Corallina mediterranea*.

Espèces accompagnatrices: *Gelidium crinale*, *G. pectinatum*, *Cystoseira fimbriata*, *Padina pavonica*, *Neogoniolithon notarisi*, *Dictyota*, *Dilophus fasciola*, *Hypnea musciformis*, *Colpomenia sinuosa*, *Falkenbergia hildenbrandii*, *Lithophyllum incrustans*, *Sphacilaria furcigera*, *S. tribuloides*, *Acrochaetium savianum*, *Spyridia filamentosa* et *Herposiphonia secunda*.

C. Infralittoral supérieur (subtidal)

Ce niveau qui est toujours immergé, est la zone la plus riche aussi bien en diversité

qu'en biomasse. Les conditions écologiques prévalant dans l'infralittoral sont presque constantes et les associations algales sont plus stables. Parfois les espèces qui vivent dans le médiolittoral se trouvent aussi dans l'infralittoral, sans qu'il y ait une limite nette soit mise en évidence entre ces deux zones à cause des changements du niveau de l'eau. La présence de quelques espèces caractéristiques de l'infralittoral, telle que *Sargassum vulgare* et *Cystoseira* spp., peut toutefois permettre de distinguer la limite entre le médiolittoral et l'infralittoral. Les trottoirs à vermetes sont présents uniquement dans l'infralittoral supérieur.

Dans l'infralittoral 73 espèces dont 5 Cyanophycés, 22 Chlorophycés, 15 Phaeophycés et 31 Rhodophycés. Deux assemblages peuvent être identifiées:

a) Assemblage à *Jania-Bryopsis-Liagora*.

Espèces caractéristiques: *Jania rubens*, *Bryopsis mucosa*, *B. hypnoides*, *Liagora farinosa*, *Anadiomene stellata*, *Lophocladia lallemandii*, *Hydroclathrus clathrus*, *Sargassum vulgare*, *Bryopsis* spp. et *Corallina elongata*.

Espèces accompagnatrices: *Cladophora pellucida*, *C. prolifera*, *Dasycladus vermicularis*, *Derbesia tenuissima*, *Colpomenia sinuosa*, *Padina pavonica*, *Bryopsis plumosa*, *B. pennata*, *Dilophus fasciola*, *Lithophyllum incrustans*, *Taonia atomaria*, *Styopodium shimperi*, *Stipocaulon scoparium*, *Acrochaetium savianum*, *Acanthophora delilei*, *Fosliella farinosa*, *Amphiroa rigida*, *Polysiphonia denudata*, *Hypnea hamulosa* et *H. cervicornis*.

b) Assemblage à *Jania-Padina-Dasycladus* (Environnement calme photophile).

Espèces dominantes: *Jania rubens*, *Padina pavonica*, *Udotea patiolata* et *Dasycladus vermicularis*.

Espèces accompagnatrices: *Bryopsis pennata*, *B. hypnoides*, *Derbesia tenuissima*, *Ralfsia verrucosa*, *Rivularia atra*, *Giffordia mitchellae*, *Padina pavonica*, *Styopodium*, *Dilophus*, *Sargassum vulgare*, *Polysiphonia ferulacea*, *Cystoseira*, *Acanthophora delilei*, *Ritipilea tinctoria*, *Asparagopsis taxiformis*, *Acetabularia mediterranea* et *A. moebii*.

Distribution spatiale

Les distributions qualitative et quantitative des algues aux sites St1, St3 et St6 sont assez semblables, ces sites ayant des critères hydrologiques et écologiques communs. Il en est de même pour St4 et St5. Le site St2 montrant des caractéristiques hydrologiques et physico-chimiques différentes des autres sites, est plus pauvre en biomasse et en diversité (850; 41). Ceci est confirmé par l'analyse de la classification hiérarchique, basée sur les matrices d'abondance dans chaque site et sur les coefficients de similitude entre les espèces. Le dendrogramme obtenu (Figure 4) montre la formation de 3 groupements de sites: groupe I (St1, St5, St6); groupe II (St3, St4) et groupe III (St2). Le site St1 est le plus riche en espèce et en biomasse (62,1600), suivi successivement de St3, St6, St4, St5, St2 étant le plus pauvre (Figure 5). De tous les groupes d'algues vivant sur les trottoirs, les rouges sont les plus importantes suivies des algues vertes puis les algues brunes. Les algues bleues sont les moins importantes aussi bien en nombre d'espèces qu'en abondance (Figure 6).

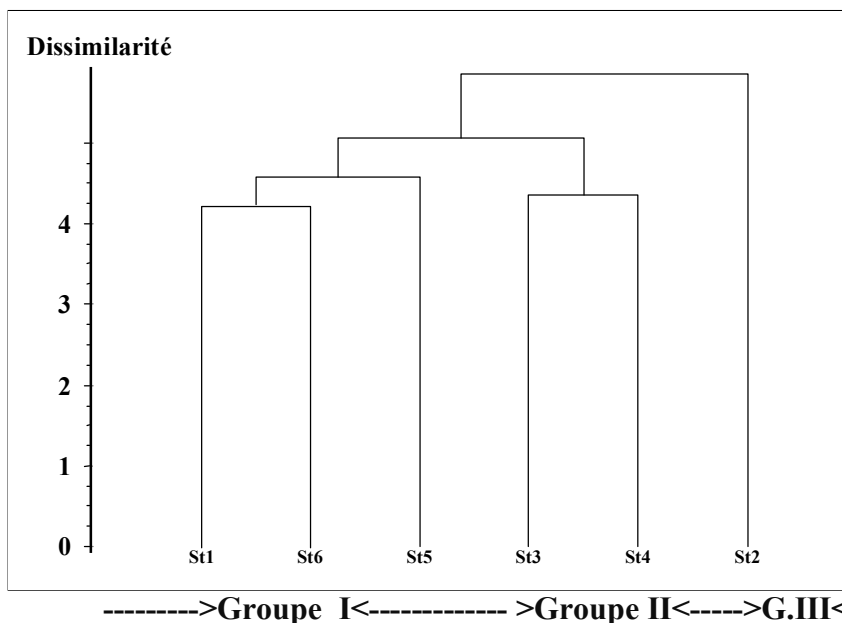


Figure 4. Dendrogramme de la classification hiérarchique appliquée aux 6 sites d'échantillonnage.

La distribution spatiale des espèces dans l'habitat des trottoirs à vermetes est presque semblable. La station St2, au voisinage du complexe industriel d'engrais chimiques est influencée par les concentrations très fortes de l'eau de mer en nitrates et phosphates, ce qui affecte la distribution des algues présentes et perturbe le développement de plusieurs espèces.

Les distributions saisonnières des populations algales sont marquées par une poussée printanière en avril-mai et un développement estival. Au printemps et en hiver on ne distingue sur les trottoirs que les algues blanchies et desséchées. Les thalles commencent à pousser en mars pour se développer en avril-mai et atteindre un maximum d'abondance en mai-juin-juillet. On observe toujours une relation inverse entre la biomasse algale et la diversité taxonomique (Figure 7).

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

La composition et la distribution verticale des algues macrophytes des eaux libanaises sont plus ou moins semblables à celles de la Méditerranée occidentale; elles présentent la même bionomie benthique (Pérès, 1967). Cependant l'abondance et la biomasse algales sont plus importantes dans le Bassin occidental. Par ailleurs, plusieurs espèces considérées comme introduites et d'origine Indo-Pacifique sont confinées uniquement au Bassin levantin.

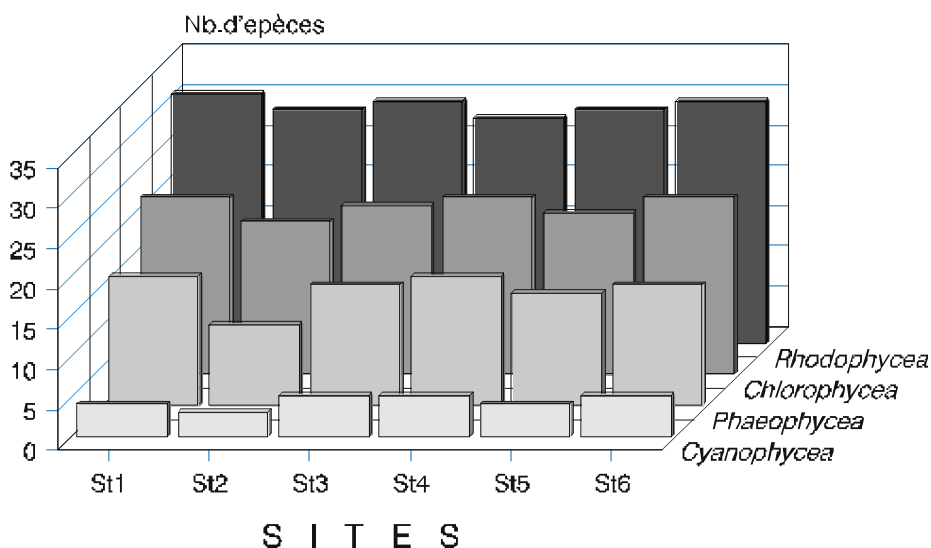


Figure 5. Distribution du nombre d'espèces des différents groupes d'algues vertes (Chlorophyceae), brunes (Phaeophyceae), rouges (Rhodophyceae) et bleues (Cyanophyceae) dans les six sites étudiés.

Sur 243 espèces macrophytes recensées sur la côte libanaise, 80 sont identifiées dans les biotopes des trottoirs à vermetes. Le site St1 dans les îles du Palmier est le plus riche aussi bien en nombre d'espèces qu'en biomasse; suivi des sites St3 et St6 situés sur des côtes propres loin des sources de pollution. La station St2, au voisinage de l'usine d'engrais chimiques de Silaata est la plus pauvre, car l'eau est fortement polluée par des rejets industriels, chargés d'excès de nitrates et de phosphates, qui déversent directement sur la côte. Il est admis que les concentrations très élevées en nitrates et phosphates limitent le développement naturel des algues (Basson *et al.*, 1976).

Parmi les formes lessepsiennes, introduites en Méditerranée orientale, plusieurs espèces d'algues d'origine indo-pacifique sont ainsi arrivées dans le Bassin levantin (Mayhoub, 1976; Por, 1978; Lakkis, 1997a, b), où elles se sont bien adaptées et ont formé des populations plus importantes que d'autres espèces locales ou endémiques. Parmi ces espèces introduites, quelques unes sont invasives telles que: *Acanthophora delilei*, *Asparagopsis taxiformis*, *Hypnea hamulosa*, *H. cornuta*, *Liagora farinosa*, *Lophocladia lallemandii* et *Styopodium shimperi*. Cette dernière est devenue tellement abondante qu'elle commence à dominer d'autres espèces autochtones et occuper des espaces importantes dans l'écosystème côtier (Mayhoub & Billard, 1991; Verlaque & Boudouresque, 1991; Lakkis *et al.*, 1996; Bitar *et al.*, 2000). D'autres espèces exotiques telles que: *Acetabularia parvula*, *Caulerpa scalpelliformis*, *C. mexicana*, *C. racemosa* continuent à devenir plus abondantes en augmentant la diversité de la flore autochtone. Le phanérogamme *Halophila stipulacea* est aussi une espèce tropicale introduite de la mer Rouge qui s'ajoute aux deux autres formes locales: *Cymodocea nodosa* et *Zostera noltii*. Quelques unes de ces espèces introduites dans la Méditerranée orientale, commencent à envahir également le Bassin occidental (Verlaque, 1994).

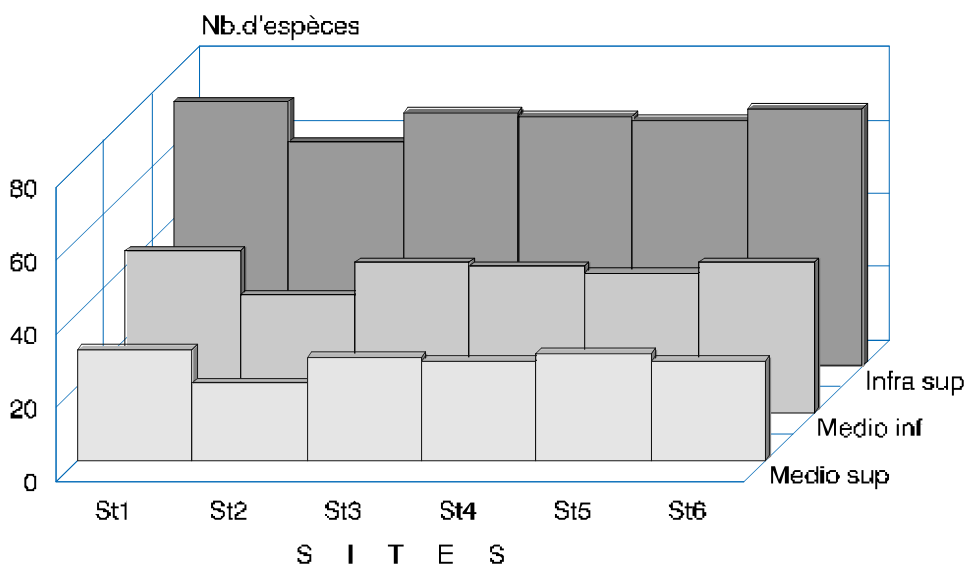


Figure 6. Distribution bathymétrique du nombre d'espèces d'algues au niveau du médiolittoral supérieur, médiolittoral inférieur et infralittoral supérieur dans les six sites d'étude.

Comparant la distribution bio-géographique entre les eaux libanaises et les autres secteurs de la Méditerranée, on constate que 65% des formes présentes dans les eaux libanaises habitent également la Méditerranée occidentale et 30% sont communes avec la mer Rouge.

Les espèces algales qui vivent sur nos côtes, peuvent être divisées en six groupements biogéographiques.

- Groupe méditerranéen: *Corallina elongata*, *Cystoseira* spp.
- Groupe d'algues tropicales et tempérées, de type Atlanto-Méditerranéen: *Cladophora prolifera*, *Amphora rigida*, *Dasycladus vermicularis* et *Anadiomene stellata*.
- Groupe circumtropical: *Hypnea musciformis*, *H. hamulosa*, *H. cervicornis*, *Bryopsis plumosa*, *Gelidium crinale*, *Gigartina acicularis* et *Asparagopsis taxiformis*.
- Groupe boreal chaud: *Porphyra leucostica*, *Callithamnion corymbosum* et *Taonia atomaria*
- Groupe circumboreal: *Enteromorpha intestinalis*, *E. clathrata* et *Ulva rigida*.
- Groupe Indo-Pacifique: *Liagora farinosa*, *Acetabularia parvula*, *Stypopodium schimperi*, *Asparagopsis taxiformis*, *Caulerpa racemosa*, *C. mexicana* et *C. scalpelliformis*.

Les conditions géographiques du Bassin levantin procurent des caractéristiques biogéographiques particulières à la flore marine. Si l'influence des eaux atlantiques entrant en Méditerranée par Gibraltar est très faible dans cette région, par contre l'influence du canal de Suez sur la biodiversité et la distribution des espèces est prépondérante, notamment pour ce qui est de la migration et l'introduction des formes tropicales. Par ailleurs, l'influence du Nil sur l'hydrologie du Bassin levantin est évidente. Avant la construction du haut barrage d'Assouan en 1965, l'influence des eaux du Nil

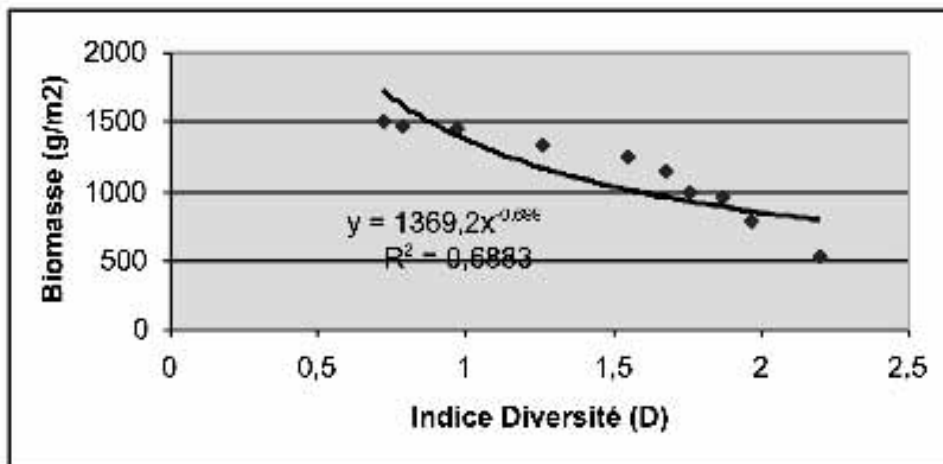


Figure 7. Evolution de la biomasse en fonction de l'indice de diversité taxonomique D dans les sites St1 et St3 durant 2003 et 2004.

qui déversait environ 52 milliards de m³ par an était très importante sur les écosystèmes marins. Après le fonctionnement du haut barrage, un changement hydrologique dans tout le Bassin levantin s'est fait sentir, notamment dans l'augmentation de la salinité et de la nette diminution des sels nutritifs. Ceci a eu des répercussions écologiques très importantes sur les écosystèmes et la distribution des espèces. Une certaine "tropicalization" de l'environnement marin se fait sentir traduisant une augmentation du phénomène de la migration lessepsienne des formes tropicales.

Les trottoirs à vermetes constituent un habitat typique des côtes rocheuses libanaises; ils occupent les zonation du médiolittoral et de l'infralittoral supérieur. Cet habitat est richement diversifié en algues macrophytes aussi bien qu'en animaux invertébrés. Les quatre principaux groupes d'algues: bleues, vertes, brunes et rouges trouvent dans les trottoirs rocheux des conditions favorables pour leur développement. Ces espèces montrent une tolérance assez grande vis-à-vis des facteurs physico-chimiques et hydrologiques qui sont variables. La zonation bathymétrique des algues de la Méditerranée orientale est assez comparable à celle observée en Méditerranée occidentale (Pérès, 1967; Mayhoub, 1976). Les conditions écologiques et hydrologiques toutefois prévalant dans les eaux levantines, notamment l'amplitude faible de la marée, la haute salinité de l'eau de mer et une forte oligotrophie, se traduisent par des différences dans la flore et la faune marines entre les deux bassins.

Les trottoirs à vermetes sont par ailleurs soumis à un stress qui se traduit par la dégradation géomorphologique et écologique de la côte. Les différentes sources de pollutions organique, industrielle et anthropique menacent ces habitats de disparition. Il est nécessaire de prendre des mesures urgentes et mettre au point des réglementations et des plans d'aménagement pour protéger ces habitats côtiers afin de conserver l'environnement et les écosystèmes menacés y compris la flore marine.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Professeur Felicita Scapini pour l'invitation qu'elle nous a réservée pour participer à la Conférence Internationale "Mediterranean coastal areas from watershed to the sea: interactions and changes" dans le cadre du projet MEDCORE durant laquelle ce papier a été présenté.

BIBLIOGRAPHIE

- ALEEM A.A. 1950. Some new records of marine algae from the Mediterranean Sea, with reference to their geographical distribution. *Medelander Fran Botaniska, Tradgard* 18: 275-288.
- ALEEM A.A. 1993. The marine algae of Alexandria, Egypt. *University of Alexandria*.
- BASSON P.H., HARDY J.T. & LAKKIS V. 1976. Ecology of marine macroalgae in relation to pollution along the coast of Lebanon. *Acta Adriatica* XVIII: 307-325.
- BITAR G., HARMELIN J.G., VERLAQUE M. & ZIBROWIUS H. 2000. Sur la flore marine benthique supposée lessepsienne de la côte libanaise, cas particulier de *Stypopodium schimperi*. *Proc. of the First Medit. Symposium on Marine Vegetation, Ajaccio*, 3-4 October 2000: 97-100.
- GIACCONE G. 1968. Contributo alla studio fitosociologica dei popolamenti algali del Mediterraneo orientale. *G. Bot. it.* 102(6): 485-506.
- LAKKIS S. 1997a. Biogeography of the Plankton in Lebanese waters: species of Indo-Pacific origin in the levantine Basin. Pelagic Biogeography IcoPB II. *Proceedings of the 2nd Int. Conference IOC (Unesco) Workshop Report* 142: 233-238.
- LAKKIS S. 1997b. Long-time series of hydrological and plankton data from Lebanese waters (the eastern Mediterranean). *NOAA Washington, DC Technical Report NESDIS* 87: 185-203.
- LAKKIS S., BITAR G., NOVEL-LAKKIS V. & ZEIDANE R. 1996. Étude de la diversité biologique du Liban. Flore et Faune Marines. *PNUE & Min. Agric. Beyrouth, Liban*, Publ. No. 6: 123.
- LAKKIS S. & NOVEL-LAKKIS V. 2000. Distribution of the phytobenthos along the coast of Lebanon (Eastern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science* 1/2: 143-164.
- LAKKIS S. & NOVEL-LAKKIS V. 2001. Importance des caulerpes dans les peuplements algaux de la côte libanaise (Bassin levantin, Méditerranée orientale). *Fourth International Workshop on Caulerpa taxifolia (Gravez et al. eds.), GIS Posidonie publ.*, Fr.: 315-327.
- LIPKIN Y. 1972. Contribution to the knowledge of Suez Canal migration. Marine algal and seagrass flora of the Suez Canal. *Israel J. Zool.* 21: 405-446.
- LIPKIN Y. 1975. *Halophila stipulacea*, a review of successful immigration. *Aquat. Bot.* 1: 203-215.

- MAYHOUB H. 1976. Recherches sur la végétation marine de la côte syrienne. Etude expérimentale de la morphogenèse et le développement de quelques espèces peu connues. *Thèse Doct. Etat, Univ. Caen*.
- MAYHOUB H. & BILLARD C. 1991. Contribution à la connaissance d'un *Styopodium* (Dictyotales, Phaeophyceae) installé récemment sur les côtes syriennes. *Cryptogam. Algol.* 12: 125-135.
- MOLINIER R. 1960. Etude des biocénoses marines du Cap Corse. *Vegetatio* 9: 121-312.
- PAPENFUSS G.E. 1968. A history, catalogue and bibliography of the Red Sea benthic algae. *Israel. J. Bot.* 17: 1-118.
- PÉRÈS J.M. 1967. The Mediterranean benthos. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 5: 449.
- PIÉLOU E.C. 1975. Ecological Diversity. *New York: Wiley*.
- POR F.D. 1978. Lessepsian migration. The influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal. Ecological studies, 23. *Berlin: Spring Verlag*.
- RAYSS T. 1954. Les algues tropicales de la Méditerranée orientale et leur origine probable *Rapp. Comm. 8ème Congrès international de Botanique* 17: 148-149.
- SAFRIEL U.N. & RITTE U. 1986. Suez Canal migration and Mediterranean colonization. Their relative importance in Lessepsian migration. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 29(5): 259-263.
- SANLAVILLE P. 1977. Étude géomorphologique de la région littorale du Liban. *Publ. Univ. Libanaise, Section des Études géographiques*.
- STRICKLAND J.D.H. & PARSONS T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board. Can.* 122: 1-172.
- VERLAQUE M. 1994. Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origines et répercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Oceanologica Acta* 17(1): 1-23.
- VERLAQUE M. & BOUDOURESQUE C.F. 1991. *Styopodium schimperi* (Buchinger ex Kützing) Verlaque et Boudouresque comb. nov. (Dictyotales, Fucophyceae), algue de la mer Rouge récemment apparue en Méditerranée. *Cryptog. Algol.* 12: 195-211.

Amphipodofaune associée à l'herbier de *Posidonia oceanica* de Tabarka (Tunisia)

R. Zakhama-Sraieb*, Y.R. Sghaïer & F. Charfi

Unité de Recherche de Biologie Animale et Systématique Evolutive, Département de Biologie, Faculté des Sciences de Tunis, Campus Universitaire, 2092 Manar II, Tunis, Tunisie

* Corresponding author: zakhamarym@yahoo.fr

L'herbier de Posidonia oceanica constitue l'un des plus importants écosystèmes de la Mer Méditerranée. Il est utilisé comme nurserie, source trophique et habitat par plusieurs espèces animales. Notre travail a pour objectif la connaissance de la faune associée à l'herbier de posidonie d'une région peu explorée, la côte de Tabarka, en focalisant sur un groupe peu étudié, celui des Amphipodes. Il vise une estimation préliminaire de la richesse spécifique de ce groupe. Des échantillons de posidonie ont été récoltés en scaphandre autonome au niveau de l'herbier de posidonie entre -8 et -10 m de profondeur en avril 2005. Les Amphipodes Gammaridés sont alors identifiés et décrits sur la base de leurs caractéristiques taxinomiques spécifiques.

Douze espèces ont été identifiées parmi lesquelles trois signalées, pour la première fois, au niveau des côtes tunisiennes. La famille des Ampeliscidae domine avec 3 espèces.

Mots clef: Amphipoda, posidonie, Tunisie

Posidonia oceanica meadows constitute one of the most important ecosystems in the Mediterranean Sea. It is used as a nursery, food resource and habitat for many animal species. The present work represents a contribution to the knowledge of the fauna associated to Posidonia meadow of Tabarka coast, focusing on Amphipoda. Samples were collected using scuba-diving from Posidonia meadow at -8 and -10 m depth in April 2005. The Gammaridea Amphipoda fauna were identified and described on the basis of their systematic features.

Twelve species were identified, from which three species recorded for the first time on Tunisian coasts. The family of the Ampeliscidae was the dominant one, with three species.

Key words: Amphipoda, *Posidonia*, Tunisia

Introduction	364
Matériels et Méthodes	364
Echantillonnage	364
Traitement du matériel biologique	365
Résultats	366
Liste des espèces rencontrées, biotopes et distribution en Tunisie	367
Discussion	368
Remerciements	369
Bibliographie	369

INTRODUCTION

L'herbier de posidonie (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) est connu pour être l'une des biocénoses les plus complexes des systèmes côtiers de la Mer Méditerranée (Mazzella *et al.*, 1992). Il renferme une communauté animale très diversifiée constituée principalement par les invertébrés (Guidetti *et al.*, 1997). Parmi la faune associée à cet herbier, les Crustacés Amphipodes constituent l'un des groupes les plus importants, non seulement en termes de richesse spécifique et abondance, mais également en termes de rôle fonctionnel joué par ces Crustacés dans cet écosystème (Chessa *et al.*, 1983).

Malgré leur importance dans les communautés marines, les Amphipodes ont été très peu étudiés en Tunisie. En effet, peu d'auteurs se sont intéressés à l'étude de ce groupe. C'est à Chevreux en 1911 que l'on doit l'essentiel des données relatives aux Amphipodes marins de Tunisie lors de la campagne Melita effectuée au niveau des côtes tunisiennes et algériennes. Ce n'est que récemment que des investigations sur l'amphipodofaune de la Tunisie ont été entreprises dans le Nord-Est (Bouguerra, 2002) et au niveau des côtes orientales (Zakhama, 2005; Zakhama *et al.*, 2005a; Sghaïer, 2006).

L'objectif du présent travail est de contribuer à une meilleure connaissance de la diversité et la distribution de ce groupe, particulièrement les Gammaridea au niveau des herbiers de posidonie des côtes nord de la Tunisie.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Echantillonnage

Lors d'une campagne faite dans le cadre du projet MEDCORE, 4 prélèvements aléatoires ont été effectués dans l'herbier de posidonie de Tabarka en avril 2005 au niveau de 2 stations (2 réplicats par station) localisées respectivement à 36°58'75" N, 8°45'84" E et à 36°58'15" N, 8°44'69" E (Figure 1). L'échantillonnage est réalisé en scaphandre autonome entre -8 et -10 m de profondeur. Les prélèvements des Amphipodes sont effectués à l'aide de sacs en voile synthétique finement tissé, de vide de maille inférieur à 0,05 mm; ces sacs, cousus comme des bourses, sont posés tout

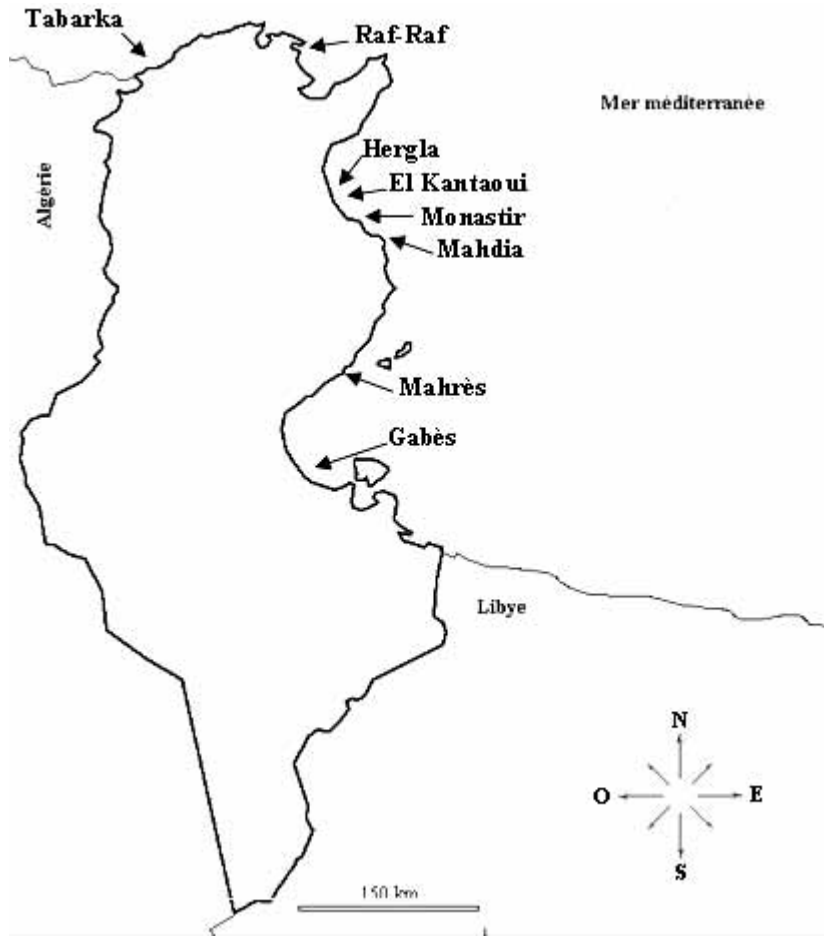


Figure 1. Carte de la Tunisie: localisation de la station d'étude (Tabarka) et des différents sites cités dans le texte.

autour d'un cadre métallique de 0,09 m² de surface qu'on place en plein herbier de posidonie. Les faisceaux de posidonie à l'intérieur du quadrat sont arrachés et récupérés dans le sac.

Arrivés à terre, les échantillons de posidonie sont trempés dans l'eau douce; les faisceaux sont bien secoués et leurs feuilles séparées. L'eau est tamisée à l'aide d'un tamis de 0,3 mm de vide de maille et le refus, riche en invertébrés, est récupéré et conservé dans l'alcool 70°.

Traitement du matériel biologique

Au laboratoire, les Gammaridea sont récupérés et triés selon leurs ressemblances morphologiques. Ils sont par la suite colorés au rose de Bengale et disséqués sous loupe LEICA MS5. Les appendices sont montés et observés au microscope. La déter-

mination des familles, des genres et des espèces d'Amphipodes a été effectuée à l'aide des clés d'identification de Chevreux & Fage (1925) et de Bellan-Santini *et al.* (1982, 1989, 1993, 1998).

RÉSULTATS

Au total, 145 individus de Gammaridea ont été collectés, observés et triés, parmi lesquels 12 espèces ont été identifiées et groupées en 10 genres et 7 familles. Chacune de ces familles est représentée par 1 à 3 espèces.

Trois espèces, *Ampelisca spinipes*, *Microdeutopus algicola* et *Ischyrocerus inexpectatus* sont signalées pour la première fois en Tunisie.

La famille des Ampeliscidae est la mieux représentée, en termes de richesse spécifique et d'abondance, dans nos prélèvements. Trois espèces caractérisent cette famille et appartiennent au genre *Ampelisca* avec une fréquence de 37% (Tableau 1).

Ampelisca unidentata et *Elasmopus brasiliensis* sont les deux espèces dominantes avec une fréquence de 18,51%. La densité des Amphipodes suivie par l'écart type est estimée par le nombre d'individus par mètre carré d'herbier de posidonie; elle est de 400 ± 125 ind/m².

Tableau 1. Liste des espèces d'Amphipodes collectées avec les fréquences en pourcentage des espèces, des genres et des familles. Total de 145 individus.

Famille	Espèce	Fréquence espèces %	Fréquence genres %	Fréquence familles %
Ampeliscidae	<i>Ampelisca rubella</i>	11,11	37,03	37,03
	<i>Ampelisca spinipes</i>	7,40		
	<i>Ampelisca unidentata</i>	18,51		
Amphilochidae	<i>Amphilochus neapolitanus</i>	3,70	3,70	3,70
Aoridae	<i>Lembos websteri</i>	3,70	3,70	7,40
	<i>Microdeutopus algicola</i>	3,70	3,70	
Dexaminidae	<i>Dexamine spinosa</i>	7,40	7,40	11,11
	<i>Guernea coalita</i>	3,70	3,70	
Ischyroceridae	<i>Ischyrocerus inexpectatus</i>	14,81	14,81	14,81
Melitidae	<i>Elasmopus brasiliensis</i>	18,51	18,51	22,22
	<i>Maera inaequipis</i>	3,70	3,70	
Stenothoidae	<i>Stenothoe monoculoides</i>	3,70	3,70	3,70

Liste des espèces rencontrées, biotopes et distribution en Tunisie

Ampeliscidae

- *Ampelisca rubella* A. Costa, 1864

Cette espèce peut être rencontrée dans les substrats rocheux et les biotopes algaux et dans les herbiers de *Posidonia oceanica* (Bellan-Santini *et al.*, 1982). Elle a été signalée pour la première fois par Bouguerra en 2002 dans les herbiers de posidonie de Raf-Raf au Nord-Est de la Tunisie, puis rencontrée au niveau des côtes orientales de la Tunisie, dans les herbiers de posidonie de Mahdia, Monastir, El Kantaoui et Hergla (Zakhama *et al.*, 2005a).

- *Ampelisca spinipes* Boeck, 1861

Cette espèce est rencontrée dans les fonds vaseux, sableux et détritiques (Bellan-Santini *et al.*, 1982). Elle a été signalée pour la première fois en Tunisie au niveau de l'herbier de posidonie de Tabarka, puis rencontrée au niveau des deux herbiers de posidonie des côtes orientales de la Tunisie à Hergla et à El Kantaoui (Sghaïer, 2006).

- *Ampelisca unidentata* (Schellenberg, 1936)

Cette espèce, endémique de la Méditerranée, se rencontre généralement dans les biotopes algaux (Bellan-Santini *et al.*, 1982). Elle a été signalée pour la première fois en Tunisie dans l'herbier de posidonie de Mahdia (Zakhama, 2005) et dans d'autres herbiers des côtes orientales (Zakhama *et al.*, 2005a).

Amphilochidae

- *Amphilochus neapolitanus* Della Valle, 1893

Cette espèce caractérise l'infralittoral; elle se rencontre dans les Cystoseires, les rhizomes de posidonie, dans les éponges, rarement dans le sable fin et dans les hydroïdes (Bellan-Santini *et al.*, 1982). Chevreux (1911) l'a signalée à Gabès et à Mahrès et Zakhama *et al.* (2005a) au niveau des 2 herbiers de posidonie des côtes orientales, Mahdia et El Kantaoui.

Aoridae

- *Lembos websteri* Bate, 1857

Cette espèce se rencontre au niveau de l'infralittoral ou encore le circalittoral dans les algues, les phanérogames, les hydroïdes, les éponges, etc. (Bellan-Santini *et al.*, 1982). Cette espèce a été signalée, pour la première fois en Tunisie, par Bouguerra (2002) dans l'herbier de posidonie de Raf-Raf puis rencontrée au niveau de l'herbier d'El Kantaoui à -2 m de profondeur (Sghaïer, 2006).

- *Microdeutopus algicola* Della Valle, 1893

Elle se rencontre au niveau de l'infralittoral dans les algues (Bellan-Santini *et al.*, 1982). Cette espèce est signalée pour la première fois en Tunisie au niveau de l'herbier de posidonie de Tabarka.

Dexaminidae

- *Dexamine spinosa* (Montagu, 1813)

Cette espèce est très commune dans les algues. Bellan-Santini et Ledoyer (1973)

citée in Bellan-Santini *et al.*, (1982) la considère comme une espèce caractéristique des biotopes végétaux tels que les algues photophiles ou les prairies de phanérogames. Elle a été signalée pour la première fois en Tunisie au niveau de l'herbier de posidonie de Raf-Raf par Bouguerra (2002), puis dans l'herbier de posidonie d'El Kantaoui par Zakhama *et al.* (2005a).

- *Guerneia coalita* (Norman, 1868)

Cette espèce est rare dans les biotopes d'algues photophiles; elle est, en revanche, commune dans les biotopes meubles riches en sable (Bellan-Santini *et al.*, 1982). Elle a été signalée en Tunisie à Gabès par Chevreux (1911).

Ischyroceridae

- *Ischyrocerus inexpectatus* Ruffo, 1959

Rencontrée généralement dans les algues et les milieux exposés aux vents et aux courants (Bellan-Santini *et al.*, 1989), elle est signalée pour la première fois en Tunisie dans les herbiers de posidonie de Tabarka.

Melitidae

- *Elasmopus brasiliensis* (Dana, 1855)

Espèce de l'infralittoral, rencontrée parfois dans les eaux polluées (Bellan-Santini *et al.*, 1982). Elle est signalée pour la première fois en Tunisie dans l'herbier de posidonie de Mahdia (Zakhama, 2005) et rencontrée aussi au niveau de l'herbier de posidonie d'El Kantaoui (Zakhama *et al.*, 2005a).

- *Maera inaequipes* A. Costa, 1857

Cette espèce se rencontre de -0 à -50 m de profondeur sur des substrats meubles ou durs ou encore entre les algues et la posidonie (Bellan-Santini *et al.*, 1982). Cette espèce, à large répartition, a été signalée dans le golfe de Gabès par Chevreux (1911), dans l'herbier de posidonie de Raf-Raf (Bouguerra, 2002) et au niveau côtes orientales (Zakhama *et al.*, 2005a).

Stenothoidae

- *Stenothoe monoculoides* (Montagu, 1813)

C'est une espèce littorale, de 0 à -80 m de profondeur (Bellan-Santini *et al.*, 1993). En Tunisie, elle a été signalée au niveau des côtes de la Galite par Chevreux en 1911.

DISCUSSION

Comparée à d'autres stations de la Tunisie et de la Méditerranée à la même profondeur, la richesse spécifique de l'amphipodofaune associée à l'herbier de posidonie de Tabarka est considérée comme moyenne. En effet, la richesse spécifique relevée ne dépasse pas 12 espèces, alors qu'elle oscille entre 9 espèces dans l'herbier de posidonie d'El Kantaoui (Sghaïer, 2006), 17 espèces au niveau de l'herbier de posidonie de

Mahdia (Zakhama, 2005) et 20 espèces au niveau de l'herbier de posidonie de l'île de Ischia (Italie) (Scipione & Fresi, 1984).

Le taux de couverture et la densité des faisceaux sont plus faibles au niveau de l'herbier de posidonie de Tabarka (214 ± 28 faisceaux/m²) comparés à ceux relevés à Mahdia (441 ± 84 faisceaux/m²) et à Hergla (267 ± 15 faisceaux/m²), respectivement par Zakhama *et al.* (2005b) et Sghaïer (2006). La densité des Amphipodes enregistrée à Tabarka est plutôt faible par rapport à celle de Mahdia (1533 ind/m²) selon Zakhama (2005) ou à Hergla (819 ind/m²) selon Sghaïer (2006). Il semble, d'après nos premiers résultats, qu'il existe une relation entre la densité des Amphipodes et celle des faisceaux. Des facteurs abiotiques, ainsi que d'autres paramètres de l'herbier de posidonie auraient une influence certaine sur la densité de l'amphipodofaune.

Les espèces, *Microdeutopus algicola*, *Ischyrocerus inexpectatus* et *Stenothoe monoculoides* paraissent inféodées à la côte nord de la Tunisie; ces résultats méritent d'être confirmés par des investigations dans d'autres localités de la Tunisie.

Ce travail préliminaire, limité à une seule campagne, nous a permis de dresser, et pour la première fois, une liste faunistique des Amphipodes Gammaridea associés aux herbiers de posidonie des côtes de Tabarka. Ce qui a permis de relever la présence de trois espèces signalées, pour la première fois, en Tunisie.

Cette liste préliminaire mérite d'être complétée en multipliant les stations d'échantillonnage d'une part, et en procédant à des prélèvements à différentes périodes de l'année, d'autre part.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été en grande partie financé par le projet MEDCORE (ICA3-CT2002-10003). Nous remercions vivement l'équipe du Professor Javier Romero et Dr Miguel-Ángel Mateo de l'Université de Barcelone (Espagne) pour l'aide qu'ils nous ont apportée dans la campagne d'échantillonnage.

BIBLIOGRAPHIE

- BELLAN-SANTINI D., DIVIACCO G., KRAPP-SCHICKEL G., MYERS A.A. & RUFFO S. 1989. The Amphipoda of Mediterranean. Part II: Gammaridea (Haustoriidae to Lysianassidae). *Mémoire de l'Institut Océanographique de Monaco* 13: 364-576.
- BELLAN-SANTINI D., KARAMAN G., KRAPP-SCHICKEL G., LEDOYER M., MYERS A.A., RUFFO S. & SCHIECKE U. 1982. The Amphipoda of Mediterranean. Part I: Gammaridea (Acanthonotozomatidae to Gammaridae). *Mémoire de l'Institut Océanographique de Monaco* 13: 1-364.

- BELLAN-SANTINI D., KARAMAN G., KRAPP-SCHICKEL G., LEDOYER M. & RUFFO S. 1993. The Amphipoda of Mediterranean. Part III: Gammaridea (Melphidippidae to Talitridae). *Mémoire de l'Institut Océanographique de Monaco* 13: 576-813.
- BELLAN-SANTINI D., KARAMAN G., LEDOYER M., MYERS A.A., RUFFO S. & VADER W. 1998. The Amphipoda of Mediterranean. Part IV: Localities and map-Agenda to parts 1-3 – Key to families – Ecology – Faunistics and zoogeography. *Mémoire de l'Institut Océanographique de Monaco* 13: 813-959.
- BOUGUERRA A. 2002. Diversité des Crustacés Pécararides (principalement les Amphipodes) de l'herbier de posidonie de Raf-Raf (côte nord-est de la Tunisie). *Mémoire de DEA, Institut National d'Agronomie de Tunisie*.
- CHESSA L.A., FRESI E. & SOGGIU L. 1983. Preliminary data on consumer's food web in a *Posidonia oceanica* (L.) Delile bed. *Rapport de la Commission Internationale de la Mer Méditerranée, Monaco* 28(3): 159-160.
- CHEVREUX E. 1911. Campagnes de la Melita. Les Amphipodes d'Algérie et de Tunisie. *Mémoires de la société zoologique de France* 23(3-4): 145-285.
- CHEVREUX E. & FAGE L. 1925. Faune de France: Amphipodes. *Paris: Office Central de Faunistique de la Fédération française des Sociétés de Sciences naturelles éditions*.
- GUIDETTI P., BUSSOTTI S., GAMBI M. C. & LORENTI M. 1997. Invertebrate borers in *Posidonia oceanica* scales: relationship between their distribution and lepidochronological parameters. *Aquatic Botany* 58(2): 151-164.
- MAZZELLA L., BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B. & ZUPO V. 1992. Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea: a review. In: John D.M., Hawkins S.J. & Price J.H., Edits. *Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos. Systematics Association Special* 46: 165-187.
- SCIPIONE M.B. & FRESI E. 1984. Distribution of Amphipod Crustaceans in *Posidonia oceanica* (L.) foliar stratum, pp. 319-329. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E. & Gravez V., Edits. *International Workshop on Posidonia Beds. France: Gis Posidonie publ.*
- SGHAÏER Y.R. 2006. Comparaison de deux herbiers de posidonie de la côte orientale de la Tunisie. *Mémoire de Mastère, Institut Supérieur de Biotechnologie de Monastir*.
- ZAKHAMA R. 2005. L'herbier de posidonie de Mahdia: caractéristiques et Amphipodes associés. *Mémoire de Mastère, Faculté des Sciences de Tunis*.
- ZAKHAMA R., SGHAÏER Y.R. & CHARFI F. 2005a. Biodiversité des Amphipodes Gammaridea associés à l'herbier de *Posidonia oceanica* des côtes orientales de la Tunisie, pp 191-194. In: Chouikhi A. & Menioui M., Eds. *International Workshop «Marine and Coastal Protected Areas». Inter-Islamic Science and Technology Network Oceanography*.
- ZAKHAMA R., SGHAÏER Y. R. & CHARFI F. 2005b. Contribution à l'étude des caractéristiques de l'herbier de *Posidonia oceanica* (L.) de la presqu'île de Mahdia. *Actes des 7èmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer. Bulletin de l'Institut National des Sciences et Techniques de la Mer. Numéro spécial* 9: 155-158.

Analysis of stranded sea turtles in the Gargano coast: has the Gargano promontory an importance for the ecology of the turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) in the Adriatic Sea?

T. Scirocco*, R. D'Adamo, O. Di Matteo & P. Ventrella

CNR, Institute of Marine Science, section of Lesina (FG)
Via Pola, 4 – 71010 Lesina (FG), Italy

* Corresponding author: tommaso.scirocco@fg.ismar.cnr.it

*During the period 2001-2004, 89 stranded individuals of *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) have been recorded along the Gargano coast, 58 of which were alive, and 31 dead; in particular, 57% of these former animals have been rescued along two thin strips of land at the Lesina and Varano Lakes. The greatest number of strandings (n=48), has been recorded during the 2002, in particular in January (n=31), a fact which seems to correspond to an abrupt drop of water temperature. The great number of stranded turtles reported in this area depends on its geographical position: the northern shore of Gargano entraps objects carried by the sea currents from the northern and the middle Adriatic Sea to the southern one.*

Key words: loggerhead turtle, strandings, Gargano coast, Adriatic Sea

Introduction	371
Materials and Methods	373
Results	375
Discussion and Conclusion	377
References	378

INTRODUCTION

The Gargano promontory is a little peninsula, located almost halfway along the Italian coast of the southern Adriatic Sea. Its coasts extend for about 160 km and consist of alternating of sandy littorals and high cliff-like coasts. Most of the low sandy littoral is localized along the northern shore, about 60 km long; the most important



Figure 1. Location of the Gargano promontory and of the Lesina and Varano Lakes on the Italian Adriatic coasts.

habitat of this area is the continuous coastal dune that separates the Lesina and Varano coastal lakes from the Adriatic Sea (Figure 1). This thin strip of land includes a number of habitats and species of scientific interest; moreover, the coastal dune is included in the List of Sites of Community Importance (pSIC) (IT 9110001, coastal dune and Lake of Varano and IT 9110015, coastal dune and Lake of Lesina-Fortore River's mouth) and in the Gargano National Park. The Adriatic is a shallow sea, with a large continental bed; its water shows a certain degree of eutrophication, resulting from the high river effluents; the physical and chemical parameters are strongly affected by the meteorological conditions which also have an impact on the life cycle of the marine species. Additionally, the northern shore of Gargano is on the crossroads of two major sea water currents: the first descends southwards along the Italian coastline and the latter crosses the Adriatic Sea from the Dalmatian coast. The loggerhead turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) one of the largest living turtles, is an endangered species (Storelli *et al.*, 1998; Russo *et al.*, 2003; Zucca *et al.*, 2003; Casale *et al.*, 2004; Kitsos *et al.*, 2005), and is protected by international legislation (Washington Convention, 1973; Berna 1979, Directive 92/43/CEE). Since 1996 it has been included on the list of endangered species by the Barcelona protocol of the EU (1995).

In the Adriatic Sea, loggerhead turtle strandings are not exceptional cases, in particular during the winter (Affronte & Ravanelli, 2001; Centro Studi Cetacei, 2000, 2001). This work shows the distribution of *C. caretta* individuals stranded along the Gargano shore during the period 2001-2004.

MATERIAL AND METHODS

The Institute of Marine Science - Section for the Study of Coastal Ecosystems (National Research Council, CNR) of Lesina (Foggia, Italy) is directly linked to the monitoring of the marine animals stranding at the Gargano coasts, and its professional staff is always ready for rescue operations. For each stranded turtle, alive or dead, biometric parameters, such as weight, carapace width, and minimum straight-line carapace length (MSCL) were analyzed (Gerosa, 1996; Bolten, 1999). On the basis of their MSCL, animals were grouped into four life stages, i.e. juvenile, immature sub-adults, benthonic sub-adults and adults, sexually mature adults, according to the dimensional classification modified by Dodd (1988) and based on the size distribution of Mediterranean loggerheads (Margaritoulis, 1988; Argano *et al.*, 1992; Lazar *et al.*, 2000) (Table 1). The stranding locality was also registered and, if possible, any factors which may have contributed to the stranding. A Spearman's rank correlation coefficient was applied to compare the monthly numbers of the stranded individuals with the monthly mean seawater temperature. Surviving animals were housed at the CNR of Lesina for first aid and, if necessary, were transferred to the Stazione Zoologica "Anton Dohrn" in Naples, until they fully recovered. Turtles successfully rehabilitated were set free in the area of the stranding. The number of stranded animals was compared with the meteorological parameters that could influence the life cycle of the species. Data for air and water temperature were obtained from the web site <http://apat.idromare.com>.

Table 1. Size distribution of the loggerhead turtles (*Caretta caretta*) on the basis of their MSCL stages.

MSCL range (cm)	Life stage	% Individuals
9-32	juvenile	16
32-51	immature sub-adults	46
51-70	benthonic sub-adults and adults	30
> 70	sexually mature adults	8

Table 2. Yearly distribution of the loggerhead turtle individuals (*Caretta caretta*).

Stranded loggerhead turtles	2001	2002	2003	2004
alive	9	40	6	3
dead	8	8	8	7

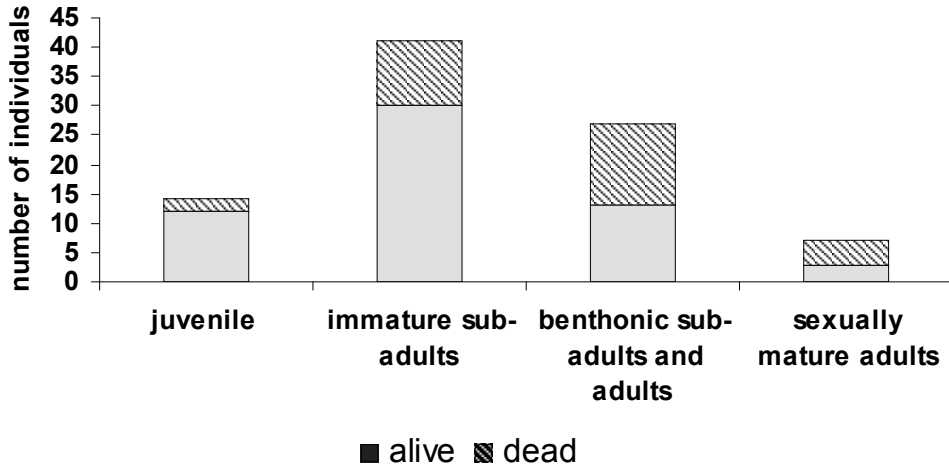


Figure 2. Frequency distribution of life stages of stranded turtles during the period 2001-2004 (n=89).

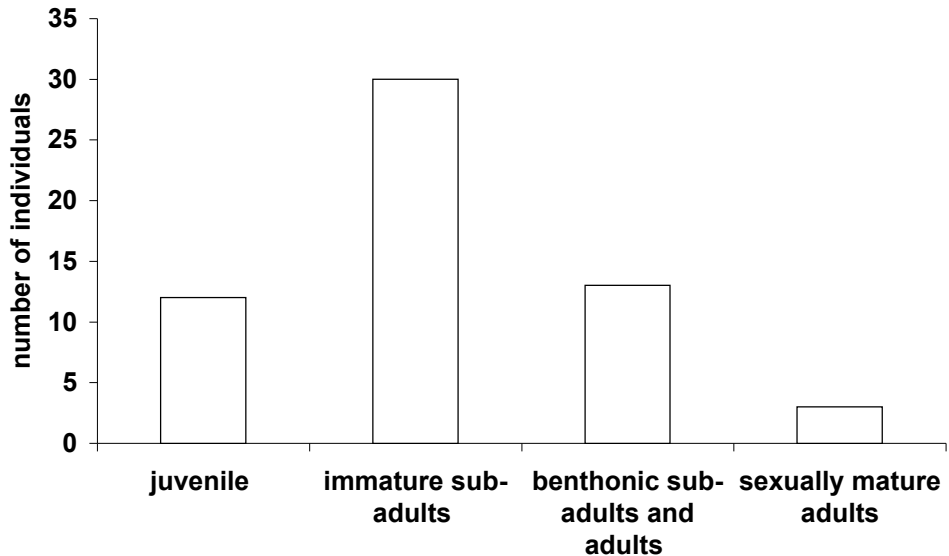


Figure 3. Frequency distribution of life stages of alive stranded turtles during the period 2001-2004 (n=58).

RESULTS

During the period 2001-2004, along the Gargano shore, 89 stranded individuals of *C. caretta* were recorded. As shown in Table 2, 58 of them were alive, while 31 were found dead. Most of the turtles (73%) weighed between 0.12 and 20 kg (mean = 9.15 kg), and only 5 individuals with a body mass between 50 and 80 kg were found. The MSCL of our sample ranged from 9.5 cm to 85 cm (mean = 46.89 ± 16.96). According to the Dodd (1998) classification in life stages, 92% of the stranded animals were sexually immature (Table 1). A more detailed analysis of the MSCL sizeclass frequency shows that the immature sub-adult stage represents the highest-frequency class (46%, $n = 41$), while juveniles and sexually mature adults accounted only for a smaller proportion of the total (16%, $n = 14$, and 8%, $n = 7$ respectively, Table 1). In Figures 2 and 3, the frequency classes of the alive and dead animals respectively are shown. In the first case the highest frequency class (52%) is represented by the immature sub-adults; the latter (46%) is represented by sub-adult and adult turtles, with an MSCL ranged between 51 cm and 70 cm. The greatest number of strandings ($n = 48$), was recorded in 2002 with 8 animals dead, and 40 alive (Table 2). The 20% ($n = 8$) of them were juvenile; the 62.5% ($n = 25$) were immature sub-adults; the 15% ($n = 6$) were benthonic sub-adults and adults; the 2.5% ($n = 1$) were sexually mature adults. Moreover, during this year 31 animals were reported in January, and only 4 of them were found dead. Among the alive turtles, 74% ($n = 20$)

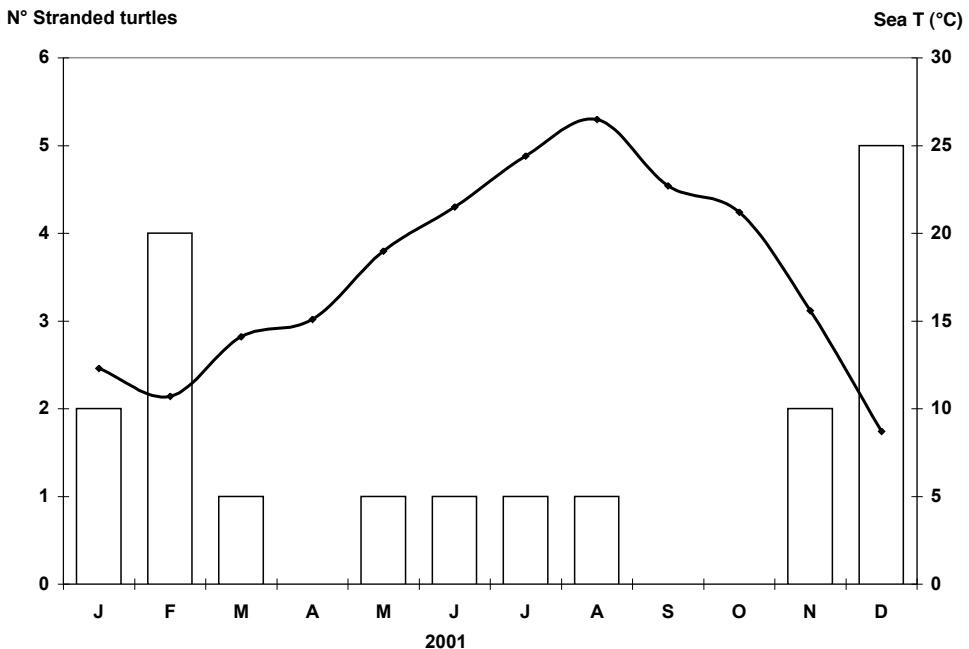


Figure 4. Number of individuals stranded in 2001, with the sea temperature values superimposed.

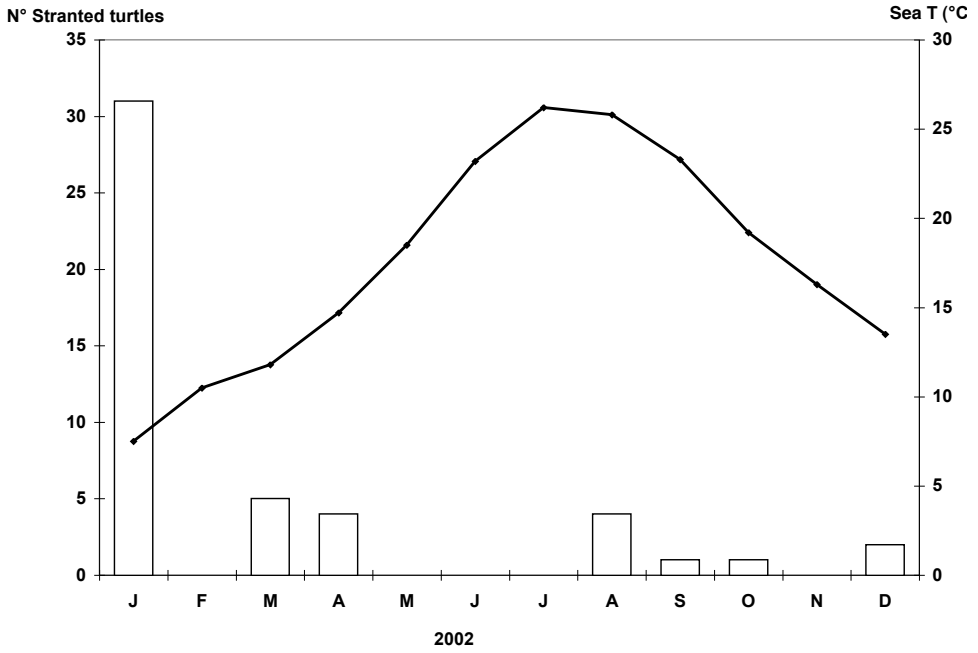


Figure 5. Number of individuals stranded in 2002, with the sea temperature values superimposed.

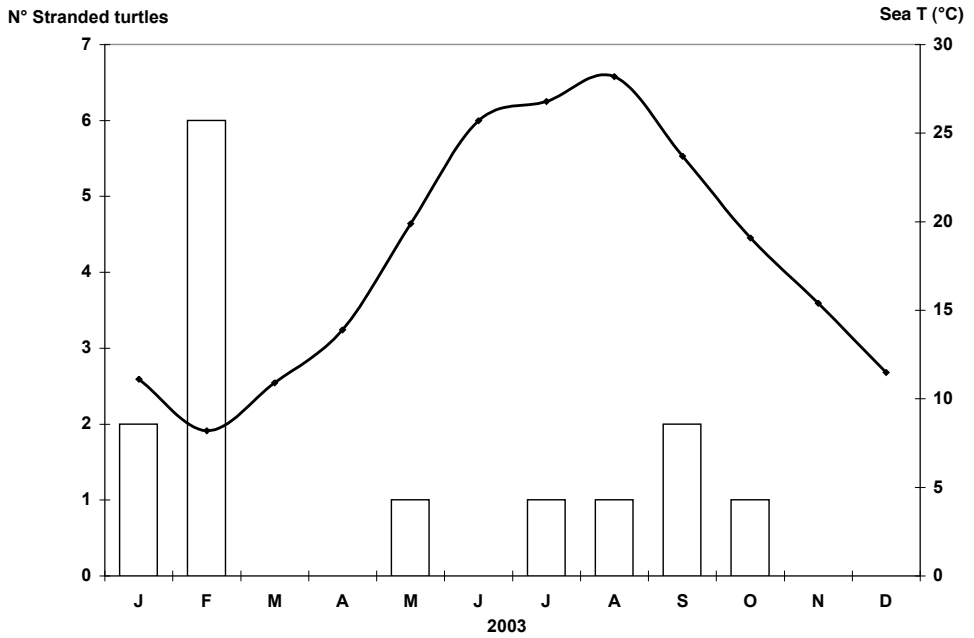


Figure 6. Number of individuals stranded in 2003, with the sea temperature values superimposed.

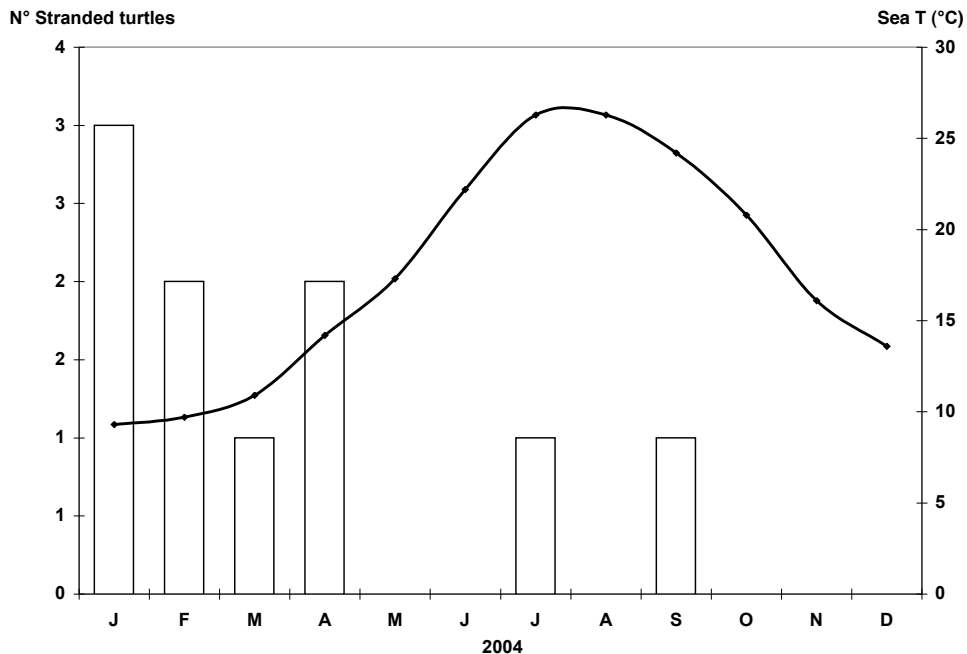


Figure 7. Number of individuals stranded in 2004, with the sea temperature values superimposed.

were immature sub-adults, 15% (n = 4) were benthonic sub-adults and adults; 11% (n = 3) were juveniles. Among the dead 50% (n = 2) were immature sub-adults; with only 1 juvenile, as were benthonic sub-adults and adults. During this extraordinary year the highest frequency class amongst the alive turtles was that of immature sub-adults (62% of the total). On the contrary, among the dead animals, the highest frequency class (46%) was that of the benthonic sub-adult and adult stage. Figures 4-7 show the number of stranded animals per month, with the water temperature values superimposed. It is clear that the reported strandings occurred mostly in Autumn and Winter, when the meteorological conditions were more variable. Analysis of the number of stranded animals and the location at which they were found shows that 57% of stranded animals was localized in the northern Gargano littoral, in particular along the strip of land that parts the Lesina and Varano coastal lakes from the Adriatic Sea.

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

The strandings were more localized along the northern Gargano shores and probably the most important reason for this were the meteorological conditions. The winter low temperatures, the prevailing NE and NNW winds and the southwards currents

along the Italian coastline may have caused turtles, already weakened by low temperatures and swimming, to drift passively on to the Gargano promontory (Bentivegna *et al.*, 2002). The extraordinary strandings recorded in January 2002, were probably caused by a cold stunning in the animals as a consequence of an unexpected and prolonged fall in sea temperature, and the lowest mean sea temperature (7.5 °C) among the four years 2001-2004 has been recorded during this month. A Spearman's rank correlation coefficient was applied to compare the monthly numbers of the stranded individuals and the corresponding mean seawater temperature showed a monotonic (reverse) relationship between these two variables ($r = -0.339$; $p < 0.018$). Only a small part of the total stranded turtles were dead. Although the sample was not large ($n = 89$), these results demonstrate the presence of the loggerhead turtles *C. caretta* in the marine zone in front of the Gargano littoral. This zone is also characterized by the presence of extensive mussel beds which represent a potential grazing area for the turtles (Dame, 1996; Kitsos *et al.*, 2005). A surprising finding was the recovery in that area of the small size juvenile turtles (weigh 0.12 kg, MSCL 9.5 cm); as the small turtles remain in the hatchling area for some years after the birth, this littoral could be a potential site for the *C. caretta* reproduction (Affronte *et. al.*, 2001). For the better understanding of the *C. caretta* ecology and of the causes of these frequent strandings along the northern Gargano, the data available on the marine biocenotic features as well as on the anthropogenic activities along the coastal littoral should be explored. This should preferably be a part of a Project for the protection and the management of the coastal marine habitats.

REFERENCES

- AFFRONTI M., MONTANARI C. & DOMINICI A. 2001. Tartarughe marine: biologia e conservazione. *CTS-Edi.tur*.
- AFFRONTI, M & RAVANELLI D. 2001. Analysis of stranded sea turtles in the north-wester Adriatic Sea. *Zoology in the Middle East* 24:101-108.
- ARGANO R., BASSO R., COCCO M. & GEROSA. G. 1992. New data on loggerhead (*Caretta caretta*) movements within Mediterranean. *Bollettino Museo Istituto Biologia Università Genova* 56-57: 137-163.
- BENTIVEGNA F., BREBER P. & HOCHSCHEID S. 2002. Cold stunned loggerhead turtles in the South Adriatic Sea. *Marine Turtle Newsletter* 97.
- BOLTEN A.B. 1999. Techniques for measuring sea turtles. In: Eckert K.L., Bjornodal K.A., Abreu-Grobois F.A. & Donnelly M., Edits. Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles, pp. 110-114. *IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication 4*.
- CASALE P., LAURENT L. & DE METRIO G. 2004. Incidental capture of marine turtles by the Italian trawl fishery in the north Adriatic Sea. *Biological Conservation* 119: 287-295.
- CENTRO STUDI CETACEI (a cura di). 2000. Tartarughe marine recuperate lungo

- le coste italiane. In: F. Bentivegna I Rendiconto 1998 (Reptilia). *Atti Società Italiana Scienze Naturali Museo civico Storia Naturale Milano* 141: 145-158.
- CENTRO STUDI CETACEI (a cura di). 2001. Tartarughe marine recuperate lungo le coste italiane. In: F. Bentivegna. II Rendiconto 1999 (Reptilia). *Atti Società Italiana Scienze Naturali Museo civico Storia Naturale Milano*.
- DAME R.F. 1996. Ecology of marine bivalve: an ecosystem approach. *CRC Press*.
- DODD C.K. JR 1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). *U. S. Fish Wildl. Serv., Biol. Rep.* 88: 1-110.
- GEROSA G. 1996. Manual on marine turtle tagging in the Mediterranean. *NEP/ MAP/RAC/SPA, unis, Tunisia*: <<http://apat.idromare.com>> [11/05]
- KITSOS M.S., CHRISTODOULOU M., ARVANITIDIS C., MAVIDIS M., KIRMITZOGLOU I. & KOUKOURAS A. 2005. Composition of the organismic assemblage associated with *Caretta caretta*. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 85: 257-261.
- LAZAR B., MARGARITUOULIS D. & TVRTKOVIC N. 2000. Migrations of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) into the Adriatic Sea, pp 101-102. In: Abreu-Grobois F.A., Briseno-Duenas R., Marquez R. & Sarti L., Edits. Proceedings of the 18th International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. *NOAA Tech Memo NMFS-SEFSC-436. U.S. Department of Commerce*.
- MARGARITUOULIS D. 1988. Observations on loggerhead turtle *Caretta caretta* activity during three nesting seasons (1977-1979) in Zakynthos, Greece. *Biological Conservation* 24: 193-204.
- RUSSO G., DI BELLA C., LORIA G.R., ISACCO G., PALAZZO P., VIOLANI C. & ZAVA B. 2003. Notes on the influence of human activities on sea chelonians in Sicilia water. *J. Mt. Ecol.*, 7 (Suppl.).
- STORELLI M.M., CECI E. & MARCOTRIGIANO G.O. 1998. Distribution of heavy metal residues in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus) specimen beached along the Adriatic Sea (Italy). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 546-552.
- ZUCCA P., FRANCESE M., ZUPPA F., SPOTO M. & OBEROSLER R. 2003. Interventi Medico Veterinari su tartarughe marine comuni spiaggiate nel nord Adriatico. *J. Mt. Ecol.* 7 (Suppl.).

