Hamed Daly-Hassen

Professeur en Economie des ressources naturelles
à l'Institut National de la Recherche Agronomique de Tunisie (INRAT)

Membre du Laboratoire de Gestion et de Valorisation des Ressources Forestières à l'Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts (INRGREF)

Recueil d'articles
Economie Forestière en Tunisie

Septembre 2017

Sommaire

Introduction……1-4

Tome I ……..……....5-103

Tome II …….……..……..104-247

Tome III ……..248-373

Tome IV…….……374-513

Introduction

L’économie forestière, consiste à concevoir, développer et appliquer des méthodes et outils d’analyse économique en vue de comprendre et d’améliorer les connaissances, concernant la gestion et l’utilisation des biens et services de la forêt, et d’aider ainsi à la prise de décision en matière de gestion forestière. Toutefois, l’amélioration de la gestion des forêts et des ressources naturelles nécessite une approche multidisciplinaire, en collaboration avec des spécialistes dans l’estimation des productions forestières, la qualité du bois, la modélisation, l’aménagement, etc.

Le premier travail sur l'économie forestière a été élaboré par Mr. Paul Boudy, ingénieur, après sa retraite de sa fonction d'ingénieur forestier en Algérie, Tunisie et au Maroc. Sous le titre "Economie forestière Nord-Africaine", cinq volumes sont parus entre 1948 et 1955. Son but était d'utiliser la documentation recueillie durant sa carrière pour en faire un instrument de travail mis à la disposition des forestiers de l'Afrique du Nord. Il a traité divers aspects tels que l'exploitation des forêts, le défrichement, le pâturage, les droits d'usage, et les incendies des forêts.

En Mars 1966, Mr Ed. UHART, consultant, a realisé une mission pour le compte de la FAO, sur les aspects économiques et dont le but est de proposer à l'Institut de Reboisement de Tunis, un programme de recherche basé sur l'aspect économique et social et des objectifs de la politique forestière. La première partie des ses travaux a montré que l'aménagement et l'exploitation de bois, suivi par l'ouverture d'une usine de panneaux permettrait de diminuer les importations de bois. Le programme de recherches a proposé des études et recherches sur les améliorations pastorales, l'utilisation des essences locales, l'introduction et l'amélioration des essences les plus productives, l'amélioration des techniques de reboisement, et sur les aspects sociaux, afin de répondre aux besoins des populations locales, de créer de l'emploi et de fournir des compensations chaque fois que des restrictions d'usage sont apportées à leurs droits d'usage.

Depuis mon recrutement à l'Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts(INRGREF° en 1996, le programme de recherches en Economie forestière en Tunisie est axé sur l’analyse économique des ressources forestières et des produits forestiers. Les principales activités scientifiques s’intéressent à l’analyse de la filière bois, l’analyse des filières des produits forestiers non ligneux, la contribution des forêts au revenu de la population locale, l’évaluation économique des biens et services rendus par les forêts, l’analyse de la rentabilité des investissements forestiers et le développement des instruments économiques pour la gestion durable des forêts.

Ce programme a été établi tenant compte des contraintes actuelles et futures du développement économique et social de la forêt qui sont présentées comme suit :

- *Dépendance étrangère croissante en bois et produits dérivés ;*
- *Libéralisation des échanges extérieurs de bois et produits dérivés ;*
- *Sous-valorisation de certains produits forestiers (bois, liège, plantes médicinales) ;*
- *Réticence des propriétaires privés pour les plantations sylvo-pastorales dans les terres marginales, et parfois affectées par l’érosion ;*

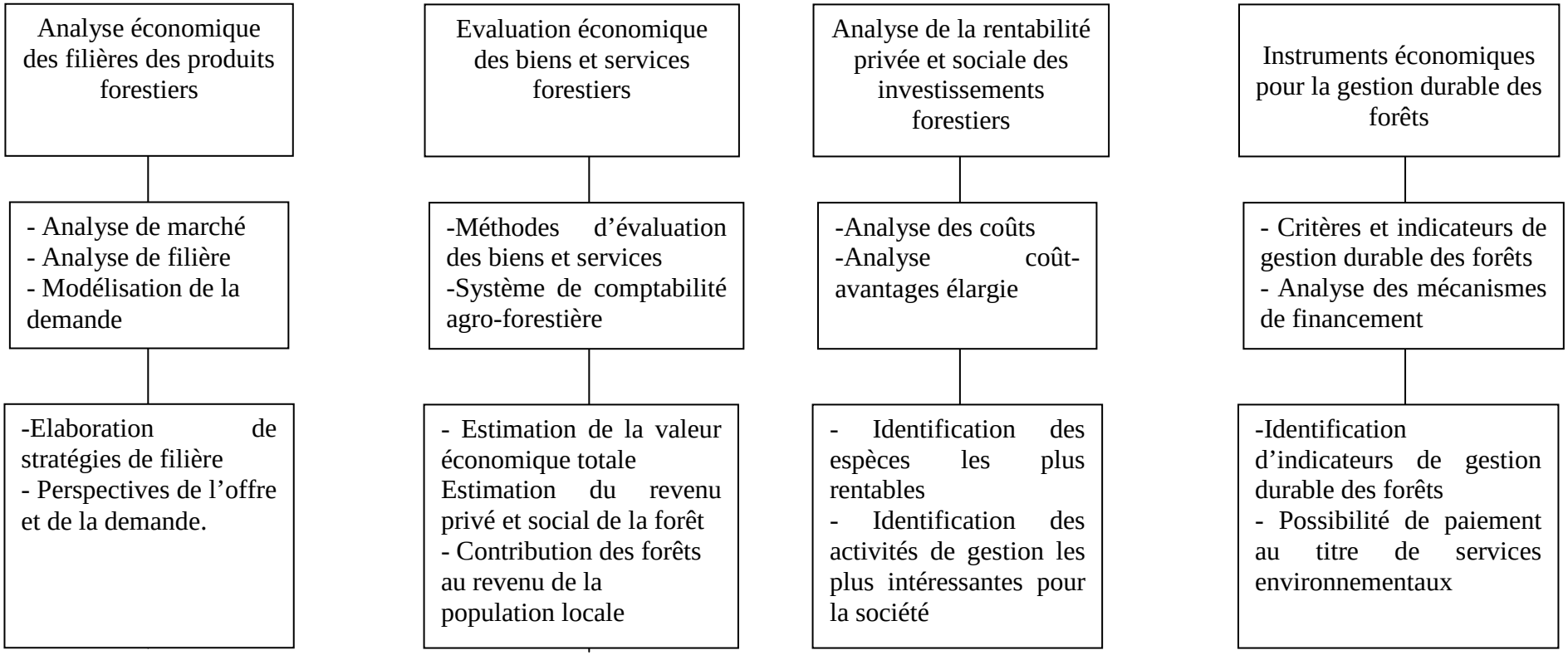
- *Manque de connaissance sur la contribution des forêts au revenu des communautés locales*
- *Dégradation des forêts soumises à une forte pression des populations locales ;*
- *Manque d'outils d'aide à la décision (modèle de gestion, instruments économiques) permettant d'aboutir à une gestion durable des ressources forestières.*

Dans ce cadre, les travaux de recherche réalisés ont porté sur l'analyse économique des produits et services des forêts en vue de leur gestion efficace et durable. Ces activités de recherche ont fait partie de projets de recherche/développement et/ou de projets de coopération scientifique. Ils ont fait l'objet de publications dans des revues nationales et internationales, accompagnés de plusieurs communications dans des séminaires et congrès en Tunisie et à l'étranger.

Ces travaux de recherche ont été effectués par l'auteur en partenariat avec d'autres chercheurs tunisiens et étrangers dans le cadre de plusieurs projets de recherche à l'echelle nationale avec INRGREF et l'Institut National de la Recherche Agronomique de Tunisie (INRAT), ainsi qu'à l'echelle internationle:; Projet FORESTERRA (Enhancing FOrest RESearch in the MediTERRAnean through improved coordination and integration), programme européen ERANET (2012-2015) ; Projet MEDFOR (Mediterranean Forestry and Natural Resources Management), programme européen ERASMUS MUNDUS (2012-2013) Projet AGORA (Advancing Mediterranean Forest research Capacities), programme européen (FP7) (*2010-2012)* ; Projet « *Evaluation des services environnementaux des forêts en Tunisie et en Espagne»*, Coopération Tuniso-Espagnole (*2007 –2008*) ; Projet EUROFOREX (Evaluation des externalités forestières européennes), programme COST, (2006-2010) ; Projet MEDFOREM (gestion multifonctionnelle des forêts méditerranéennes), Programme TEMPUS (2006-2007) ; Projet de recherche sur « l'analyse et les perspectives des relations entre les filières liège de Tunisie et de Portugal », Coopération Tuniso–Portugaise (2006 – 2007), etc.

Logique de la structuration scientifique

Priorité de recherche : Accroître la valeur économique des biens et services rendus par les forêts



Cet ouvrage rassemble les articles publiés de l'auteur, réparti en quatre tomes comme suit :

Tome I : Analyse économique des filières des produits forestiers

Tome II : Evaluation économique des biens et services forestiers

Tome III :Analyse de la rentabilité privée et sociale des investissements forestiers

Tome IV : Instruments économiques pour la gestion durable des forêts

Tome I

Analyse économique des filières des produits forestiers

Filière bois : La Tunisie est caractérisée par un décalage croissant entre les potentialités en bois limitées par les conditions climatiques, et une demande alimentée par l'amélioration du niveau de vie. D'autant plus, la majorité des ressources exploitées sont utilisées comme bois de feu. La mise en marché du produit dépend de la qualité des bois bruts et du fonctionnement des industries ainsi que de leurs capacités à valoriser ces matières premières. Par ailleurs, l'approvisionnement de ces industries est dépendant de leur environnement économique, notamment l'évolution des marchés des bois et produits dérivés et la concurrence étrangère. Durant les dernières décennies, le bois industriel local est surtout utilisé pour la fabrication de panneaux de particules et de fibres. Ainsi, les travaux de recherche se sont orientés vers l'analyse de la filière bois caractérisée par sa forte dépendance aux marchés étrangers et ses incidences sur le déficit de la balance commerciale. L'objectif global des travaux de recherche est d'analyser les conditions d'une contribution accrue des industries du bois à l'économie du pays. Dans cette optique, les travaux s'intéressent à l'évolution des échanges extérieurs en bois et produits dérivés, à la dynamique des industries du bois, et aux stratégies de compétitivité des industries du bois. Il s'agit aussi d'évaluer les incidences des changements des régulations des importations sur les industries en question, en se basant sur une analyse du fonctionnement de celles-ci, des stratégies de ces acteurs, et sur une appréciation des régulations déjà suivies. Ces dernières années, les travaux ont concerné l'analyse de l'adéquation entre l'offre et la demande de bois et produits dérivés, et leurs perspectives dans les vingt prochaines années. Les résultats obtenus permettent d'aider à la décision dans le choix de la gestion forestière et de la production des industries du bois, et dans la planification du secteur des industries du bois. Les tendances d'augmentation de la demande en bois industriel peuvent être expliquées par l'amélioration du niveau de vie. Les faibles ressources en bois du pays continueront à occasionner une forte importation de produits dérivés de bois. Ainsi, trois orientations principales peuvent être suggérées : une meilleure mise en valeur des forêts productives, une adaptation de l'offre des produits forestiers à la demande, et une innovation technologique pour l'utilisation de bois de moindre qualité.

Filières des produits forestiers non ligneux La valeur économique des produits non ligneux tels que la biomasse fourragère, les champignons, les fruits et les plantes aromatiques et médicinales est assez importante. Toutefois, l'exploitation et la valorisation des produits forestiers nécessitent des interactions entre les activités des filières de l'amont à l'aval, la disposition de circuits d'écoulement réguliers avec des prix compétitifs. Ce thème de recherche s'intéresse à l'appréciation de l'importance économique et sociale des produits forestiers non ligneux et à l'analyse du fonctionnement de leurs marchés. Par la suite, il s'agit de développer une approche de coordination d'actions privées, communautaires et publiques au niveau des filières de certains produits forestiers considérés de grande importance tels que les graines de pignon, les graines de pin d'alep, les plantes aromatiques et médicinales. Le but étant de contribuer à la réduction de la pauvreté des communautés rurales, une gestion forestière durable et une meilleure valorisation économique des produits forestiers.

Les plantes aromatiques et médicinales (PAM) forestières ont été étudiées en premier lieu en vue dégager des stratégies d'amélioration de leur contribution à l'économie nationale et des revenus des populations locales car elles font l'objet de stratégies de développement par le Ministère de l'Agriculture. Le travail réalisé a permis d'analyser l'organisation actuelle de la filière et le partage de profits entre les différents acteurs, et d'étudier les possibilités d'implication des groupements forestiers dans cette filière. La filière liège a été en second lieu notamment en ce qui concerne la formation des prix du liège brut. Les filières du liège ont à faire face à des defis importants pour leurs avenir dans les différents pays.

Un de ces défis communs est le fait que depuis, à peu près dix ans, les bouchons de liège qui sont encore le principal produit de la filière, subissent une concurrence de plus en plus forte de la part de produits substituts. Cette concurrence a induit des efforts importants de modernisation technologique et de réorganisation commerciale de l'industrie au Portugal, mais aussi avec des retombées sur d'autres pays producteurs de matières premières, comme la Tunisie. Ces retombées se sont traduit par le fait qu'il est de plus en plus stratégique pour les industriels du liège de réaliser une intégration verticale vers l'amont, jusqu'à la préparation des planches, de façon à mieux contrôler la qualité du produit final qui est cruciale pour faire face à la concurrence des substituts. Une analyse de l'écart de la situation du marché du liège en Tunisie avec celle d'un marché concurrentiel a été menée dans le but d'évaluer la différence entre la situation théorique et la situation réelle. Les résultats montrent que les prix auraient pu être de 12 à 81 % plus élevés que ceux pratiqués entre 2006 et 2008, pour la même qualité. Afin de se rapprocher le plus possible d'un marché concurrentiel, trois pistes de réflexion sont ainsi proposées pour encourager une plus forte concurrence sur le marché du liège en Tunisie : la première concerne les conditions de vente du liège, la seconde, le mode de vente de ce liège et la troisième la détection et la sanction des soumissions concertées.

Contenu

1. Daly-Hassen, Hamed ; Kasraoui, Mounir ; Karra, Chedly. 2014. Le bois industriel en Tunisie : aggravation de la dependance extérieure malgré les reboisements. *Bois et forêts des tropiques*, 4e trimestre 2014, no 322, p. 29-37.

2. Hamed Daly-Hassen et Zoe LeFort. 2011. Peut-on améliorer le prix de vente du liège en Tunisie? *Actes des 15èmes Journées Scientifiques de l'INRGREF:Valorisation des Produits. Annales de l'INRGREF (2011), 15, Numéro spécial, 161-173 ISSN 1737-0515*

3. Daly-Hassen H., Khouaja A., Chebil A., 2004. Impact de la baisse des tarifs douaniers sur l'industrie de bois local en Tunisie, 3/2004, *NEW MEDIT, 3 (3) : 28-31.* ISSN: 1594-5685.

4. Hamed Daly-Hassen, Ameur Ben Mansoura, Mohamed Nouioui, et Foued M'hadhbi. 2003. Analyse de la filière des plantes aromatiques et médicinales en forêt Tunisienne. *Annales de l'INRGREF, Numéro spécial, 7 : 61-73.*

5. Hamed Daly-Hassen. 1999. Les industries de transformation des bois : structure et stratégies des entreprises. *Revue Sciences de gestion, (26-27) : 559-575.* ISSN: 1160-7742 (Print), 1760-6136 (Online).

6. Hamed Daly-Hassen. 1998. Les perspectives de l'offre et de la demande de bois rond industriel en Tunisie à l'horizon 2015, *Annales de l'INRAT, 71 : 275-296. ISSN:* 0365-4761.

7. Hamed Daly-Hassen. 1996. Le rôle de la politique industrielle dans le développement des industries du bois et du papier en Tunisie. *Mondes en développement, XXIV (95) : 98-108. ISSN :* 0302-3052.

8. Hamed Daly-Hassen. 1992. Les produits forestiers industriels en Tunisie : Contenir la dépendance. *Forêt Méditerranéenne, XIII (4) : 294-302.* ISSN: 0245-484X.

Le bois industriel en Tunisie : aggravation de la dépendance extérieure malgré les reboisements

Hamed Daly-Hassen[1]
Mounir Kasraoui[2]
Chedly Karra[3]

[1] Institut national de recherche agronomique de Tunisie (Inrat)
Université de Carthage
Rue Hedi Karray
2049 Ariana
Tunisie

[2] Régie d'exploitation forestière (Ref)
Ministère de l'Agriculture
30, rue Alain Savary
1002 Tunis
Tunisie

[3] Direction générale des forêts
Ministère de l'Agriculture
30, rue Alain Savary
1002 Tunis
Tunisie



Photo 1.
Un fort potentiel de production de bois industriel grâce aux reboisements continuels depuis les années 1960, même si les reboisements sont souvent réalisés pour la protection des bassins versants.
Photo DGF.

H. DALY-HASSEN, M. KASRAOUI, C. KARRA

RÉSUMÉ

LE BOIS INDUSTRIEL EN TUNISIE : AGGRAVATION DE LA DEPENDANCE EXTÉRIEURE MALGRÉ LES REBOISEMENTS

La Tunisie est toujours dépendante des importations pour satisfaire ses besoins en bois et produits dérivés à hauteur de 90 % malgré l'extension du couvert boisé de 500 000 ha environ au cours des cinq dernières décennies. L'objectif principal de ce travail est d'apprécier la contribution des forêts à la satisfaction des besoins en bois industriel et son évolution au cours des cinq dernières décennies, et de déterminer la capacité des industries du bois à valoriser le bois local. La consommation de bois industriel a augmenté de 0,19 M m^3 en 1961 à 1,30 M m^3 en 2012, alors que la production de bois industriel a augmenté de 0,09 M m^3 seulement durant cette période. Dans un contexte de libéralisation des marchés, la valorisation du bois industriel et la maîtrise des importations ne peuvent être réalisées que s'il existe une réelle coordination entre les acteurs de la filière bois (administration chargée de la gestion forestière et de la vente du bois, exploitants, industriels) permettant d'aboutir à la compétitivité des industries du bois. Une mise sur le marché de 50 000 m^3 de bois supplémentaires et leur valorisation industrielle entraîneraient une recette additionnelle de 1,5 millions de dinars tunisiens (M DT) (+22 %) pour le budget de l'État, la réduction de la valeur des importations de 12 M DT (3 % des importations de bois et ouvrages en bois), et l'accroissement de la valeur ajoutée du secteur bois de 4 M DT, en plus de la création d'emploi au niveau de l'exploitation et la transformation.

Mots-clés : bois industriel, dépendance extérieure, Tunisie.

ABSTRACT

INDUSTRIAL TIMBER PRODUCTION IN TUNISIA: DESPITE REFORESTATION, DEPENDENCE ON IMPORTS IS INCREASING

Tunisia still relies on imports to satisfy 90% of its domestic demand for timber and timber products, despite an increase in forest cover of some 500,000 ha in the last fifty years. The main aim of this study was to assess the share of Tunisia's forests in supplying needs for industrial timber over the last fifty years, and to determine the capacities of its timber industries to process locally-sourced timber. Consumption of industrial timber increased from 0.19 M m^3 in 1961 to 1.30 M m^3 in 2012, while industrial timber production increased by only 0.09 M m^3 over the same period. In the current context of market liberalisation, industrial timber processing and reduced dependence on imports can only be achieved with effective coordination between all players in the forests and timber sector (government departments responsible for forest management and timber sales, logging companies and industries) to enhance the sector's competitiveness. An increase of 50,000 m^3 of local timber and industrial timber products on the market would generate an additional 1.5 million of Tunisian dinar (M DT) (+22 %) for the State budget, reduce imports by 12 M DT (3 % of timber and timber product imports) and increase added value in the domestic timber sector by 4 M DT, as well as creating jobs in the logging and timber processing.

Keywords: Industrial timber, dependence on imports, Tunisia.

RESUMEN

LA MADERA INDUSTRIAL EN TÚNEZ: INTENSIFICACIÓN DE LA DEPENDENCIA EXTERIOR PESE A LA REFORESTACIÓN

Túnez sigue dependiendo en un 90% de las importaciones para satisfacer sus necesidades de madera y productos derivados, y ello a pesar de un incremento de la cubierta forestal en unas 500 000 h durante las cinco últimas décadas. El principal objetivo de este estudio consiste en estimar la contribución de los bosques a la satisfacción de las necesidades de madera industrial y su evolución en las últimas cinco décadas, y determinar también la capacidad de la industria maderera para la valorización de la madera local. El consumo de madera industrial aumentó de 0,19 M m^3 en 1961 a 1,30 M m^3 en 2012, mientras que la producción de madera industrial sólo aumentó 0,09 M m^3 en el mismo período. En un contexto de liberalización de mercados, la valorización de la madera industrial y el control de las importaciones sólo pueden realizarse si existe una coordinación real entre los integrantes del sector de la madera (administración encargada del manejo forestal y venta de la madera, operadores forestales e industriales madereros) que logre que las industrias madereras sean competitivas. La comercialización de 50 000 m^3 suplementarios de madera y su valorización industrial proporcionarían unos ingresos adicionales de 1,5 millón de dinares tunecinos (M DT) (+22 %) al presupuesto del Estado, reduciría el gasto en importaciones en 12 M DT (3 % de las importaciones de madera y productos madereros) e incrementaría el valor agregado del sector maderero en 4 M DT, además de crear empleo en las tareas de aprovechamiento y transformación.

Palabras clave: madera industrial, dependencia exterior, Túnez.

Introduction

Comment maîtriser la dépendance extérieure en bois et produits dérivés en Tunisie ? Cette question a été soulevée par les décideurs depuis l'indépendance de la Tunisie. Les solutions proposées sont l'introduction et l'amélioration des essences plus productives pour la satisfaction des besoins par les ressources locales (Uhart, 1966), et une meilleure coordination entre les politiques forestières industrielles et commerciale afin d'aider l'industrie du bois à affronter la concurrence internationale (Daly-Hassen, 1992). En effet, l'industrie du bois a été protégée jusqu'en 1996 par des quotas à l'importation et des tarifs douaniers (Daly-Hassen, 1996), mais la baisse progressive des tarifs douaniers a entraîné une augmentation des importations et une disparition de certaines unités de production (Daly-Hassen *et al.*, 2004). Par ailleurs, l'amélioration de la compétitivité des entreprises n'aboutit pas forcément à un accroissement de la capacité des industries à satisfaire la demande (Daly-Hassen, 1999). Ce sont les articulations entre les acteurs, en termes de marchés, de technologies et de capitaux, qui peuvent aboutir à long terme à une meilleure valorisation des ressources en bois (Daly-Hassen, 1999). Plusieurs travaux ont montré que la consommation de bois et produits dérivés en Tunisie, toujours croissante, est bien corrélée au niveau de vie et à la population (Daly-Hassen, 1992, 1998 ; FAO, 2002). Toutefois, le remplacement du bois par l'aluminium, le plastique et le papier, et le développement technologique de l'industrie du bois sont des changements structurels qui entraînent une modération de cette croissance. Face à cette augmentation de la demande, l'effort de reboisement a commencé depuis l'indépendance, même si les plantations forestières ont principalement pour but de lutter contre l'érosion et de la désertification, plutôt que de produire du bois. Aussi, il n'y a pas eu une gestion appropriée pour une production accrue de bois industriel.

L'objectif principal de ce travail est d'apprécier la contribution des forêts à la satisfaction des besoins en bois industriel en Tunisie, son évolution au cours des cinq dernières décennies, et de déterminer la capacité des industries du bois à valoriser le bois local. Ceci nous amènera à dégager des orientations visant à réduire le déséquilibre entre l'offre et la demande. Elles permettront aux décideurs (forestiers, industriels) de prendre des décisions stratégiques pour le développement de la filière bois, et de mieux s'adapter aux besoins en tenant compte des divers types de bois bruts requis.

Méthode d'analyse

L'offre de bois industriel est déterminée à partir de la vente de bois (bois façonné et bois sur pied) par la Régie d'exploitation forestière. La demande de bois est approchée à travers la consommation apparente (CA) des produits semi-finis de bois (sciages, panneaux de particules, panneaux de fibres, placages et contreplaqués) et les importations nettes de produits finis (meubles et ouvrage en bois).

La consommation apparente est calculée selon la formule suivante :

CA = production (P) + importations (M) – exportations (X) = production (P) + importations nettes (M – X).
(équation 1)

Les sources de données sont l'Institut national de la statistique (INS), les déclarations des entreprises de panneaux (Panobois, Stibois) et, à défaut, la base de données de la FAO (FAO Database).

Pour la conversion des quantités de masse (t) en volume (m^3), diverses densités de bois ont été utilisées selon le type de bois importé (1,7 pour le sciage, 1,33 pour les feuilles de placage, 1,54 pour les contreplaqués, 1,5 pour les panneaux et 1,6 pour les produits finis) (FAO, 1988). Pour estimer la consommation globale de bois et produits dérivés (C_{BPD}) pour une année donnée, nous calculons la somme des consommations apparentes des produits semi-finis, converties en m^3 équivalent en bois rond (EBR). Les volumes de sciages (C_s), de panneaux (C_p), de placages et contreplaqués (C_{pl}), et des importations nettes de meubles $(M – X)_m$ et d'ouvrages en bois $(M – X)_{ob}$, exprimés en m^3, ont été multipliés par les coefficients de conversion respectifs 1,7 ; 1,55 ; 2,3 ; 2,2 et 2 pour les convertir en m^3 EBR (Daly-Hassen, 1992).



Photo 2.
Le bois d'eucalyptus est surtout utilisé pour la fabrication de panneaux.
Photo DGF.



Photo 3.
Parc à bois de pin. Les principaux bois utilisés par l'industrie sont ceux du pin et de l'eucalyptus.
Photo DGF.

$C_{BPD} = 1,7\ C_s + 1,55\ C_p + 2,3\ C_{pl} + 2,2\ (M - X)_m + 2\ (M - X)_{ob}$
(équation 2)

Afin d'apprécier le déséquilibre entre l'offre et la demande, le coefficient de dépendance extérieure est calculé à travers le rapport entre les importations nettes (M – X) et la consommation apparente (CA).

Coefficient de dépendance étrangère = $((M - X) / C_{BPD}) \times 100$
(équation 3)

En outre, des entretiens ont été effectuées avec les responsables des principales unités de fabrication de panneaux afin de déterminer leur capacité potentielle, la production actuelle et leur disposition à accroître leur capacité de production afin de répondre aux besoins du marché. Un schéma de la filière bois en 2012 a ainsi été établi sur la base de cet ensemble d'informations.

Résultats

Évolution de l'offre de bois industriel

La Tunisie a connu ces dernières décennies un accroissement sensible des plantations forestières qui ont atteint 509 000 ha sur la période 1960-2012 (Jalel, 1996 ; DGF, 2013) (photos 1 et 2). Les essences de plantation sont principalement l'eucalyptus, le pin d'Alep, le pin pignon, le pin radiata et le cyprès. Les peuplements forestiers sont caractérisés par leur faible accroissement en bois ; en effet, le stock de bois est de 31,9 m^3/ha en moyenne et l'accroissement annuel moyen est de 0,75 m^3/ha/an, soit un accroissement annuel de 513 000 m^3 (DGF, 2010). En outre, selon l'entreprise Stibois, il y a une mauvaise appréciation de la qualité de bois par les industriels, notamment due à une densité de bois plus élevée par rapport aux bois importés.

La Régie d'exploitation forestière (Ref) met en vente du bois façonné (5 % du volume) (photo 3) et du bois sur pied, en plus du bois de maquis et d'acacia utilisé comme bois de feu. Toutefois, la quantité proposée est irrégulière, avec une moyenne de 187 000 m^3/an sur la période 2000-2013 (figure 1). Cette variation n'est pas liée à des critères de marché, mais à la disponibilité de moyens logistiques et humains pour effectuer l'opération de martelage. D'autres contraintes sont souvent signalées par la Ref, d'ordre technique (absence de plans d'aménagement pour certaines séries forestières, absence de conduites sylvicoles) et commercial (prix du bois rendu usine proposé faible en comparaison du prix du bois pour le charbonnage). Ainsi, selon la Ref, le décalage entre les quantités proposées et vendues en 2013 est expliqué plutôt par des difficultés d'exploitation et des mises à prix élevées que par une saturation du marché. Durant la période 2004-2009, toute la production a été vendue, ce qui indique que les besoins de l'industrie de bois sont au minimum égaux à l'offre de bois. Cette incertitude sur l'approvisionnement de bois industriel, en quantité suffisante et à long terme, constitue une contrainte majeure pour le développement de l'industrie du bois.

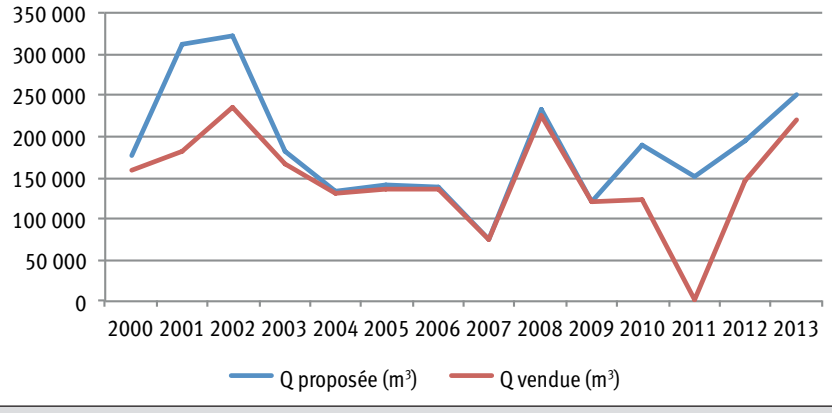


Figure 1.
Évolution des ventes de bois (à l'exception des bois de maquis, bois d'acacia et bois de chauffage) provenant du domaine forestier de l'État (m^3).

En plus de cette offre provenant des forêts domaniales, l'offre de bois provenant des terres agricoles (brise-vent, etc.) est estimée à 30 000 m³ environ.

En tenant compte de l'expansion de la superficie des plantations de production (estimée à 7 000 ha/an), la production potentielle serait beaucoup plus élevée, surtout en suivant une gestion forestière visant la production de bois. Les projections de la production potentielle de bois rond élaborées par la FAO prévoient que la production de bois rond industriel serait de 318 000 m³ en 2020 et 733 000 m³ en 2050 (FAO, 2002), en considérant un taux de boisement futur décroissant de 20 % par décennie par rapport à la situation en 2000. Ces valeurs montrent que l'offre en bois industriel actuelle et future pourrait satisfaire largement la demande potentielle de l'industrie du bois. Toutefois, la valorisation du bois local dépend principalement de la capacité des industries locales et de la compétitivité de ces industries.

En 2012, l'approvisionnement de l'industrie de première transformation est estimé à 130 000 m³, réparti comme suit : 63 000 m³ (panneaux de fibres), 37 000 m³ (panneaux de particules) et 30 000 m³ (palettes de bois). Ainsi, le volume de bois vendu (221 000 m³) est réparti comme suit : 100 000 m³ (45 %) de bois d'industrie, 30 000 m³ (14 %) de bois d'œuvre, 20 000 m³ (9 %) de bois de service (selon la Ref) et 71 000 m³ (32 %) de bois de feu. La figure 2 présente le schéma de la filière bois, avec une estimation des flux de bois bruts par activité.

Les entretiens réalisés auprès des entreprises révèlent que les principales unités qui valorisent le bois industriel sont :
- Stibois, dont la capacité de production est estimée à 33 000 m³ de panneaux de fibres et les besoins en bois de trituration à 68 000 m³ par an, dont 70 % de bois d'eucalyptus et 30 % de bois de pin ; cette usine avait programmé un investissement dans une nouvelle unité en 2007, avec une capacité de production de 120 000 m³ de panneaux MDF, mais ce programme n'a pas été concrétisé, notamment à cause de l'absence de garantie d'approvisionnement en bois ;
- Panobois, dont la capacité de production est de 23 000 m³/an de panneaux de particules et les besoins en bois brut sont estimés à 47 000 m³/an ;
- sept unités de palettes dont l'approvisionnement en bois est estimées à 30 000 m³/an au total.

Il convient aussi de noter qu'une unité de fabrication de panneaux de particules Panofort a fermé en 2011 en raison d'une mauvaise gestion. Son approvisionnement était d'environ 20 000 m³ de bois.

Le bois industriel est ainsi principalement utilisé en tant que bois de trituration. Le besoin de ce type de bois est estimé à 115 000 m³/an dont 70 % de bois d'eucalyptus (74 000 m³) et 30 % de bois de pin (41 000 m³).

Les deux unités de panneaux souffrent de difficultés d'approvisionnement qui sont de deux ordres.

Le coût du bois est élevé. Il comprend le coût du bois sur pied (30 DT[1]/m³ en moyenne en 2013), les charges d'exploi-

[1] 1 DT (dinar tunisien) = 0.50 euro en 2012.
Source : http://www.oanda.com/.

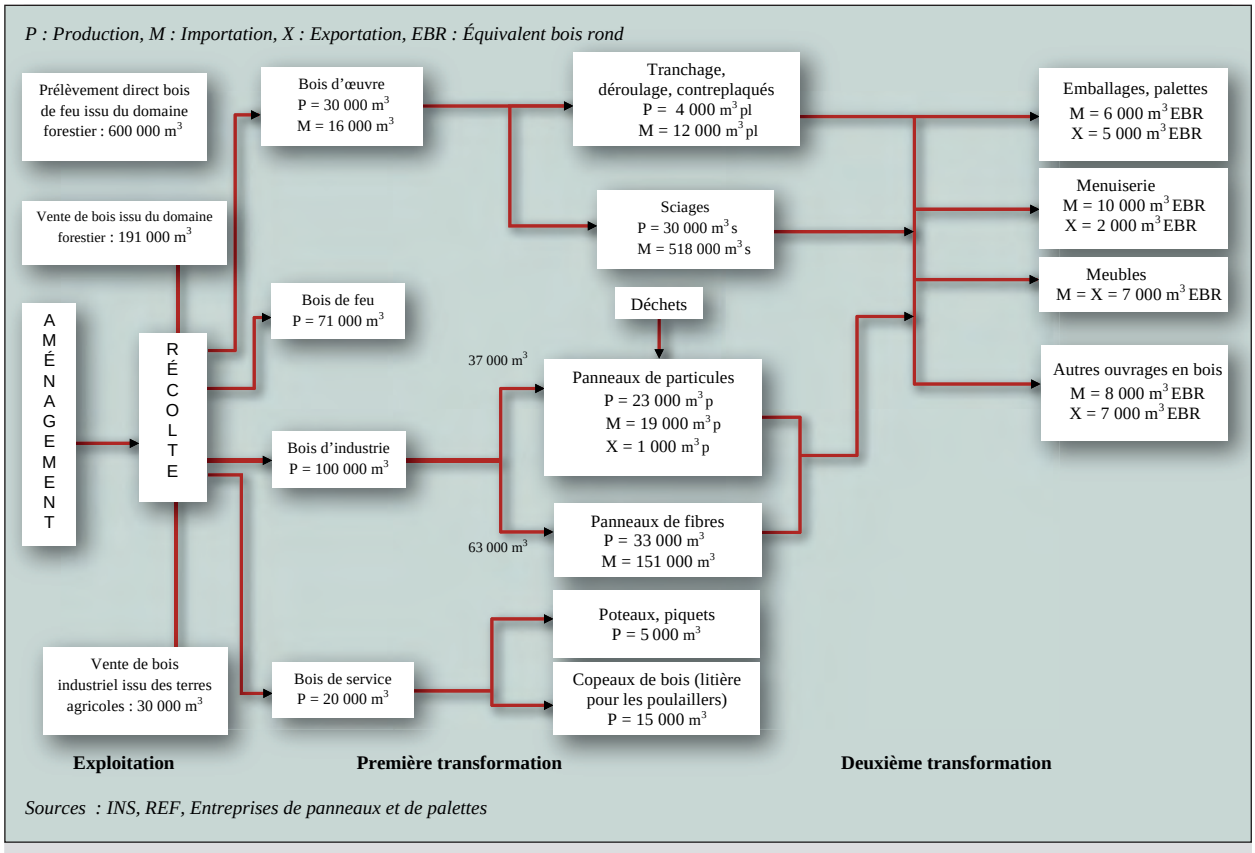


Figure 2.
Schéma de la filière bois en Tunisie pour l'année 2012.

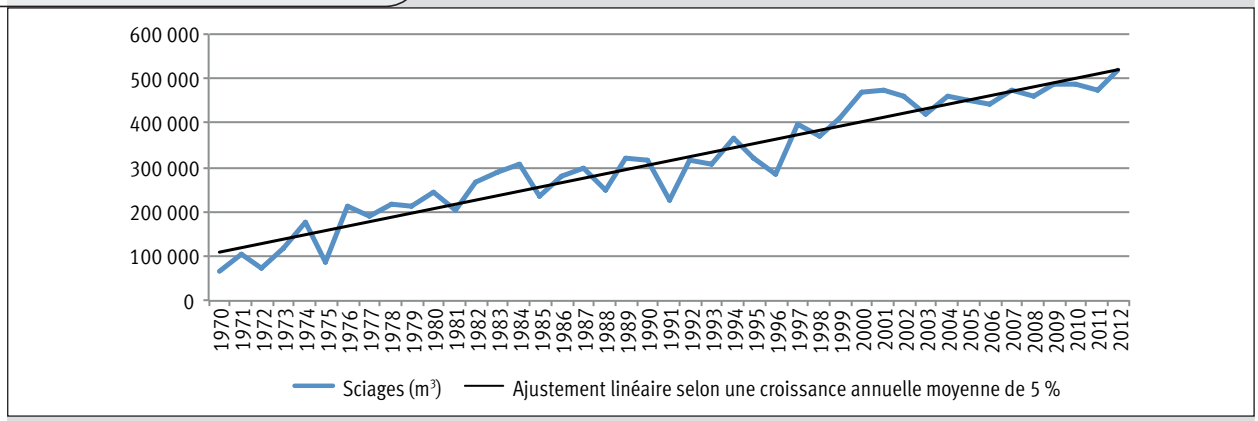


Figure 3.
Évolution des importations de sciages.

tation (20-25 DT/m³), le coût de transport à l'usine (20 DT/m³ environ) et la marge de l'exploitant. Étant donné que le coût du bois constitue environ la moitié de l'ensemble des coûts de matières premières, les industriels ne peuvent pas se permettre d'acheter le bois brut au-dessus d'un certain prix seuil auprès des exploitants. En effet, le prix de revient des panneaux MDF est estimé supérieur au prix de revient en Europe pour des raisons de coût de matières premières et d'économies d'échelle. Le coût de transport de panneaux importés à partir de l'Europe constitue néanmoins une contrainte à l'importation. Les autres usagers du bois (palettes, charbon de bois) offrent des prix beaucoup plus intéressants.

Le volume de bois proposé à la vente par la Ref n'est pas toujours suffisant pour satisfaire les besoins en bois des industriels. Sur la période 2000-2013, le volume de bois proposé n'a dépassé le seuil de 200 000 m³ que pour les années 2001, 2002, 2008 et 2013.

Ces difficultés ont amené un industriel à recourir à l'importation de bois provenant de Annaba en Algérie (à 60 km de la frontière tunisienne), mais cette importation est soumise à un contrôle phytosanitaire et à des taxes élevées ; pour cela, ce choix a été abandonné. La solution proposée est de ne pas octroyer d'autorisation de charbonnage du bois industriel (bois de pin et d'eucalyptus), et d'offrir plusieurs adjudications par an afin d'assurer une souplesse financière et une régularité d'approvisionnement.



Photo 4.
Les besoins en bois industriel sont satisfaits à 90 % par les importations, notamment de sciages.
Photo H. Daly-Hassen.

Évolution des importations de bois et produits dérivés

Durant la période 1960-1990, les importations ont été surtout composées de produits semi-finis ne pouvant pas être fabriqués en Tunisie (sciages issus des bois tempérés, bois bruts et placages issus des bois tropicaux). Mais avec l'évolution technologique et la libéralisation des importations depuis 1996, les importations se reportent de plus en plus sur des panneaux de fibres, pouvant être fabriqués à partir des bois locaux. Le principal produit, le sciage, connaît une croissance moyenne annuelle de ces importations de 5 % sur la période 1970-2012 (figure 3, photo 4). L'augmentation des importations de panneaux de particules est expliquée par la réduction des droits de douane, mais aussi par la réexportation vers la Libye des importations (figure 4). En effet, un système de quotas a été appliqué jusqu'en 1990, puis un démantèlement tarifaire a été opéré pour les importations de l'Union européenne en 1996, avec une baisse progressive du droit de douane (43 %) jusqu'à son annulation en 2008 (Daly-Hassen *et al.*, 2004). Toutefois, des restrictions à l'importation ont été appliquées de manière exceptionnelle entre 2006 et 2010. Le démantèlement tarifaire ainsi que le remplacement du sciage, du placage et des panneaux de particules par les panneaux de fibres MDF dans l'industrie du meuble et la menuiserie ont induit une accélération de leurs importations de 3 000 m³/an en 2000 à 150 000 m³/an en 2012 (figure 5). L'évolution en dents de scie des importations de feuilles de placage est expliquée par le remplacement de ces produits par le papier mélaminé dans l'industrie du meuble (figure 4). Les importations de meubles représentent 7 000 m³ EBR environ. Celles des ouvrages en bois, notamment de menuiserie, sont de 24 000 m³ EBR.

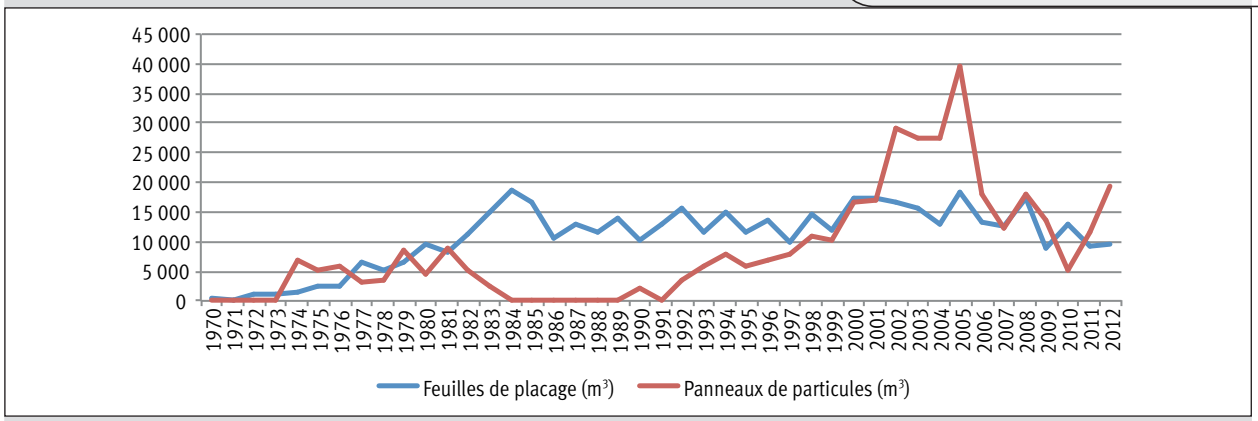


Figure 4.
Évolution des importations de panneaux de particules et de feuilles de placage.

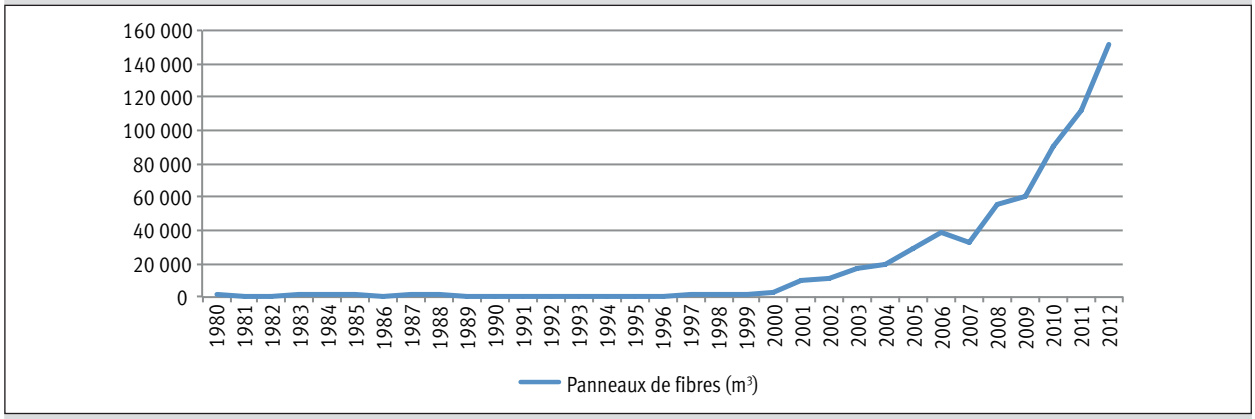


Figure 5.
Évolution des importations de panneaux de fibres.

La valeur des importations est passée de 161,4 millions de dinars tunisiens (MDT) en 2000 à 404,6 MDT en 2012, soit 1 % de la valeur des importations totales du pays et un accroissement moyen de 8,8 % par an. En 2012, les principaux produits importés en valeur sont les sciages (59,2 %), les panneaux de fibres (18,4 %), les feuilles de placage (4,6 %), les panneaux de particules (1,8 %), les bois bruts (2 %), les contreplaqués (0,9 %), les ouvrages en bois (6,7 %) et les meubles (6,4 %). La forte croissance de la valeur des importations peut être expliquée en partie par celle des panneaux de fibres. En effet, la valeur de leurs importations est passée de 1 MDT en 2000 à 75 MDT en 2012.

Évolution des exportations

Les exportations globales, y compris les meubles, sont faibles, avec une légère régression de 24 900 m³ en 2000 à 20 613 m³ en 2012. Il convient de noter une forte augmentation entre 2004 et 2006 (51 000 m³ en 2005), expliquée par la réexportation de panneaux importés. En 2012, les exportations sont composées notamment de meubles (30 %), d'ouvrages de menuiserie (9 %), de panneaux (12 %), d'éléments d'emballage (21 %) et autres ouvrages en bois (28 %).

Évolution de la consommation apparente

L'évolution de la consommation apparente varie selon le produit.

Sciages

L'évolution de la consommation apparente des sciages a connu une augmentation importante, passant de 113 000 m³ en 1975 à 548 000 m³ en 2012, soit un accroissement annuel moyen de 4,3 %. Cette augmentation est essentiellement le fait des importations qui ont été de l'ordre de 518 000 m³ en 2012. La production locale des sciages reste trop faible par rapport à l'importation ; elle est surtout utilisée pour la fabrication de palettes. Après une croissance rapide de la consommation dans les décennies 1970-80, la consommation des sciages s'est accrue de 3 % par an durant les deux dernières décennies. Cette tendance tient au remplacement des sciages par les panneaux, et du bois en général par l'aluminium et le plastique dans la fabrication de menuiseries.

Panneaux de particules et de fibres

La consommation apparente de panneaux de particules et de panneaux de fibres a enregistré une augmentation notable pendant la période 1975-2012, passant de 23 000 m³ en 1975 à 225 000 m³ en 2012, notamment à la suite de la substitution des panneaux aux sciages.

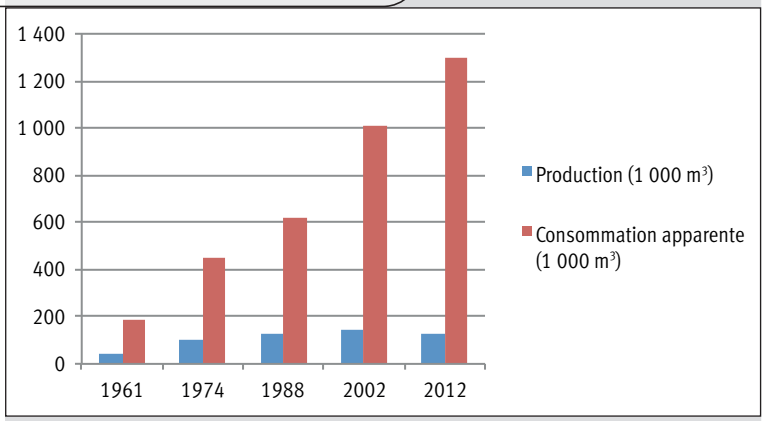


Figure 6.
Comparaison entre la production de bois industriel et la consommation apparente de bois et produits dérivés.

L'évolution technologique de l'industrie du bois a permis de remplacer le sciage (provenant de bois d'œuvre de bonne qualité) par les panneaux de particules, les panneaux de fibres, le bois reconstitué, le bois restructuré, le bois composite, etc. Ceux-ci peuvent être produits à partir des bois locaux et représentent un créneau de valorisation du bois en Tunisie.

Placages et contreplaqués

La consommation apparente de placages et de contreplaqués a aussi connu une augmentation notable, surtout durant la première période d'analyse, de 7 000 m³ en 1975 à 21 000 m³ en 2002, une régression atteignant 16 000 m³ en 2012.

Meubles et ouvrages en bois

Les échanges extérieurs de produits finis en bois sont faibles. En effet, les importations et les exportations de meubles représentent 7 000 m³ EBR environ. Pour les ouvrages en bois, notamment de menuiserie, les importations sont de 24 000 m³ EBR alors que les exportations sont de 14 000 m³ EBR. Ainsi, les importations nettes représentent 10 000 m³ EBR.

Bois et ouvrages en bois

La consommation globale est passée de 244 000 m³ EBR en 1975 à 1 309 000 m³ EBR en 2012 (figure 6). Le taux de croissance moyen annuel est de 4,6 %. Rapportée à la population, la consommation par habitant a augmenté de 0,04 à 0,12 m³ EBR/1 000 habitants, avec un taux de croissance de 2,8 % pour la période 1975-2012.

Évolution de la dépendance extérieure

La Tunisie est largement dépendante des importations en bois et produits dérivés pour satisfaire ses besoins. Durant les cinq dernières décennies, le coefficient de dépendance extérieure en bois et produits dérivés a augmenté de 77 % en 1961 à 90 % en 2012 (tableau I). Ces coefficients de dépendance varient selon les produits : 96 % pour les sciages, 75 % pour les panneaux et 100 % pour les feuilles de placage en 2012.

Malgré les investissements conséquents pour l'extension du couvert forestier de 500 000 ha environ au cours des cinq dernières décennies, la satisfaction de la demande de bois industriel par la production locale reste limitée.

Conclusion

La situation actuelle de l'offre de bois industriel et de l'industrie du bois continue à occasionner une forte importation de bois et produits dérivés. Le déficit engendré (353 MDT en 2012) représente ainsi 3 % du déficit global de la balance commerciale. Une mise sur le marché de 50 000 m³ de bois supplémentaires et leur valorisation industrielle entraîneraient une recette additionnelle de 1,5 MDT (+ 22 %) pour le budget de l'État, une réduction de la valeur des importations de 12 MDT (3 % des importations de bois et ouvrages en bois), et un accroissement de la valeur ajoutée du secteur bois de 4 MDT, en plus de la création d'emplois dans l'exploitation et la transformation.

Les orientations de la filière bois doivent tenir compte de l'accroissement de l'offre de bois issu des reboisements, de la libéralisation des importations de bois et produits dérivés, et du remplacement du sciage par les panneaux dans la fabrication

Tableau I.
Évolution de la dépendance extérieure en bois industriel durant les 50 dernières années, de 1961 à 2012.

	1961	2012	Croissance 1961-2012
Production (x 1 000 m³)	44	130	+ 195 %
Consommation apparente (x 1 000 m³)	190	1 309	+ 589 %
Coefficient de dépendance étrangère	77 %	90 %	+ 13 %
Sources	Uhart (1966)	REF (2012), INS (2012)	

de meubles et la menuiserie. Dans un contexte de libéralisation des marchés, la valorisation du bois industriel et la maîtrise des importations ne peuvent être réalisées que s'il existe une réelle coordination entre les acteurs de la filière bois (administrations chargées de la gestion forestière et de la vente du bois, exploitants, industriels) permettant d'aboutir à la compétitivité de la production nationale. L'administration forestière pourra mettre en valeur les forêts productives en vue d'une production accrue de bois industriel et adapter le mode de vente afin d'assurer une régularité d'approvisionnement, et les industriels chercheront à accroître leurs capacités de production et à améliorer leur compétitivité à travers la réduction des coûts de production. Cette articulation de marché devra être complétée par des articulations technologiques et de capitaux, via l'établissement de réseaux entre les exploitants forestiers et les entreprises de première et de seconde transformation.

Ainsi, trois orientations principales peuvent être suggérées.

▪ Meilleure mise en valeur des forêts productives

La mise en valeur des forêts productives, à travers l'actualisation des plans d'aménagement et l'application des opérations sylvicoles, permettra d'accroître le potentiel de production et de produire des bois de qualité. Il s'agit de bien gérer les plantations forestières pour la production du bois industriel.

▪ Adaptation de l'offre des produits forestiers à la demande

Il y a nécessité d'une planification de l'exploitation du bois en fonction des critères du marché, et de mise à disposition des moyens humains et logistiques nécessaires. Une meilleure connaissance de l'état de l'offre et de la demande par les industriels et par l'administration forestière permettra d'aboutir à une meilleure valorisation des produits. Pour cela, une meilleure coordination entre les acteurs est nécessaire ; elle viserait d'abord à établir un équilibre entre l'offre et la demande de bois industriel, à réguler les prix d'achat du bois auprès des exploitants, et à encourager ces derniers à vendre le bois de trituration aux industriels plutôt qu'aux charbonniers.

▪ Amélioration de la compétitivité des entreprises à travers la croissance de la capacité de production, l'innovation industrielle et l'établissement de réseaux

La croissance de la capacité de production des entreprises leur permettra de bénéficier des économies d'échelle, et l'innovation industrielle de concurrencer les produits importés et de répondre aux besoins spécifiques du marché. Les intégrations en amont et aval (exploitation, entreprises de menuiserie et de meubles) entraîneraient une amélioration de la compétitivité.

Remerciements

Les auteurs remercient la Direction générale des forêts et la Régie d'exploitation forestière tunisiennes pour leur appui et leur collaboration dans la réalisation de ce travail. Ils remercient aussi les deux relecteurs pour leur disponibilité et la pertinence de leurs commentaires, ayant abouti à l'amélioration de la première version de l'article.

Références bibliographiques

DALY-HASSEN H., 1999. Les industries de transformation des bois : structures et stratégies des entreprises. Revue Sciences de Gestion, 26-27 : 559-575.

DALY-HASSEN H., 1998. Les perspectives de l'offre et de la demande de bois rond industriel en Tunisie à l'horizon 2015. Annales de l'INRAT, 71 : 275-296.

DALY-HASSEN H., 1996. Le rôle de la politique industrielle dans le développement des industries du bois et du papier en Tunisie. Mondes en Développement, 24 (95) : 98-108.

DALY-HASSEN H., 1992. Les produits forestiers industriels en Tunisie : contenir la dépendance. Forêt Méditerranéenne, 13 (4) : 294-302.

DALY-HASSEN H., KHOUAJA A., CHEBIL A., 2004. Impact de la baisse des tarifs douaniers sur l'industrie de bois local en Tunisie. New Medit, 3 (3) : 28-31.

DGF, 2013. Rapport annuel de la Direction générale des forêts. Tunisie, DGF.

DGF, 2010. Deuxième Inventaire forestier et pastoral national tunisien. Tunisie, DGF.

FAO, 2012. FAO database: FAOSTAT forest products and trade. Rome, Italie, FAO. http://faostat.fao.org/

FAO, 1988. Forest products: World Outlook projections. Rome, Italie, FAO.

FAO, 2002. Perspectives mondiales de l'offre future de bois issus des plantations forestières. Rome, Italie, FAO, Document de travail GFPOS/WP/03, 171 p.

INSTITUT NATIONAL DE LA STATISTIQUE DE TUNISIE (INS), annuel. Statistiques du commerce extérieur, années 1975-2012. Tunis, Tunisie, INS.

JALEL T., 1996. Historique des reboisements en Tunisie. *In* : Direction générale des forêts, (éd.). Séminaire sur les reboisements en Tunisie, Sousse, Tunisie, 1996, 1-15.

RÉGIE D'EXPLOITATION FORESTIÈRE (REF), annuel. Rapport d'activité, années 1975-2013. Tunis, Tunisie.

UHART E., 1966. Rapport sur l'économie forestière. Projet du Fonds spécial des Nations unies, Institut de reboisement de Tunis/FAO.

Peut-on améliorer le prix de vente du liège en Tunisie?

Hamed Daly-Hassen[1] et Zoë Lefort[2]

[1] *Chercheur, INRGREF, Université du 7 novembre à Carthage, Tunis*
[2] *Etudiante AgroParisTech ENGREF Nancy*

ملخص: هل يمكن الرفع من سعر الخفاف في تونس؟ يهدف هذا العمل دراسة كيفية الرفع من سعر الخفاف في تونس، وذلك انطلاقا من الملاحظتين هاتين: الأولى الفارق الكبير بين سعر الخفاف بتونس وفي غيرها من البلدان المنتجة لهذه المادة، والثانية وضعية العرض والطلب في تونس والتي تتأثر بالسوق العالمية. ويقترح هذا العمل تحليلا للفجوة بين الوضعية الحالية للسوق في تونس والسوق التنافسية مع تقييم للوضعية النظرية والوضعية الفعلية. وتظهر النتائج أن الأسعار يمكن أن تكون من 12 إلى81 بالمائة أعلى من تلك السائدة في الفترة المتراوحة بين 2006 و2008 لنفس النوعية. وأخيرا نقدم بعض المسارات للقرب من السوق التنافسية وذلك من خلال تغيير كيفية البيع والكشف عن الممارسات التي تحد من المنافسة.
سعر الخفاف / السوق/ التنافس / تونس

Abstract : Can we improve the selling price of cork in Tunisia? Comparison between cork prices between Portugal and Tunisia shows the low level of cork prices in Tunisia, despite the fact that cork price is strongly influenced by international market. In addition to differences in cork quality, we wondered whether this situation is related to specific market conditions that lead to an income loss for the Tunisian estate. This paper focuses on Tunisian cork market. Firstly, we analysed aspects of supply and demand, and then, we evaluate the price differential between a competitive market and the real situation. Results show that considering tunisian cork quality, the prices could be 12 to 81 % higher than the prices observed between 2006 and 2008. To get as close as possible to a competitive market, some ideas on patterns of sales and the detection of anticompetitive practices are presented.
Price / cork / market / competition / Tunisia

Résumé : Cet article propose une réflexion concernant la formation du prix du liège en Tunisie. Partant de deux constats : d'une part, un grand écart de prix du liège en Tunisie et au Portugal, et d'autre part, la situation particulière concernant l'offre et la demande dans ce pays, fortement influencé par les conditions du marché international, nous nous sommes alors interrogés sur cette situation qui pourrait avoir une conséquence négative sur le prix du liège et donc sur les revenus de l'État, propriétaire de la totalité des subéraies. Cet article propose une analyse de l'écart de la situation du marché du liège en Tunisie avec celle d'un marché concurrentiel, et cherche à évaluer la différence entre la situation théorique

et la situation réelle. Les résultats montrent que les prix auraient pu être de 12 à 81 % plus élevés que ceux pratiqués entre 2006 et 2008, pour la même qualité. Afin de se rapprocher le plus possible d'un marché concurrentiel, quelques pistes sont proposées à la fin de cette analyse, concernant les modes de ventes ainsi que la détection des pratiques anticoncurrentielles.
Prix / liège / marché / concurrence Tunisie

1. INTRODUCTION

Les peuplements de chêne liège en Tunisie sont situés dans la région de Kroumirie et de Mogods, et couvrent une superficie de 90.000 ha environ en 2005, soit 42,6% des peuplements feuillus de Tunisie (CNT/DGF/DGRS, 2005). L'importance économique du chêne liège tient à sa capacité de produire du liège, mais aussi au pâturage et autres productions. La production moyenne de liège sur les dix dernières années (1999 – 2008) s'élève à 6826 t (Régie d'Exploitation Forestière). Le liège est ainsi une source importante de revenus pour l'État, les recettes de liège étaient de 7,6 Millions DT en 2008, soit 44% des recettes totales des produits forestiers.

Différents types de liège sont récoltés et vendus : le liège mâle issu du premier démasclage de l'arbre, le liège de reproduction, le liège de ramassage, et les déchets du liège. Il existe différents débouchés selon les catégories de liège. Le liège mâle, le liège de ramassage et les déchets du liège sont transformés en granulés, utilisés pour la fabrication de divers ouvrages en liège aggloméré : panneaux d'isolation, de revêtements, liège dit « technique ». Cependant le débouché le plus lucratif pour le liège est la bouchonnerie. Cela se reflète sur le prix du liège de reproduction par rapport au prix des autres types de liège : le prix moyen du liège de reproduction obtenu lors des adjudications en Tunisie pour la période 2006 – 2008 est de 1240 DT la tonne, contre 280 DT/t pour les déchets du liège et 180 DT/t pour le liège mâle. Pour la même période, la vente de liège de reproduction représente en moyenne 96% des recettes de l'adjudication annuelle (Régie d'Exploitation Forestière). Le liège est un produit naturel, caractérisé par une grande amplitude dans la gamme de qualité de ce produit qui a un impact sur la variation des prix. Le marché est fortement ancré dans un contexte international, le Portugal assure le leadership dans le secteur de la production et de la transformation, par ses ressources importantes comme par son industrie dynamique et son contrôle du marché international des bouchons. Toutefois, la comparaison des prix de vente du liège de reproduction en pile (en €/t) montre que les prix pratiqués au Portugal sont équivalents à 3-4 fois ceux pratiqués en Tunisie pour la période 2000-2008 (*Sources : APCOR pour les prix au Portugal, REF pour les prix en Tunisie, BCT pour les taux de conversion €/DT, 1 Dinar Tunisien (DT) = 0,55 euro en 2008)*. Ainsi, la différence de prix

est énorme, soit 1312 €/t ou 2386 DT/t en 2008 par exemple. Deux explications peuvent être apportées : La première concerne la qualité de la matière première. Cet aspect ne sera pas développé dans le présent article : il est reconnu que le liège tunisien est de moins bonne qualité que le liège portugais. Nous émettons l'hypothèse que la différence de qualité n'est pas l'unique facteur, et que l'organisation du marché en Tunisie est pour partie responsable de cet écart de prix. Pour cela, cet article a pour objectifs d'analyser le marché du liège en Tunisie, d'estimer l'écart de prix entre la situation actuelle du marché et celle d'un marché concurrentiel, et de proposer des recommandations pour se rapprocher du marché concurrentiel.

2. METHODES

Il s'agit tout d'abord de comprendre la situation concernant le marché du liège en Tunisie. Pour cela, nous devons au préalable définir ce qu'est un marché et ce que sont ses principales composantes.

Un marché est un lieu de rencontre entre offreurs (producteurs) et demandeurs d'un produit (ou d'un service), ici il s'agit du liège. C'est de cette rencontre que se définissent les prix du marché, selon la loi de l'offre et de la demande. Dans une situation de concurrence pure et parfaite (CPP), le prix de marché peut être déterminé par l'intersection entre la courbe d'offre et celle de la demande si les cinq hypothèses suivantes sont réalisées : atomicité du marché, libre entrée et libre sortie, homogénéité des produits, transparence du marché et libre circulation des facteurs de production. Bien sûr la situation de concurrence pure et parfaite est une situation théorique, et les marchés réels s'en approchent plus ou moins. La situation du marché du liège tunisien sera analysée par rapport à cette théorie.

Certaines situations présentent un biais considérable par rapport à la première hypothèse de concurrence pure et parfaite, c'est-à-dire que l'atomicité n'est pas réalisée.

Il peut s'agir d'une situation où il n'y a qu'un seul offreur face à une multitude de demandeurs, cette situation est alors appelée monopole. L'offreur en situation de monopole va choisir le prix qui maximise son profit, et non pas celui qui résulte de l'intersection entre la courbe de l'offre et celle de la demande. Dans ce cas, l'offreur est « *price maker* », c'est-à-dire que c'est lui qui décide du prix du marché.

Il existe cependant d'autres situations où l'hypothèse d'atomicité du marché n'est pas réalisée : l'oligopole (un très petit nombre d'offreurs) ou l'oligopsone (un très petit nombre de demandeurs). Par extension, la notion d'oligopole ou d'oligopsone concerne un marché où il existe quelques grosses firmes qui accaparent l'essentiel des parts de marché, et qui ont une influence sur la formation des prix. Dans le cas de l'oligopsone, les gros

acheteurs se comportent comme un cartel défini comme suit : « *une entente explicite entre des producteurs (ou des prestataires de services) afin de réduire ou de faire disparaître la compétition et ses conséquences. Il s'agit de la forme la plus coordonnée d'oligopole* » (Leroux, 1980). Ils cherchent à maximiser leurs profits, le prix d'achat sur le marché sera plus bas que dans un cas de concurrence pure et parfaite et il est aisé de se rendre compte que cela entraînera une perte de revenus pour le vendeur.
La figure 1 illustre la situation théorique et présente le manque à gagner de l'offreur en situation d'oligopsone : un cartel de demandeurs impose un prix plus bas (A) qu'un prix de marché concurrentiel (C). La courbe d'offre est déterminée par l'État qui cherche à vendre toute sa quantité de liège disponible (offre fixe), et défini un prix minimum faible ou correct. Les industriels en situation de concurrence achèteront au prix déterminé par le point C.

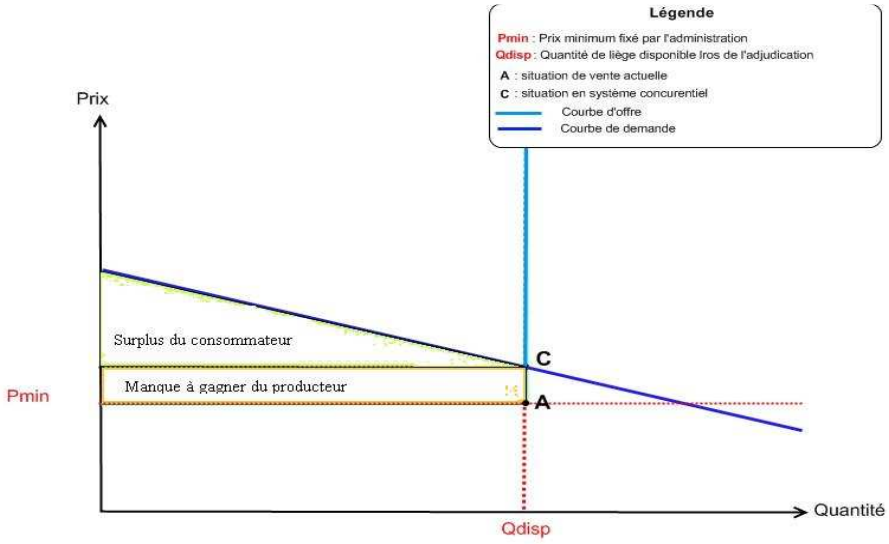


Figure 1 : Situation d'un hypothétique marché concurrentiel en Tunisie.

L'hypothèse de travail est que la situation en Tunisie est celle de l'oligopsone telle que décrite ci-dessus. Dans ce cadre, nous avons mené des entretiens semi-directifs avec la Régie d'Exploitation Forestière (REF) en charge de l'exploitation et de la vente du liège, et avec les industriels acheteurs afin d'apprécier la situation du point de vue offreur et du point de vue demandeur. Nous avons complété ces informations par l'analyse des données concernant la vente du liège et l'exportation de produits liège au cours de la période 1995-2008.

Au cas où la situation d'oligopsone s'applique au marché du liège, l'Etat devrait déterminer le prix de départ le plus juste possible pour les adjudications publiques, chose qu'il ne peut réaliser au vu du manque d'informations dont il dispose. Si l'État fixe un prix trop élevé, les industriels n'achètent pas. Cependant, l'État ne peut pas se permettre de fixer un prix de mise en vente bas car il sera alors assuré de subir un manque à gagner.

Nous allons donc chercher à estimer un prix hypothétique en cas de concurrence plus forte. Pour cela, deux principes ont été considérés :

- La situation de marché doit s'approcher le plus possible d'une situation de concurrence pure et parfaite,
- Le taux de valeur ajoutée du secteur liège doit correspondre au niveau de transformation du produit.

Nous cherchons donc une année de « référence » sur la période d'étude 1995-2008 dont la situation de marché se rapproche des conditions de marché concurrentiel et dont le taux de valeur ajoutée est considéré comme convenable pour le secteur de transformation du liège.

Taux de valeur ajoutée (brut) :

$$TxVA = \frac{ValeurProduction - CoûtMatièrePremière}{ValeurProduction} \qquad (1)$$

Cout de matières premières = (1+a) valeur du liège brut (2)

A partir du prix à l'exportation des produits liège et du taux de valeur ajoutée pour l'année de « référence», le prix du liège brut jugé envisageable pour les autres années est estimé de la façon suivante :

$$Prix_{envisageable} = Prix_{exp}\ (1 - TxVA_{référence})/(1+a) \qquad (3)$$

3. RESULTATS

Les résultats présentent la situation du marché du liège : du côté de l'offre, du côté de la demande, le mode de vente, et puis l'estimation du prix en situation de marché concurrentiel.

3.1. Profil d'un vendeur particulier : l'État

L'État tunisien est le seul propriétaire de l'ensemble de la subéraie. Ces subéraies sont exploitées par la Régie d'Exploitation Forestière, qui est aussi chargée de la vente du liège. Cette vente se fait sous forme d'adjudication publique aux enchères ascendantes depuis 1994. Il s'agit ainsi d'une situation de monopole au niveau de la Tunisie pour la vente du liège, tenu par l'Etat tunisien (unique offreur). De plus l'État occupe une position forte,

de part sa nature même. En effet c'est lui qui fait et qui est garant de l'application des lois, cela lui confère une crédibilité élevée sur le marché. C'est aussi la Régie d'Exploitation Forestière qui élabore le cahier des charges de l'adjudication de liège, et donc qui décide de la participation ou non des entreprises à une adjudication, et les modalités de cette participation. L'État devrait donc être en mesure d'occuper une position dominante sur le marché du liège, position qui devrait faire de lui un « *price maker* ».

Cependant afin de faire les bons choix en ce qui concerne la définition d'un prix pour le liège, il faut être bien informé. La qualité d'un produit est l'un des critères les plus importants afin de décider de son prix, ceci est particulièrement vrai dans le cas du liège de reproduction. Or il se trouve que l'État est mal informé de la qualité du liège qu'il récolte. En effet aucune séparation de qualité n'est réalisée au sein des lots de liège. Aussi, l'attribution de qualité aux lots n'est pas pertinente car les prix sont presque similaires.

Il convient aussi d'être informé du prix du liège dans les autres pays producteurs, afin d'avoir une idée du marché international et ainsi de fixer un prix de départ correct pour le liège tunisien. Cependant il est difficile pour la Régie d'Exploitation Forestière d'obtenir des données comparables : les prix facilement disponibles sont ceux de produits transformés. De plus dans des pays comme le Portugal ou l'Italie, la situation de marché est très différente (il y a beaucoup de propriétaires privés) et la comparaison des prix nécessiterait une analyse poussée. Seuls les prix marocains peuvent fournir une base de comparaison facile en raison de la similitude du marché (vente par adjudication publiques). L'État n'est donc que peu informé du marché international et des prix qui s'y pratiquent.

3.2. Quelques acheteurs seulement

Le marché est restreint aux entreprises partiellement exportatrices, transformant du liège brut sur le territoire tunisien (cahier des charges de l'adjudication, REF 2008). Pour les années 2007 et 2008, six entreprises ont participé à l'adjudication. Il s'agit des Bouchonneries Tunisiennes (BT), de CORTEX, d'El Khaffef, de Liège Aggloméré (LA), de la Société Nouvelle du Liège (SNL) et de la Société Tuniso-Italienne de Bouchon (STIB) (REF, 2008).

Les enquêtes menées auprès des entreprises ont montré que plusieurs d'entre elles ont les mêmes actionnaires majoritaires et le même site de production. Il s'agit en fait de concentration d'entreprises. Considérant (a) la présence pour un certain nombre d'entreprises d'un actionnaire majoritaire commun qui entraîne une stratégie commune pour ces entreprises et (b) le regroupement de ces entreprises sur un même site de production, nous avons

regroupé ces firmes en 5 grandes entités ou « groupes », dont les caractéristiques sont détaillés dans le tableau n°1.

Tableau 1 : Les différents « groupes » et leurs caractéristiques.

Groupe	Capitaux majoritaires	Sociétés constituants le groupe	Achat de liège (% en valeur - 2008)
AMORIM	AMORIM (Portugal)	SNL, FLT, AMORIM TN, CORK Inter	57,03
MBH-MOLINAS	MBH-MOLINAS (Italie)	BT, LA	29,87
STIB	AMORIM (Portugal) /UCCV (Tunisie)	STIB	5,93
CORTEX	Capitaux italiens	CORTEX	7,12
El Khaffef	Capitaux tunisiens	El Khaffef	0,05

Sources : Entreprises, REF

Le tableau 1 montre que la société El Khaffef n'achète que pour une très faible valeur de liège. C'est pourquoi, cette société n'est pas considérée dans ce travail car elle n'a pas d'influence sur le marché.

Les produits fabriqués par les usines des quatre groupes sont sensiblement les mêmes. Il s'agit des bouchons et disques en liège naturel, des bouchons en liège colmaté, des granulés et plaquettes de liège et parfois des panneaux d'isolation. Les gérants des quatre groupes annoncent une part entre 70 et 80 % du chiffre d'affaire réalisé grâce aux bouchons et disques de liège naturel. Selon les données de l'INS pour les années 2000 à 2008, la part en valeur des bouchons et disques à l'exportation se situe entre 55 et 76 %, avec une moyenne de 68% sur ces 9 années.

Ces informations sur les différents « groupes » permettent de dégager les conclusions suivantes :

- Contrairement à ce que l'on pourrait penser de prime abord, le nombre de clients pour la vente de liège est restreint, et cela est dû aux « groupes » qui sont formés par plusieurs entreprises, entraînant une stratégie commune et donc un biais concernant la concurrence sur le marché. Le marché du liège en Tunisie est donc en situation d'oligopsone à cause du petit nombre d'acheteurs.
- Au sein même de ce petit nombre d'acheteurs (4), 2 « groupes » se distinguent en tant que gros clients. Ces deux groupes sont soutenus par des entreprises étrangères.

Il s'avère en outre que les industriels possèdent du personnel formé à l'évaluation de la qualité du liège, personnel que ne possède pas la Régie d'Exploitation Forestière. Il s'agit d'une asymétrie d'information flagrante.
Les industriels ont une position très forte sur le marché du liège tunisien, principalement les groupes AMORIM et MOLINAS. La Régie d'Exploitation Forestière est donc soumise à une grande pression concernant le choix du prix de mise aux enchères de la part de ses principaux clients.

3.3. Analyse des adjudications

L'adjudication annuelle de liège concerne tout le liège tunisien se fait aux enchères ascendantes en présence de tous les soumissionnaires, à partir d'un prix décidé par la REF. Seulement, mise à part les années 1996, 1998 et 1999, le prix d'achat est le même que le prix de départ, c'est-à-dire qu'il n'y a en réalité pas d'enchères. La seule raison possible pour cette situation est la présence d'une entente entre les différents industriels, c'est-à-dire que ceux-ci se mettent d'accord sur une répartition des lots de liège entre tous les acheteurs. Cette entente est appelée soumission concertée. Cette affirmation a été confirmée par les gérants des différentes sociétés, ceux-ci arguant qu'ils ne peuvent pas se permettre d'acheter le liège à un prix plus élevé que celui de mise en vente afin de ne pas mettre en péril leur entreprise. Les acheteurs du liège constituent donc un cartel, dans lequel il y a des membres plus influents que d'autres, celui-ci est dominé par les groupes AMORIM et MOLINAS car ils constituent la plus grande part du marché.
Ainsi le prix fixé par l'État est le prix d'achat, ce qui laisse penser que celui-ci est *price maker*. Cependant, l'avis des industriels de la transformation du liège est pris en compte, ceux-ci demandent à la REF de baisser les prix de départ, et ils laissent planer la menace de ne pas acheter de liège lors de l'adjudication à venir. C'était le cas en 2009 et 2010, les industriels n'ont rien acheté lors des adjudications, ce qui a amené la REF d'organiser une seconde adjudication chaque année et de réviser les prix de départ à la baisse de 30% en 2009 et de 15% en 2010.

3.4. Estimation du prix envisageable lors d'une situation de marché concurrentiel

Durant les trois années 1996, 1998 et 1999 où de réelles enchères ont eu lieu, le prix a connu une augmentation importante (cf. figure 2), ce qui incite à croire que la disposition à payer des industriels est plus élevée que les prix de mise en vente, bien que ceux-ci le réfutent. Par ailleurs, les prix du liège de reproduction pratiqués au Portugal en 1996 et 1999 sont supérieurs de 50% seulement ceux observés en Tunisie.

Aussi, lors de toutes les adjudications précédentes, la totalité de la production du liège a été vendue, et ce malgré une augmentation importante du prix. L'élasticité $\varepsilon=\Delta p/\Delta q$ est donc à priori nulle. Le seul moyen de se procurer du liège en Tunisie étant l'adjudication annuelle, cela est un atout de plus pour la Régie d'Exploitation Forestière pour obtenir un prix plus élevé que celui qu'elle pratique actuellement.

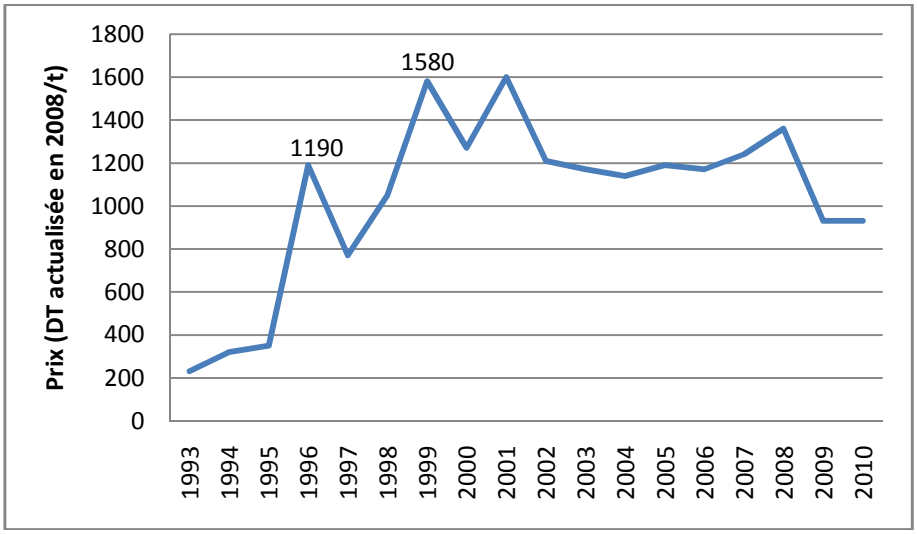


Figure 2 : Evolution du prix du liège de reproduction en Tunisie **.**
Sources : REF, BCT

Pour calculer le taux de valeur ajoutée brute des produits liège en Tunisie au cours de ces trois années, les données utilisées sont la valeur des exportations et celle du liège brut. Le coût des matières premières est déterminé à partir du coût du liège, en lui appliquant un coefficient multiplicateur de 1,24, obtenu grâce aux données d'une usine particulière. L'année 1996 a été retenue comme année de référence, la plus proche d'une condition de marché concurrentiel car les exportations et les ventes de liège étaient relativement stables. Le taux de valeur ajoutée obtenu $TxVA_{1996}$=17 % paraît convenable, en comparaison à certaines valeurs couramment rencontrées. A titre d'exemple le taux de valeur ajoutée des industries de fabrication d'objet en liège, vannerie et sparterie en France pour l'année 2007 est de 18,1% (www.industrie.gouv.fr).
A partir de ces données, un prix envisageable dans le cadre d'une situation de plus grande concurrence entre les industriels a été estimé, pour les années 2006, 2007 et 2008 ; les années 1998 à 2006 ont connu de grandes variations

dans les exportations, dues à l'instabilité des principales entreprises de transformation du liège (rachat de la SNL en 2001 par AMORIM et rachat de BT-LA en 2004 par MHB-MOLINAS).
Selon les hypothèses ci-dessus de conditions de concurrence, les prix du liège entre 2006 et 20008 auraient pu être de 12 à 81 % supérieurs aux prix d'achat, ainsi, ces prix sont de 11 à 45% plus bas que les prix en situation de concurrence (cf. tableau n°2). La vente à un prix concurrentiel aurait entrainé des recettes supplémentaires pour l'Etat, qui pourrait être de l'ordre de 4 Millions DT en 2007 et 2008.

Tableau 2 : Calcul d'un prix envisageable pour les années 2006 à 2008 (DT/t)

Années	Prix "envisageable" (Pe)	Prix d'achat du liège (Pa)	(Pe –Pa) / Pa (%)	(Pa – Pe) / Pe (%)	TxVA estimé (%)
2006	1028	915	12	-11	51
2007	1708	945	81	-45	43
2008	1841	1096	68	-40	36

Sources : Nos calculs, REF, INS

4. DISCUSSION

Les industriels affirment que l'unique moyen de déterminer un prix correct est d'avoir des produits homogènes selon la qualité commerciale du liège. L'approche proposée ici est de déterminer le prix correct pour le liège tunisien selon les conditions actuelles de marché. Bien sûr une estimation de la qualité permettrait de compléter efficacement la réponse à cette question.
Les résultats de ce travail peuvent être comparés avec ceux obtenus par Connor et Bolotova (2006) qui ont analysé l'impact de plus de 800 cartels sur l'augmentation des prix. Pour les marchés oligopolistiques, une augmentation moyenne de 29 % des prix a été observée, la fourchette de 12 à 81 % obtenu dans ce travail paraît cohérente.
Trois pistes de réflexion sont ainsi proposées pour encourager une plus forte concurrence sur le marché du liège en Tunisie : la première concerne les conditions de vente du liège, la seconde, le mode de vente de ce liège et la troisième la détection et la sanction des soumissions concertées.

Trier les lots de liège par qualité

Un tel tri doit être envisagé, car il est probable qu'il permette des recettes plus importantes lors de l'adjudication. De plus, les industriels qui doivent faire un tri important au début de leur chaîne de production seraient

sûrement intéressés aussi, cela permettrait de ne plus « faire un pari » sur le lot qu'ils achètent lors de l'adjudication mais de faire des achats orientés selon les besoins. Le problème qui se pose pour la réalisation d'un tel tri est encore et toujours celui de l'estimation de la qualité qui doit être mené par un expert dont la REF (ou l'administration forestière) ne dispose pas.

Changer la procédure d'adjudication

La vente ne pourra être effectuée que par voie d'adjudication publique (République Tunisienne, 1993). Cependant cette adjudication peut revêtir différentes formes. Pour obtenir une plus grande concurrence, le point principal à prendre en compte est la réduction au minimum de la transparence concernant les soumissions. Dans l'état actuel, l'adjudication a lieu lors d'une rencontre entre la REF et les soumissionnaires en personnes, et les enchères se font de vive voix, ce qui encourage une entente, car alors la moindre déviance par rapport aux termes de l'entente est remarquée et la personne responsable pourra encourir des sanctions de la part des autres entreprises. C'est pourquoi il serait bénéfique d'éviter la rencontre des soumissionnaires, en permettant les enchères sous plis scellés. De plus, l'anonymat de ceux-ci peut être instauré, par exemple grâce à l'attribution d'un numéro de soumission (OCDE, 2008). Cette réduction de la transparence vise à détruire le cartel. En effet, si les entreprises ne peuvent pas observer les achats de leurs concurrents, la tentation de frauder peut détruire le cartel (Varian, 1994).

Détecter et sanctionner les soumissions concertées

La règlementation liée à la concurrence (République Tunisienne, 2005) doit être connue à la fois du personnel administratif en charge de la vente du liège mais aussi des industriels. Il serait possible de rajouter un paragraphe dans le cahier des charges de l'adjudication mentionnant la loi relative aux pratiques anticoncurrentielles ainsi que les sanctions encourues.

Concernant le personnel administratif, un effort important est à faire afin de le sensibiliser à la détection des ententes, aux possibilités de les déjouer par un changement dans l'adjudication et aux procédures visant à sanctionner les entreprises fautives (Nations Unies, 2006). Ceci pourrait se concrétiser en organisant de séminaires de formation à la culture de la concurrence, en passant un signal fort concernant des pratiques inacceptables, et en mettant en place une documentation claire et pratique concernant les pratiques anticoncurrentielles. Enfin, l'administration pourrait se réserver le droit de ne par attribuer de marché si elle constate un manquement de concurrence, toujours dans l'optique de donner un signal fort aux entreprises concernées. Toutes ces recommandations trouvent leurs limites dans le petit nombre

d'acteurs de la filière liège, à commencer par les industriels, qui se connaissent déjà bien. Ainsi, même des dispositions telles que l'anonymat ou la soumission via des plis scellés ne garantissent pas une augmentation de la concurrence, l'entente pouvant tout de même avoir lieu malgré une plus grande difficulté de contrôle du respect des termes de cette entente entre les entreprises.

5. CONCLUSION

Cette étude a privilégié une approche basée sur la valeur ajoutée et les prix à l'exportation en Tunisie pour déterminer le prix du liège brut envisageable. Toutefois, elle a considéré un facteur de qualité du liège tunisien fixe, bien que celle-ci ne soit pas encore correctement évaluée. Elle a montré qu'il est en effet possible d'augmenter le prix de vente du liège de reproduction, de 12 à 81 % du prix actuel, via l'amélioration des conditions de marché.
Pour arriver à cette augmentation il faut accentuer les efforts concernant la formation du personnel administratif, afin qu'il soit à la fois apte à estimer la qualité du liège tunisien mais aussi qu'il ait les outils nécessaires à la compréhension du système économique concurrentiel. Cela passe par aussi par une réflexion concernant le mode de vente du liège, mode de vente qui peut être amélioré afin d'encourager la concurrence.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier tous les acteurs de la filière liège qui ont bien voulu participer aux entretiens et nous fournir les informations utiles pour mener ce travail : Mr Belgacem Dkhili (PDG de l'UCCV, actionnaire au STIB), Mr Francisco Carvalho (administrateur AMORIM), Mr Lotfi Khmiri (Gérant de la SNL), Mr Roberto Antonetti (Gérant COREX), Mr Riadh Ben Mustapha (Responsable commercial BT-LA), Mr Mohamed Nouioui (sous-directeur REF), Mr Youssef Massoudi (chef service REF), Mr Ameur Mokhtar (sous-directeur DGF), Mr Hedi Selmi (chef subdivision à Nefza) et Mr Fawzi Maamouri (responsable WWF Tunis).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AMORIM : www.amorim.com. Dernière consultation Juin 2009

Associaçao Portuguesa de Cortiças (APCOR) : http://www.apcor.pt - consultation Juin 2009

Banque Centrale de Tunisie (BCT), http://www.bct.gov.tn/bct/

Connor J.M., Bolotova Y., 2006. Cartels overcharges : survey and meta analysis – *International Journal of Industrial Organisation* n°24 p. 1009 - 1037

CNT/DGF/DGRS, 2005. Deuxième inventaire forestier et pastoral national : Résultats de l'inventaire forestier sur l'échelon de Jendouba, Tunis.

Institut National de la Statistique(INS) : http://www.ins.nat.tn – consultation Juin 2009

IPROCOR : http://www.iprocor.org - Dernière consultation Juin 2009

Leroux (F). 1980 – *Introduction à l'économie de l'entreprise* – Chicoutimi : Gaëtan Morin éditeur - 286 p.

MOLINAS : www.germond-molinas.com - Dernière consultation Juin 2009

Nations Unies. 2006 – *Examen collégial volontaire de la politique de concurrence : Tunisie Rapport de Synthèse* – New York et Genève : Nation Unies – 36 p.

OCDE. 2008 Lignes directrices pour la lutte contre les soumissions concertées dans les marchés publics, *Synthèses*, Octobre 2008.

Régie d'Exploitation Forestière (REF), 1999 à 2008 – *Résultat des ventes de liège lors de l'adjudication annuelle* – Document interne

République Tunisienne. 1993 – *Code Forestier et textes d'application* – Imprimerie officielle, 135 p.

République Tunisienne. 2005 – *Loi relative à la concurrence et aux prix* – 22 p.

Varian H.R., 1994. L'oligopole *In Introduction à la microéconomie*, DeBoeck et Larcier, Paris, Bruxelles, pp. 481-504.

View publication stats

Impact de la baisse des tarifs douaniers sur l'industrie du bois local en Tunisie

HAMED DALY-HASSEN*, ALI KHOUAJA**, ALI CHEBIL*

Jel classification : F 130, L730

Résumé

L'objectif de ce travail est d'analyser les impacts de la baisse des tarifs sur la protection de l'industrie des panneaux et sur les importations. Ainsi, plusieurs indicateurs ont été identifiés afin d'apprécier les tendances de la protection (1996 - 2008) et l'évolution des échanges (1996 - 2002). Il s'avère que les taux de protection nominale et effective subissent une chute importante, ce qui engendre une baisse continue du taux de marge et va menacer le maintien de cette activité à partir de 2004. Aussi, le degré d'auto-approvisionnement, en baisse progressive depuis 1996, indique-t-il la fragilité de l'industrie des panneaux face à la concurrence internationale. Ainsi, des orientations vers l'introduction de nouveaux processus de production, l'augmentation de la taille des usines et l'optimisation des quantités de matières premières introduites seraient souhaitables pour réduire le recours au marché international du bois et des produits dérivés.

Abstract

The objective of this article is to analyze the effects of tariff reduction on the wood panel industry protection and product trade. Hence, indicators have been identified in order to estimate the protection trends (1996-2008) and trade evolution (1996-2002). Results show that nominal and effective protection undergo significant slowdown causing a reduction of the marginal rate of the panel industry, threatening its survival after 2004. Also, the self-supplying rate showed continuous fall since 1996 indicating the fragility of this industry in regard to the international competition. Thus, orientations to other production processes, an increase of the production size and raw materials optimization would be indicated to reduce the Tunisian dependence on wood and wood products.

1. Introduction

Depuis l'indépendance de la Tunisie, un effort de reboisement important a été réalisé pour l'accroissement de l'offre de bois industriel. Le bois industriel local, d'un volume de 120000 m^3 en 2001, est valorisé dans la fabrication de panneaux de particules et de fibres à hauteur de 83% et dans la fabrication de sciage pour le reste. En effet, la majorité du bois industriel est transformée par les trois unités de panneaux de particules. Aussi, quelques unités de sciage transforment-elles du bois d'œuvre dans la fabrication de palettes et d'emballage.

En général, l'industrie du bois est très tributaire des marchés étrangers pour la satisfaction des besoins du pays en bois et ouvrages en bois. En effet, le coefficient de dépendance étrangère (proportion de la demande intérieure satisfaite par les importations nettes) était de 88% en 2001. Les pays de l'Union Européenne (UE), et principalement la Finlande, la Suède et la France, figurent parmi les principaux fournisseurs. La structure des importations (bois bruts, produits semi-finis et finis) dépend de la politique industrielle et commerciale (Daly-Hassen, 1996) .

Durant la période 1969-1990, un système de quotas a été appliqué afin de contrôler les importations. Par la suite, un nouveau système de libéralisation progressive avec une réduction graduelle des restrictions qualitatives et quantitatives (quotas, tarifs douaniers, etc..) a été mis en place pour réduire les barrières d'accès au marché national. Mais, les tarifs douaniers sont maintenus assez élevés pour la protection de l'industrie nationale.

Par exemple, les importations de bois et produits dérivés ont été soumises à des droits de douane allant de 20% à 43% en 1994 selon le niveau de transformation (IEQ, 2001) . Ce système a eu un impact réduit sur la protection des industries de bois. En effet, les évolutions des taux de protection nominale ont été de 35% en 1986 à 38% en 1994 pour les produits de travail du bois, de 58% à 48% pour les menuiseries de bâtiment, et de 60% à 50% pour les meubles et literie durant la même période (IEQ, 2001) .

A partir de 1996, l'accord de création d'une zone de libre-échange entre la Tunisie et l'UE établit un démantèlement tarifaire appliqué selon le niveau de transformation des produits et l'état de la production nationale. Pour les bois et produits dérivés, un démantèlement tarifaire progressif de 1996 à 2001 a été appliqué pour le bois brut, le sciage et le placage, une baisse progressive des droits de douane jusqu'à leur annulation en 2008 pour le contreplaqué, l'emballage, les menuiseries, les parties de meubles en bois, les panneaux et les meubles. La réduction des droits de douane, pour ces deux derniers produits jugés sensibles, a été appliquée à partir de l'an 2000 seulement. Parallèlement à ce démantèlement tarifaire, les entreprises sont incitées à mettre en œuvre un plan de mise à niveau pour accroître leur compétitivité. En effet, cette zone de libre-échange devrait stimuler la croissance en Tunisie à travers le développement de la taille du marché, l'amélioration de la mobilité des capitaux et le transfert technologique (Boughanmi H., Buccola S., 2000).

* Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts
** Institut National Agronomique de Tunisie, Tunis.

Ainsi, la question que l'on se pose est la suivante : Quelles sont les répercussions de la baisse des tarifs douaniers sur les importations, et ainsi sur l'industrie des bois locaux ?

Pour répondre à cette question, cet article vise, en premier lieu, à analyser l'évolution de la compétitivité coût et prix de l'industrie des panneaux de particules. Ensuite, il traitera les incidences de la baisse des tarifs douaniers sur les indicateurs des échanges extérieurs de l'industrie en question.

Le reste de l'article est structuré comme suit. Dans la section 2, nous proposons les approches d'analyse adoptées. La section 3 sera consacrée à l'interprétation des résultats obtenus. Finalement, les principales conclusions du travail seront présentées dans la section 4.

2. Approches d'analyse adoptées

La libéralisation des importations induit un alignement des prix domestiques sur les prix internationaux. Ainsi, les échanges internationaux seront souvent expliqués par diverses formes de compétitivité. Celles-ci peuvent consister en des coûts de production plus faibles, des prix intérieurs favorables, une meilleure qualité technologique des produits et des structures de marché plus adaptées aux échanges sur les marchés étrangers (Nezeys, 1993) . D'autres facteurs de la compétitivité tels que les conditions du marché mondial et le coût du transport international (Lachaal, 2001) peuvent avoir des effets déterminants sur la compétitivité de l'industrie.

Ainsi, différents types de compétitivité peuvent être distingués, parmi lesquels nous citons les deux premiers qui sont essentiels pour des produits standardisés comme les panneaux de particules :

- la compétitivité – le coût repose sur la comparaison des coûts entre pays. Une baisse des coûts de production permet d'augmenter la production et d'équilibrer la balance commerciale.
- la compétitivité – le prix est défini par une comparaison des prix de vente des différents pays sur un même marché. Le taux de change est considéré comme étant l'un des facteurs affectant la compétitivité, sa baisse par rapport à la monnaie européenne (Euro) se traduit par une réduction des importations et un accroissement des exportations.

Pour l'analyse de la compétitivité, une enquête a été menée auprès des trois entreprises de panneaux de particules pour avoir des données sur les coûts de production et sur les prix. Par ailleurs, nous disposons des coûts de production détaillés d'une usine de panneaux en Allemagne (DGF, 1999) et des statistiques annuelles sur les prix à l'importation (INS).

Plusieurs indicateurs ont pu ainsi être dégagés :

- Le coût unitaire relatif par rapport à un pays européen (l'Allemagne). $C_{UR} = C_{TN} / C_{ET}$. Cet indicateur permet de fournir une comparaison avec de grands pays producteurs et exportateurs de panneaux.
- Le taux de protection nominale basé sur une comparaison des prix.
  $TPN = (P_{TN} - P_{Etranger}) / P_{Etranger}$. Les entreprises nationales se réfèrent au prix à l'importation (P_{CAF}) et au droit de douane (t) pour la fixation de prix.
  $PTN = (P_{CAF} (1+t)+C_p+C_t)$. C_p et C_t sont respectivement les frais portuaires et de transport. On suppose que $(C_p + C_t) = 5\% P_{CAF}$, et que $P_{Etranger} = P_{CAF} / 1,05$.
- Le taux de protection effective est appréhendé comme étant une comparaison de la valeur ajoutée. $TPE = (VA_{TN} - VA_{Etranger}) / VA_{Etranger}$. Le TPE indique l'importance de l'intervention de l'Etat pour la protection de la valeur ajoutée nationale.
- Le taux de marge est un indicateur de rentabilité.
  Taux de marge = (Prix – Coût) / Prix. Plus ce taux est faible, plus l'entreprise ne serait pas capable de maintenir son activité.
  Pour déterminer les tendances de ces indicateurs au cours du temps, nous avons tenu compte de l'évolution des tarifs douaniers jusqu'en 2008, et nous avons considéré certaines hypothèses d'évolution : un accroissement des coûts globaux en Tunisie et à l'étranger de 1% par an, une augmentation des prix ($P_{Etranger}$ et P_{CAF}) de 1% par an à partir de 2002 (FAO, 1997) et confirmées par Zhu S. et al. (2001) .
- Aussi, l'incidence de la baisse des tarifs douaniers sur les indicateurs des échanges extérieurs est appréciée par les évolutions en volume du degré d'auto-approvisionnement (Da) et du coefficient de dépendance étrangère (De) . Ces indicateurs correspondent respectivement aux ratios suivants :
  $Da = (P - X) / (P + M – X)$
  et $De = (M – X) / (P + M – X)$
  où :
  P= Production
  X= Exportation
  M= Importation
  Ces ratios renseignent sur la proportion de la demande intérieure satisfaite par la production locale pour Da et par les importations nettes pour De.

3. Résultats

3.1. La compétitivité - coût

Il s'avère que les coûts de production en Tunisie sont beaucoup plus élevés à la fois au niveau des coûts des matières premières et des frais du personnel (cf. Tableau n°1) .

En général, l'industrie tunisienne du bois ne bénéficie pas d'avantages comparatifs, tels qu'ils sont présentés par Lafay (1990), au moins pour les produits standards comme les sciages, les panneaux et les contreplaqués. En effet, les ressources en bois limitées, les techniques utilisées et la faible taille du marché ne permettent pas de bénéficier d'économies d'échelle.

Le coût unitaire relatif est de 141%. En effet, les coûts des

Tab. 1. *Coûts unitaires relatifs de la fabrication des panneaux de particules*

Indicateur	Année 2000
Coût unitaire relatif	141%
Coût unitaire relatif des matières premières dont :	154%
- Coût unitaire relatif du bois brut	173%
- Coût unitaire relatif de la colle	208%
Coût unitaire relatif des frais du personnel	277%

Source : Elaboration propre à partir des données de l'enquête et de la DGF

principales matières premières, bois et colle, sont assez élevés alors qu'elles constituent respectivement 32% et 25% du coût global. Aussi, l'encombrement de ces produits empêche leur importation malgré l'annulation du tarif douanier du bois brut et la baisse progressive de celui de la colle, qui est de 19% en 2002.

La différence de productivité de travail entre les usines en Allemagne et en Tunisie élargit l'écart entre leurs prix de revient. Les économies d'échelle réalisées par les grandes entreprises étrangères, d'une taille dépassant souvent 500.000 m³ par an, expliquent la forte productivité du travail. L'effectif salarié est limité à 0,19 personnes / 1000 m³ en Allemagne alors qu'il varie entre 5 et 13 personnes / 1000 m³ dans les usines tunisiennes.

Ces coûts élevés peuvent aussi être expliqués par la protection des entreprises nationales, qui ne sont pas motivées à suivre l'évolution technologique et à accroître leur productivité. Avec la baisse de cette protection, la réduction des coûts pourrait être réalisée par l'optimisation des quantités de matières premières introduites, l'augmentation de la taille des usines tout en tenant compte des capacités d'approvisionnement et la diminution des coûts d'exploitation et des intérêts financiers.

3.2. Compétitivité - prix

L'appréciation du décalage entre les prix intérieurs et les prix à l'étranger permet de mesurer la compétitivité d'un pays sur son marché intérieur.

En 2001, le prix intérieur est supérieur au prix à l'étranger de 45%. Il convient de signaler que les panneaux sont largement échangés sur le marché international. En effet, près du tiers de la production de l'UE est exporté vers des pays voisins, et même vers des pays de l'Asie du Sud-Est. L'évolution du prix international est souvent cyclique, ce qui dépend du niveau de l'offre (ouverture de nouvelles capacités de production) et de la demande internationale. L'évolution des coûts de production influe faiblement sur le prix. En 2000, le prix en Allemagne est en dessous de son niveau en 1995, malgré une augmentation des prix des matières premières (énergie, notamment) . Toutefois, l'indice de référence des prix dans ce pays a suivi une courbe ascendante depuis 2001 (NU/FAO, 2001) .

Le prix de référence des panneaux de particules est souvent déterminé par le marché des Etats-Unis, le pays le plus grand consommateur du bois. Ainsi, l'évolution des prix à l'importation dépend du taux de change du dollar. En effet, l'évolution des prix à l'importation en Tunisie est plus influencée par les fluctuations du taux de change que par la baisse des tarifs douaniers. Durant la période de 1995 à 2001, la dépréciation du dinar tunisien (DT) par rapport au dollar de 53% a induit une augmentation des prix à l'importation de 14,8% malgré la réduction des prix mondiaux (NU et FAO, 2001) et la baisse du tarif douanier de 43% à 33%.

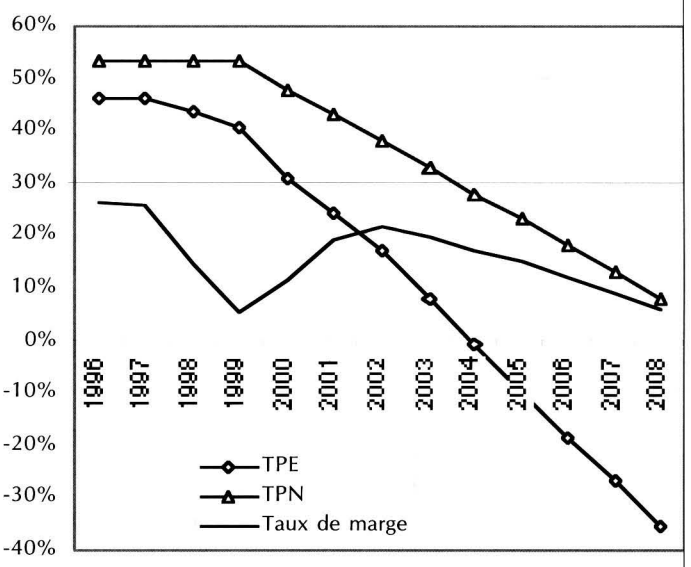
La figure n°1 retrace l'évolution réelle des taux de protection et du taux de marge de 1996 à 2002, et leurs prévisions jusqu'à 2008. En définitive, on observe une tendance à la baisse des taux de protection depuis 2000. Le secteur des panneaux de particules ne serait plus protégé à partir de 2004.

En ce qui concerne le taux de marge, il y a eu des fluctuations de 1998 à 2002. Ce taux risquerait de diminuer rapidement suite à la réduction des taux de protection nominale et effective. Ce taux serait inférieur à 20% à partir de 2004. L'activité de fabrication de panneaux de particules ne pourrait pas être maintenue avec les hypothèses plausibles présentées précédemment.

3.3. Incidence de la baisse des tarifs douaniers sur les indicateurs des échanges extérieurs

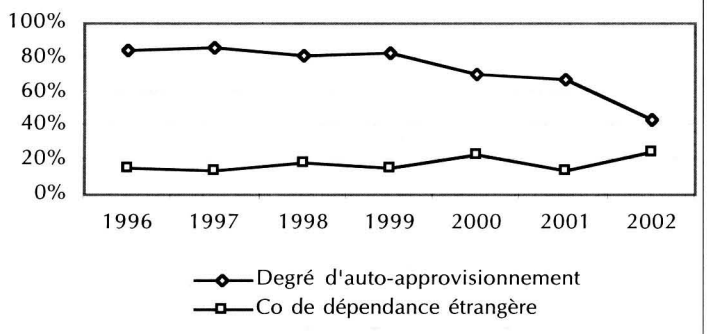
La faible compétitivité de l'industrie des panneaux s'est traduite par un accroissement des importations de ce produit de 25,2% par an en moyenne (1995-2001), le volume

Fig. 1. *Evolution des taux de protection et du taux de marge de l'industrie des panneaux de particules*



Source : Elaboration propre à partir des données de l'enquête, DGF et INS.

Fig. 1. *Evolution des taux de protection et du taux de marge de l'industrie des panneaux de particules*



Source : Elaboration propre à partir des données de l'enquête, DGF et INS.

importé atteint ainsi 43000 m3 Equivalent bois rond (EBR) en 2002. Par conséquent, le degré d'auto-approvisionnement (Da) a diminué de 84% en 1996 à 44% en 2002, alors que le coefficient de dépendance étrangère (De) s'est accru de 15% à 25% durant la même période (cf. Figure n°2). La chute du degré d'auto-approvisionnement, malgré les taux de protection encore élevés, montre des signes de fragilité de l'industrie des panneaux et des risques d'orientation vers le marché mondial pour la satisfaction de la demande nationale.

L'accroissement des importations des panneaux au cours des trois dernières années est dû à la baisse de la protection, d'une part et à l'augmentation des exportations tunisiennes en panneaux stratifiés destinés à l'ameublement, d'autre part. Il convient de préciser que l'importation de matières premières, en vue de leur exportation après la transformation locale, est exempte des droits de douane. Cette situation a permis d'aboutir à un équilibre des échanges extérieurs en valeur en 2001.

4. Conclusion

La valorisation du bois local a eu lieu depuis vingt ans grâce aux investissements de l'Etat dans l'industrie des panneaux principalement, d'une part, et aux diverses restrictions à l'importation, d'autre part. Cette intervention de l'Etat a entraîné une protection élevée de l'industrie du bois.

En 1995, l'accord de création d'une zone de libre-échange avec l'Union Européenne sur la baisse des tarifs douaniers a induit la réduction de la protection de l'industrie des panneaux de 46% en 1996 à 19% en 2002. En effet, la compétitivité de cette industrie ne peut pas être atteinte uniquement par les biais des coûts et des prix par rapport aux industries européennes. La faiblesse des ressources en bois du pays et la taille réduite du marché sont des facteurs défavorables au développement de cette industrie. La réduction des tarifs douaniers a déjà entraîné une baisse du degré d'auto-approvisionnement jusqu'à 44% en 2002, qui risque de s'aggraver dans les prochaines années.

Face à la concurrence étrangère, les entreprises de panneaux s'orientent vers la réduction des coûts des matières premières, l'arrêt de certaines unités de fabrication de produits standards, le positionnement sur des niches de marché avec des produits à plus forte valeur ajoutée et l'intégration en aval sur la production de meubles. D'autres stratégies pourraient être appliquées pour accroître la compétitivité telles que l'introduction de nouveaux processus de production, l'optimisation des quantités de matières premières introduites et l'augmentation de la taille des usines.

Par ailleurs, l'arrêt de fonctionnement d'une usine de panneaux (STIBOIS) en 2003 et l'arrêt prévisible d'autres usines nous amène à réfléchir sur les modes de valorisation des bois locaux. Cette sous-valorisation entraîne une baisse de la valeur marchande des bois, une réduction du nombre d'exploitants affectés à l'approvisionnement de l'industrie et une baisse de la valeur ajoutée nationale. Pour cela, les industries du bois méritent d'être privilégiées pour leur approvisionnement, des opportunités d'investissement devraient donc être encouragées dans la fabrication d'emballage, de coffrage, d'aboutage d'avivés et d'artisanat en bois, et les interventions sylvicoles devraient tenir compte des nouvelles tendances du marché du bois.

Références

Boughanmi H. and Buccola S., 2000. The free-trade area: a general equilibrium look at probable impacts in Tunisia, MEDIT, 4/2000, 2-10.

Daly-Hassen H., 1996. Le rôle de la politique industrielle dans le développement des industries du bois et du papier en Tunisie, Mondes en développement, Tome 24, 95, 98-108.

Direction Générale des Forêts (DGF), 1999. Etude sur l'analyse des secteurs industriels utilisant le bois, Tunis, 59 p.

FAO, 1997. FAO provisional outlook for global forest products : Consumption, production and trade to 2010, Rome, 92 p. + annexes.

Institut d'Economie Quantitative (IEQ), 2001. Premier rapport triennal sur la compétitivité de l'économie Tunisienne, Les Cahiers de l'IEQ, numéro spécial, 13-164.

Institut National de la Statistique (INS), annuel. Annuaire statistique du commerce extérieur, INS, Tunis.

Lachaal L., 2001. La compétitivité : Concepts, définitions et applications. Cahiers Options méditerranéennes, Paris, 57, 29-36.

Lafay G., 1990. La mesure des avantages comparatifs révélés, Economie prospective internationale, 41, 27-44.

Nations Unies (CEE) / FAO, 2001. Revue annuelle du marché : Produits forestiers 2000-2001, Nations Unies, New York et Genève, 185 p.

Nezeys B., 1993. La compétitivité internationale, Economica, 138p.

Zhu S., Buongiorno J. and Brooks D., 2001. Effects of accelerated tariff liberalization on the forest products sector : a global modeling approach, Forest policy and economics, 2, 57-78.

Actes des Journées Scientifiques de l'INRGREF, Hammamet 2 - 3 Décembre 2003
La Recherche pour le Développement Durable et Intégré des Zones Forestièress

Analyse de la filière plantes aromatiques et médicinales en forêt tunisienne

Daly-Hassen Hamed[1], Ben Mansoura Ameur[1], Nouioui Mohamed[2], M'Hadhbi Foued[1]

[1]*Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts (INRGREF). B.P. 10 – 2080 Ariana, Tunisie. Tel. : (216) 71.230.039. Fax: (216) 71.717.951. E-mail : Dalyhassen.Hamed@iresa.agrinet.tn.*
[2]*Régie d'Exploitation Forestière, Tunis, Tunisie*

Summary - Analysis of the aromatic and medicinal plants sector in Tunisian Forests. In the last few decades, Tunisian exports of essential oils were marked by a substantial decline while world demand, particularly for rosemary oil, has been constantly rising. This decrease is explained by the degradation of plant resources and the non availability of labor among local populations in some areas. The sector is controled by a reduced number of enterprises involved paticularly in valorizing large surface areas of rosemary and myrtle plant species , and the local population is rarely concerned by the conservation issues. Regarding the implication of local population, past experience acquired by some collective interest forest groups (CIFG) led to notice the existence of difficulties at the levels of the marketing production, the mastering of technologic know-how, and the insufficiency in required financial capacities. The elaboration of partnerships linking the forest administration, local CFIG's, and enterprises would be necessary in order to fulfill a sustainable development of plant resources and their valoriszation, the production increment and the equity distribution of benefits.
Aromatic and medicinal plants / essential oils / partnership / forest administration / local population.

Résumé -L'exportation des huiles essentielles issues des plantes forestières est en baisse substantielle, de 215 t en 1970 à 64 t (moyenne 1995-2002), malgré une demande internationale croissante. Cette baisse est expliquée essentiellement par la dégradation et le faible rendement des nappes des deux espèces exploitées : le romarin et le myrte, et le manque de main d'œuvre locale dans certaines régions. Le contrôle de la filière par les entreprises de distribution des huiles essentielles a induit un désintérêt de la population locale pour la conservation de ces espèces, utilisées pour d'autres usages, sutout le parcours du cheptel. Par ailleurs, les expériences menées par les Groupements Forestiers d'Intérêt Collectif (GFIC) dans certaines zones ont permis de relever des difficultés au niveau de la maîtrise de la qualité des produits et de leur écoulement, et du financement des activités de

la filière. Pour cela, l'élaboration d'un partenariat entre l'administration forestière, les GFIC et les entreprises serait nécessaire pour aboutir à une gestion planifiée en fonction de l'ensemble des usages, un développement régulier des ressources et leur valorisation, et un partage équitable des bénéfices.

Plantes aromatiques et médicinales/ huiles essentielles/ partenariat/ administration forestière/ population locale.

1. INTRODUCTION

L'évaluation des bénéfices de la forêt tunisienne a montré l'importance économique des produits non ligneux parmi lesquels les plantes aromatiques et médicinales (PAM) (Daly, 2002). Aussi, le développement du commerce international des PAM a montré les enjeux de développement des produits forestiers non ligneux (Husain, 1991 et Iqbal, 1993). Pour cela, l'analyse de filière par produit s'avère nécessaire afin d'identifier des stratégies de développement à long terme.

Les PAM exploitées en forêt tunisienne pour leur transformation en huiles essentielles sont le romarin (*Rosmarinus officinalis L.*) et le myrte (*Myrtus communis*). Leur superficie jugée exploitable a été évaluée en 1989 (REF, 1989), à environ 346.000 ha pour le romarin, et à 80.000 ha pour le myrte sur une superficie des formations forestières estimée à 1.044.000 ha en 2001 (OSS, 2002). Les nappes exploitables sont proposées à la coupe une fois tous les trois ans en moyenne. Cette fréquence varie selon l'état de dégradation de ces dernières et de leur aptitude à la régénération. En effet, l'intensité d'utilisation de ces nappes pour d'autres usages et services conditionne la période de mise en repos afin de réduire les risques de leur dégradation. Parmi les autres usages auxquels les nappes de romarin et de myrte sont fréquemment assujetties, il convient de rappeler l'affouragement du cheptel domestique local, la consommation de bois de feu et la production de nectar pour une apiculture florissante. En outre, les populations d'une variété d'espèces de la faune sauvage trouvent dans ces nappes un habitat adapté tout comme une importante source pour leur alimentation.

Les usages de l'huile essentielle de romarin sont médicinaux externes et internes, avec ses propriétés désinfectantes et son action tonique et cholagogue, aromatiques, culinaires et cosmétiques. L'huile de myrte est employée dans la parfumerie, le cosmétique, l'aromathérapie et l'arôme alimentaire (*Héritiers Belkhiria*).

Concernant les bénéfices économiques directs dérivés des nappes de romarin et de myrte, ils sont le résultat d'une multitude d'intervenants dans les différentes étapes d'exploitation, de distillation et de commercialisation des huiles. Outre l'administration forestière et la main d'œuvre impliquée dans cette filière, la Tunisie compte aujourd'hui une vingtaine d'entreprises

connues pour leur engagement dans le domaine de l'exploitation, la distillation et la distribution des huiles essentielles (APIA, 2002). La cession des droits d'exploitation a rapporté à l'Etat tunisien une recette de 726.000 DT/an en 2001. L'exploitation des nappes de romarin et de myrte permet également la création d'un complément de revenu non négligeable pour les communautés forestières locales (Ministère de l'Agriculture, 1999). La valeur totale des exportations d'huiles essentielles brutes a atteint 5,9 Mil. DT en 2001, desquels 2,3 Mil. DT sont imputés aux huiles de romarin et de myrte (INS, 2002). Elle représente une contribution de 1,3% des exportations des divers produits agricoles et alimentaires au titre de l'année 2001 (INS, 2002).
A ces intervenants s'ajoute la récente entrée, à titre expérimental, des associations locales, appelées actuellement Groupements Forestiers d'Intérêt Collectif (GFIC), dans les différentes étapes d'extraction et d'écoulement des huiles brutes de romarin et de myrte. L'entrée des GFIC dans la filière a été initiée par l'administration forestière, avec l'aide des ONG, dans le but de consolider son partenariat avec la population forestière, et ce, dans une perspective de gestion participative permettant d'assurer la durabilité des ressources forestières du pays.

L'objectif de cette étude consiste à conduire une analyse économique et sociale de cette filière, d'identifier les limites et contraintes de valorisation des plantes aromatiques et médicinales, d'étudier les opportunités d'implication des GFIC dans cette filière et de dégager des perspectives de développement.

2. MATERIEL ET METHODES

Ce travail a débuté par l'analyse des ressources potentielles en PAM et l'évolution du marché des huiles essentielles afin d'expliquer les tendances actuelles d'offre et de demande.
Ensuite, l'analyse s'est orientée vers l'identification des différents intervenants dans la gestion et l'exploitation des nappes de romarin et de myrte, qui constituent les plantes forestières exploitées. Pour cela, des informations statistiques ont été recueillies auprès de la Direction Générale des Forêts (DGF) et la Régie d'Exploitation Forestière (REF) chargées, respectivement, de la gestion et de l'exploitation forestière dans le pays.
Dans une troisième étape, une enquête structurée a été réalisée auprès des entreprises privées engagées dans l'organisation de la cueillette et la distillation des rameaux, tout comme dans la commercialisation des huiles brutes obtenues. Les quatre entreprises enquêtées représentent ensemble 56% des surfaces exploitées en 2002. Par similitude, une enquête a été conduite auprès de deux GFIC, également impliqués pendant l'année 2002 dans les diverses activités de la filière. Les questions posées aux différents intervenants lors des entretiens ont été orientées vers la caractérisation

qualitative de la filière des PAM, ainsi que vers une analyse quantitative des revenus fournis par cette filière au profit des différents intervenants. L'aspect qualitatif a porté sur le rôle et les attributions des différents intervenants dans l'organisation de la filière, les caractéristiques du marché, la perception des limites et contraintes rencontrées, et les possibilités de promotion de cette filière. Dans l'analyse quantitative, l'étude a essentiellement porté sur les superficies exploitées, les rendements, les revenus générés par la filière, et leur répartition sur les différents acteurs impliqués dans les diverses étapes d'exploitation et de commercialisation.

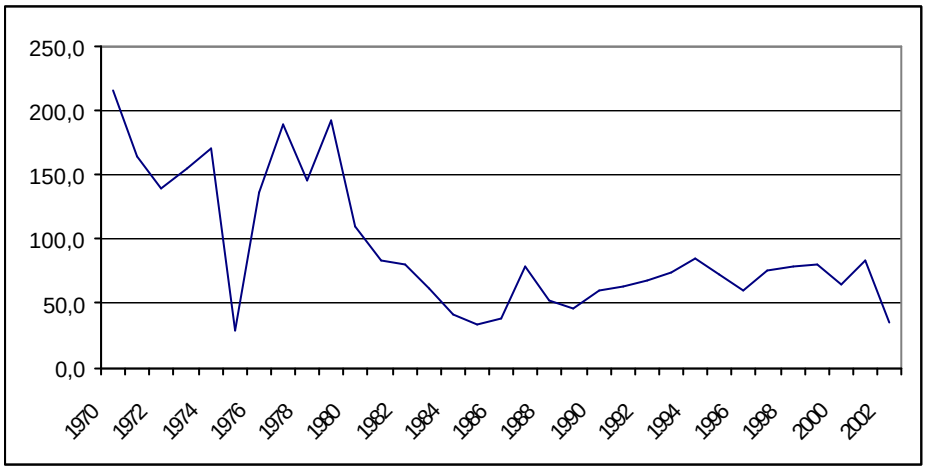
Ainsi, plusieurs indicateurs de performance ont pu être dégagés :

- Le rendement moyen indique le degré de valorisation des ressources. Il correspond au volume exporté par rapport à la superficie exploitée. En effet, la quasi-totalité de la production est exportée ;
- Le taux de valeur ajoutée indique la valorisation des PAM, il est défini par le ratio : Valeur ajoutée (VA) / Production ;
- Le taux de marge indique le partage salaire-profits. Il est calculé par le ratio : Marge brute d'exploitation (MBE) / VA ;
- Le taux de rentabilité brute des équipements mesure la rentabilité des équipements. Il correspond au ratio : MBE / valeur des équipements ;
- Le taux de rentabilité interne apprécie la rentabilité d'un investissement dans la distillation.

3. RESULTATS

3.1. Analyse de marché

Les exportations d'huiles essentielles ont enregistré une nette chute de 216 t en 1970 à 38 t en 1986 (INS), elles ont connu ensuite des fluctuations autour d'un niveau moyen de 67 t (moyenne 1987-2002) (Figure 1). Pourtant, la demande d'huile de romarin est croissante sur le marché mondial (Nations Unies, 2001), tandis que celle de l'huile de myrte reste limitée.



Source : Institut National de Statistique
Figure 1 : Evolution des exportations des huiles de romarin et de myrte (t)

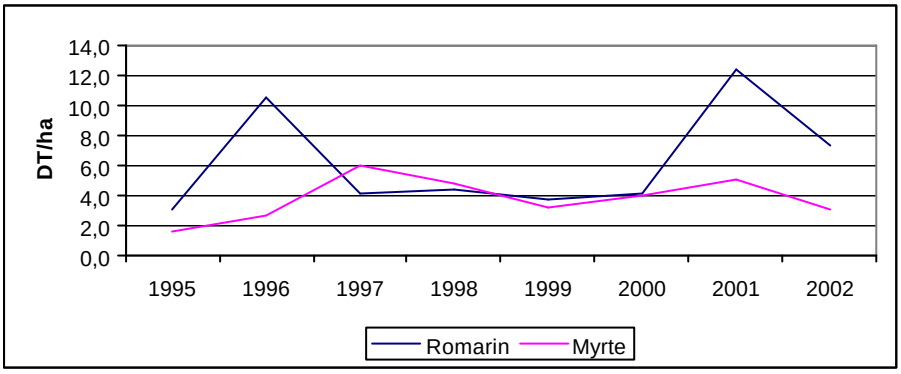
L'enquête auprès des entreprises a fait ressortir que la demande internationale est croissante, mais le marché est exigeant en termes de qualité des huiles essentielles, régularité d'approvisionnement et respect des délais de livraison.
Pour cela, nous nous sommes intéressés aux facteurs de production pour expliquer la diminution des exportations. Cette baisse ne peut pas être expliquée uniquement par la réduction des surfaces exploitables. En effet, la superficie des nappes exploitées (52000 ha/an, soit 45000 ha de romarin et 7000 ha de myrte) reste toujours inférieure à celle soumise aux enchères (87000 ha/an) pour la période 1995-2002 (REF). Elle correspond en moyenne à 68% de cette superficie pour le romarin et à 32% pour le myrte durant la même période. Même si l'offre de ressources était plus élevée en 1987-1988 (106000 ha/an), la surface exploitée était d'un niveau semblable (58000 ha/an).

L'enquête auprès des entreprises a révélé que la décision d'achat des droits d'exploitation des PAM dépend de plusieurs critères :

- Le rendement des plantes en huiles essentielles. Ce dernier dépend de la pluviométrie et de l'âge des plantes ;
- La disponibilité de la main d'œuvre locale pour la cueillette ;
- L'éloignement de certaines formations forestières.

L'écoulement des produits sur le marché international et le coût des droits d'exploitation ne sont pas cités comme contraintes limitant l'exploitation des PAM.
Le coût d'achat des droits d'exploitation s'est élevé à 6,2 DT/ha pour les nappes de romarin et à 3,8 DT/ha seulement pour celles de la myrte (1995-2002). Il est à signaler que l'entrée de nouvelles entreprises dans la filière a

fait accroître le droit d'exploitation des nappes de romarin en 1996 et 2001 pour des rendements à l'hectare similaires aux années précédentes (Fig. 2). Ce coût était beaucoup plus faible en 1987-1988, avec des valeurs inférieures à 2 DT/ha (valeur 2002).



Source : Régie d'Exploitation Forestière.
Figure 2 : Evolution des coûts des droits d'exploitation des PAM de 1995 à 2002

3.2. Organisation de la filière

La structuration de la filière des plantes aromatiques et médicinales fait ressortir les différents stades de gestion, d'exploitation, de distillation et de distribution des huiles extraites. Les acteurs impliqués dans chacun des quatre niveaux sont indiqués dans le schéma caractérisant l'organisation de la filière (Figure. 3).

Au niveau de la gestion des nappes de romarin et de myrte, c'est l'Etat tunisien qui reste l'unique acteur et son influence s'exerce par le biais de la Direction Générale des Forêts (DGF). La Régie d'Exploitation forestière (REF) élabore les cahiers de charges et cède les droits d'exploitation en adjudications publiques ouvertes annuellement aux entreprises de commercialisation des huiles essentielles et aux distilleries offrant les meilleurs prix. Pour l'exploitation des nappes de romarin et de myrte, plusieurs entreprises tunisiennes ont participé aux diverses adjudications qui ont été ouvertes par la REF au titre de l'année 2001. Sept d'entre elles, seulement, ont pu conclure des marchés d'exploitation grâce aux meilleurs prix qu'elles ont offert pour s'imposer devant la concurrence.

L'opération de cueillette des rameaux destinée à la distillation est effectuée par la main d'œuvre locale, payée selon le poids de récolte. Le coût moyen des opérations de coupe et de son entassement en 2001 était de 30 DT/ t pour le romarin, et de 28 DT/ t pour le myrte. Ce travail saisonnier représente un complément de revenu important pour la population locale. En effet, la cueillette de romarin peut assurer un revenu de 270 DT pour 2439 employés,

celle du myrte a assuré en 2001 ce même revenu pour 232 employés uniquement.

Au stade de la distillation du matériel végétal, ce sont les entreprises qui s'y impliquent en installant des alambics d'une capacité de 800 kg. Le rendement de la distillation des rameaux est de 0,4% d'huile essentielle pour le romarin et de 0,2% pour le myrte. Par ailleurs, la quantité d'huile extraite par ha est très variable selon la densité et l'age des plantes et la pluviométrie. Les seuils d'extraction sont compris entre 0,6 (2002) et 1,9 kg / ha (1997) pour le romarin, et entre 0,2 (1999) et 1,3 kg / ha (2001) pour le myrte.

Dans le cas des GFIC, les superficies exploitées à titre expérimental restent limitées, elles font partie des formations non productives qui n'ont pas été soumises aux adjudications, ou non retenues par les entreprises privées. Les alambics sont généralement d'une capacité de 25 kg seulement. Ainsi, le rendement d'extraction des huiles brutes a été moindre pour le romarin (0,2%) et identique pour le myrte.

Au niveau de la distribution et de l'écoulement des huiles extraites, les entreprises exportent la quasi-totalité de leur production. En 2001, le prix moyen à l'exportation s'est élevé à 21,4 DT/kg pour l'huile de romarin et à 49,5 DT/ kg pour celle de la myrte. Celles-ci ont ainsi écoulé une quantité totale de 63,7 tonnes d'huiles de romarin, et 4,3 tonnes d'huiles de myrte qui ont été exportées essentiellement vers l'Europe.

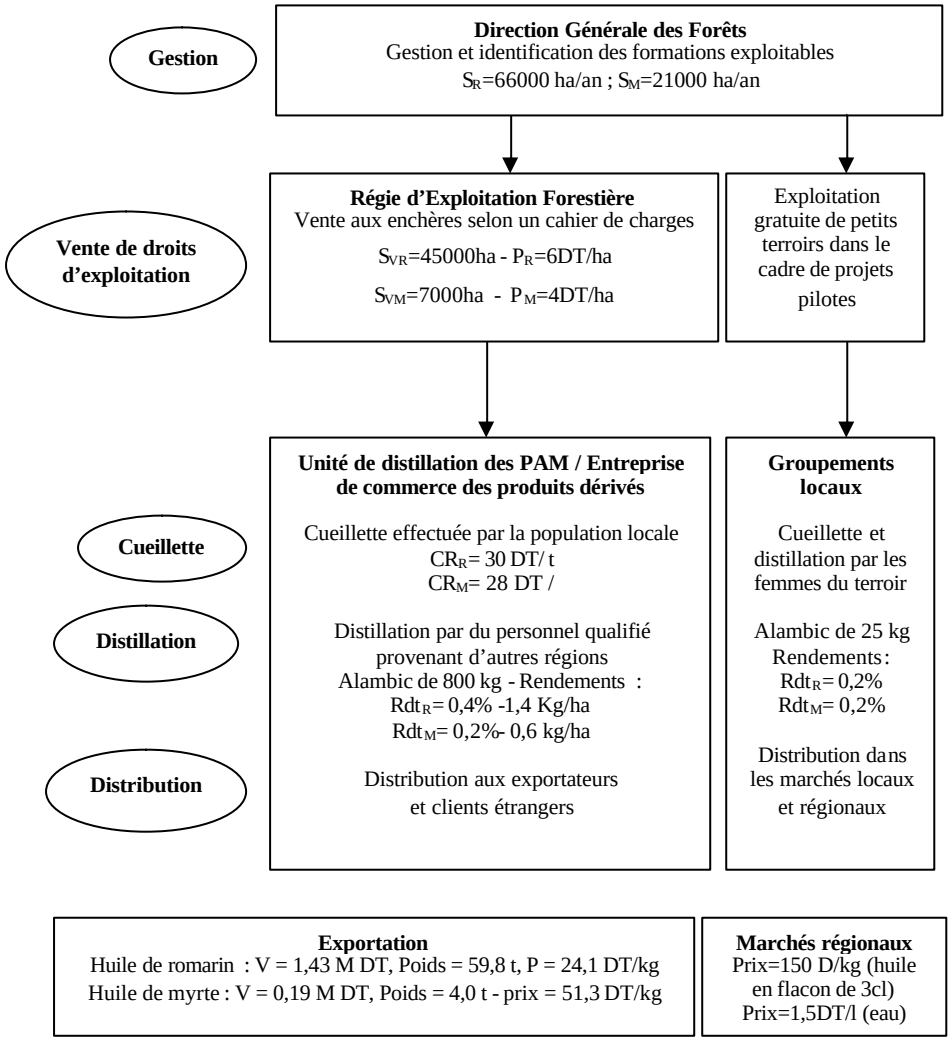


Figure 3 : Les différents intervenants dans la filière des plantes aromatiques et médicinales (PAM) : Romarin (R) et Myrte (M)- Valeurs moyennes (1995/2002)

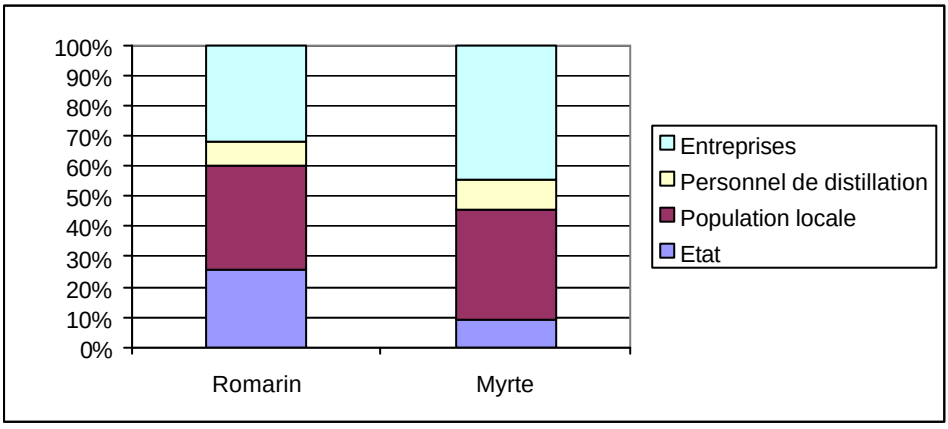
Dans le cas des GFIC, les huiles extraites ont été écoulées sur le marché local en petite quantité. Les flacons d'une contenance de 3 cl pour l'huile de romarin, et de 4 cl pour l'huile de myrte, ont un prix de vente unitaire de 5 DT. Ceci fait ressortir un prix de vente s'élevant à environ 170 DT/kg pour l'huile de romarin, et à 124 DT/kg pour l'huile de myrte. Un autre produit commercialisé est l'eau de distillation, proposée au prix de 1,5 DT/ l. Les recettes de vente sont distribuées équitablement entre les membres de

l'équipe ayant participé aux diverses opérations de cueillette, de distillation et de distribution.

3.3. Distribution des revenus générés par la filière

L'enquête réalisée auprès des entreprises a permis de dégager la répartition des revenus bruts entre les différents intervenants de la filière. La figure 4 montre que la population locale bénéficie de 35 à 37% des recettes brutes en huiles essentielles. Le personnel de distillation bénéficie de 8 à 10% de cette valeur en 2001. La concurrence entre les adjudicataires de romarin, manifestée ces dernières années, a accru la recette de l'Etat qui représentait 26% des revenus bruts des huiles. Aussi, une marge importante des recettes brutes est destinée aux entreprises (commercialisation) avec une part de 32% pour le romarin et 44% pour le myrte.

Cette répartition montre que la population locale, par l'intermédiaire des GFIC, pourrait accroître, de manière significative, ses revenus en s'intégrant sur les autres activités de la filière telles que la distillation et la distribution.



Source : Données de l'enquête.

Figure 4 : Estimation de la répartition des recettes brutes en huiles essentielles en 2001.

3.4. Analyse de la performance des entreprises de distribution d'huiles essentielles

L'analyse du compte d'exploitation agrégé des entreprises enquêtées montre une forte valorisation de la matière première, avec des taux de valeur ajoutée de 52,8% pour le myrte et de 37,5% pour le romarin en 2001 (Tableau 1).

Tableau 1 : Indicateurs de performance de l'activité de fabrication d'huiles essentielles de romarin et de myrte.

Indicateur	Année	Romarin	Myrte
Rendement annuel moyen (kg HE /ha)	1995-2001	1,5	0,6
Taux de valeur ajoutée (%)	2001	37,5	52,8
Taux de marge brute d'exploitation (%)	2001	77,6	76,1
Taux de rentabilité brute des équipements (%)	2001	287	
Taux de rentabilité interne (%)	2001	144	

Sources : Données de l'enquête, INS, Régie d'Exploitation Forestière.

Le taux de marge brute d'exploitation moyen des quatre entreprises concernées par cette étude était de 77% en 2001, ceci indique l'importance des profits des entreprises par rapport aux salaires distribuées aux distillateurs. Aussi, la rentabilité élevée de l'activité de production des huiles est illustrée par le taux de rentabilité brute des équipements moyen, qui est de 287% en 2001, et par le taux de rentabilité interne élevé qui est de 144%. En effet, le coût d'un alambic de distillation est de 1500 DT seulement, pour une durée d'amortissement de 7 ans. Ainsi, les nouveaux entrants pourront rembourser les frais d'équipement dès la première année d'activité, à condition de ne pas être confrontés à des problèmes d'écoulement de la production. Il convient de noter que les entreprises installées bénéficient d'une clientèle fidèle à l'étranger. La qualité des produits et la régularité d'approvisionnement sont souvent citées pour souligner les exigences du marché (Knipers, 1995 ; Vasisht et Kumar, 2002).

3.5. Evaluation des expériences réalisées par les GFICs

Durant ces dernières années, la politique forestière s'est orientée vers la gestion durable de la forêt avec la participation de la population locale. Dans ce cadre, il y a eu la création des GFICs en 1999, qui peuvent être chargés de l'exécution de certaines activités forestières. Toutefois, ces groupements ne peuvent pas participer aux adjudications publiques pour l'exploitation des plantes de romarin et de myrte. Un décret est actuellement en cours d'étude pour envisager éventuellement la participation des GFIC à l'exploitation de certains produits forestiers.

Il convient de souligner que l'association de la population locale permet de créer de l'emploi et d'améliorer les revenus dans des régions où les ressources sont limitées, et la prise de conscience des effets de la conservation des ressources sur leur bien être.

Mais, les opérations de distillation et de distribution, menées dans le cadre de projets pilotes, ont soulevé plusieurs difficultés auxquelles s'affrontent les groupements concernés telles que :

- Le manque de matériel adapté. Les alambics de distillation utilisés ont une capacité de 25 kg seulement, alors que ceux utilisés par les

entreprises sont de capacité beaucoup plus importante, 800 kg, ceci dénote la faible productivité des GFICs ;

- La qualité variable de l'huile produite à cause du manque de savoir faire ;
- La difficulté d'écoulement des petites quantités d'huiles essentielles. Les prix pratiqués sont de 3 à 6 fois plus élevés que les prix à l'exportation. Aussi, la demande locale et nationale n'est pas assez développée.
- L'absence de contact entre les entreprises et les groupements, et le manque de confiance entre eux pour manque d'information ;
- Le refus des entreprises de toute sorte de concurrence par les groupements au niveau de l'exploitation des nappes de PAM (selon les données de l'enquête).

4. DISCUSSION

L'exploitation actuelle des nappes de romarin et de myrte montre certaines limites :

- L'écart important entre les superficies couvertes et exploitables ;
- La sous-exploitation de certaines formations. Prés du tiers de la superficie proposée à la vente ne trouve pas d'acquéreur ;
- La stagnation du niveau des exportations des huiles, après une forte chute entre 1970 et 1986.

Ces constats soulèvent le problème de la durabilité des ressources et de ses impacts environnementaux, sociaux et économiques.

Pour aboutir à une gestion rationnelle et durable, des actions devraient être menées au niveau de l'ensemble des activités de la filière, de l'amont à l'aval :

- La planification de la gestion en fonction des usages ;
- La coupe de rajeunissement des formations de romarin et de myrte destinées à l'exploitation ;
- La vente des droits d'exploitation par petits lots de 1000 ha environ afin de permettre aux petites entreprises d'intervenir dans la filière, et de satisfaire les besoins en main d'œuvre ;
- Le respect des règles d'exploitation pour assurer la pérennité de la production ;
- L'approvisionnement du marché doit être régulier afin de fidéliser les clients importateurs des huiles essentielles tunisiennes ;
- La connaissance des opportunités du marché est primordiale pour un marché très ouvert et ayant des spécificités diverses ;
- Enfin, le développement de la filière est tributaire d'une collaboration efficace entre les différents intervenants.

L'évaluation des expériences réalisées par les GFICs a dégagé plusieurs limites qui ne peuvent être dépassées que par la collaboration efficace des

entreprises. Hormis le manque d'informations sur les caractéristiques du marché, la vente des huiles par les GFICs aux entreprises ou à l'exportation est impossible avec des prix très élevés. Par ailleurs, les faibles capacités financières des groupements locaux ne leur permettent pas de couvrir les coûts d'équipement ou de prospection du marché. Ces groupements peuvent aussi donner une mauvaise image à la qualité des huiles tunisiennes. Les fabricants de produits finis exigent de leurs fournisseurs habituels des produits stables en qualité et en quantité. En effet, le marché des huiles essentielles est un marché «conservateur », c'est à dire que l'on évite de prendre des risques en achetant de nouvelles qualités ou en changeant de fournisseurs.

5. CONCLUSION

Les potentialités tunisiennes au niveau de la filière des PAM sont importantes et la demande internationale de l'huile de romarin continue de progresser. Il est ainsi nécessaire d'élaborer un partenariat entre l'Etat (gestionnaire), les groupements (conservation et exploitation des ressources) et les entreprises (contrôle de qualité et distribution) pour assurer une meilleure valorisation de ces plantes.

La complémentarité entre les différents intervenants permettrait de développer les ressources des plantes aromatiques et médicinales, d'accroître ainsi la production des huiles essentielles et d'améliorer les conditions de vie de la population locale.

- L'Etat, en tant que gestionnaire et responsable de la conservation des nappes, sera chargé d'organiser la gestion (coupes de rajeunissement) afin d'accroître la production et de contrôler les règles d'exploitation ;
- Les GFICs, en tant qu'exploitants de l'espace forestier et pourvoyeurs de main d'œuvre, pourront établir un partenariat avec les entreprises pour leur assurer une garantie d'approvisionnement avec une prestation de services de qualité ; ce partenariat nécessite la formation des groupements locaux en matière de distillation. La population locale sera ainsi incitée à conserver durablement les ressources afin d'améliorer ses revenus.
- Les entreprises en tant qu'agents de distribution des huiles assureront la prospection des marchés et l'organisation des activités en amont en association avec les groupements locaux. La certification biologique pourrait aussi accroître la demande de certains marchés étrangers.

L'Etat pourrait procéder à des concessions d'exploitation à moyen terme pour ces formes de partenariat afin de garantir l'approvisionnement en matières premières.

Par ailleurs, des études devraient être menées sur les potentialités d'autres plantes aromatiques et médicinales forestières, et sur les opportunités des marchés régionaux, nationaux et internationaux. En effet, le nombre de plantes à huiles essentielles de la flore de la Tunisie s'élève à 38 espèces

(Chemli, 1997). Le Maroc, pays voisin ayant une flore similaire, exportait en plus des huiles de romarin (112 t en 1996) et du myrte (10 t), les huiles de l'armoise blanche (40 t), de la menthe pouliot (20 t) et de l'origan- thym (5 t). Il convient de signaler que le Ministère de l'Agriculture encourage les propriétaires privés à créer des plantations d'espèces aromatiques et médicinales dans le cadre de la diversification de la production agricole tunisienne. Les superficies plantées ont atteint 1031 ha en 2001 appartenant à 467 producteurs, avec une nette préférence pour l'introduction du bigaradier (352 ha) et du jojoba (300 ha) (APIA, 2002).
Enfin, il faudrait encourager l'industrie pharmaceutique et/ou cosmétique à fabriquer des produits finis à partir des ces huiles essentielles pour accroître la valeur ajoutée nationale.

Références

Agence de Promotion des Investissements Agricoles, 2002 - *Actes de l'Atelier national sur le développement des investissements dans le secteur des plantes médicinales et aromatiques*, APIA, Tunis, 3 octobre 2002.
Chemli R., 1997 - Plantes médicinales et aromatiques de la flore de Tunisie. *In* : Identification of wild food and non-food plants of the Mediterranean region. Heywood V.H. (ed.), Skoula M. (ed.). Chania : CIHEAM-IAMC, 1997. *Cahiers Options Méditerranéennes*, **23**, 119-125.
DALY-HASSEN H., BEN MANSOURA A., 2005 - Tunisia. *In : Valuing Mediterranean Forests : Towards total economic value.* M. Merlo and L. Croitrou (Eds). CABI publishing, UK, 105-122.
Direction Générale des Forêts, 2002 - *Etude sur les indicateurs de gestion durable des formations forestières et steppiques*, Tunis, 104p.
Husain A., 1991 - Economic aspects of exploitations of medicinal plants, *In : Conservation of medicinal plants*, Akerele O., Heywood V. and Synge H. (Eds), Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
INS, 2002 -*Annuaire du commerce extérieur*, Tunis, annuel.
Iqbal M., 1993 -*Medicinal plants in International Trade in Non-Wood Forest Products: an overview*, FAO :Misc/93/11-Working paper, FAO, Rome, Available at : http://www.fao.org/docrep/x5326e/x5326e0e.htm
Knipers S.E., 1995 - Trade in medicinal plants, in Medicinal plants for conservation and health-care. *Non-Wood Forest Products*, 11, FAO, Rome Italy.
Ministère de l'Agriculture, Direction Générale des Forêts, 1999 - *Etude sur le développement des produits forestiers non ligneux*, Tunis, 144 p.
Nations Unies, 2001 - *Annuaire statistique du commerce international : Commerce par produit*, New York.
Régie d'exploitation forestière, 1989 - *Règlement d'exploitation des nappes de romarin : 1990-1999*, Tunis, 12p.
Régie d'exploitation forestière, annuel. *Rapport d'activités*.

Vasisht K., Kumar V., 2002 - *Trade and production of herbal medicines and natural health products*, UNIDO and ICSHT, Trieste, Italy, 84 p.

View publication stats

Article paru *In Economies et Sociétés, Revue Sciences de Gestion, France. n°26-27, 6-7/99, p 559-575*

Les industries de transformation des bois : Structures et stratégies des entreprises

Wood transformation industries : the structures and the strategies of enterprises

Las industrias de transformacion de madera : estructuras y estrategias de las empresas

Hamed Daly-Hassen, chercheur en Economie forestière,
Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts, B.P. 10. 2080 Ariana, Tunisie

Pour dépasser l'analyse technico - économique des activités qui est fondée sur le concept de filière bois, cet article utilise l'approche de dynamique industrielle afin de comprendre les structures de production et les stratégies des acteurs. Après avoir mis en évidence les faibles liens entre les agents des différents stades de la chaîne de transformation, plusieurs sous-systèmes ayant des contraintes communes ont été identifiés, les stratégies des entreprises et les changements structurels qui en résultent ont été abordés par la suite.

The approach of industrial dynamics was used in this article in order to understand the structures and the strategies of enterprises instead of using the traditional wood chain concept. After establishing the existence of weak links between enterprises in different stages of transformation, several subsystems with similar constraints were identified. The strategies of enterprises and the resulting structural changes in these subsystems were then illustrated.

Para adentrarse en el analisis técnico-economico de las actividades fundadas sobre el concepto de jerarquia, este articuo utiliza el enfoque de la dinamica industrial a fin de comprender las estructuras de produccion y las estrategias de los actores. Después poner en evidencia la endeble relacion entre los agentes de los diferentes estadios de la cadena de transformacion, y varios subsistemas que han sido forzados a ser idénticos, se signe estudiando las consiguientes estrategias de las empresas y los cambios estructurales que resultan.

LES INDUSTRIES DE TRANSFORMATION DES BOIS :

STRUCTURES ET STRATÉGIES DES ENTREPRISES

Hamed Daly-Hassen

Chercheur en Economie forestière,
I.N.R.G.R.E.F, Tunisie

INTRODUCTION

Les industries de transformation des bois comprennent l'ensemble des industries utilisant le bois comme matière première. Les recherches menées sur l'économie de ces industries ont adopté la notion de filière bois comme outil d'analyse. Elles ont servi à l'établissement du bilan de la filière, et en particulier au calcul des différentes grandeurs (flux entre les activités, déficit, consommation apparente). Ces bilans ont souvent permis de sensibiliser les pouvoirs publics afin de mettre en place une politique forestière et industrielle. Ces analyses ont le mérite d'établir un tableau de bord de la filière bois, même si elles en donnent une image statique. Cependant, l'organisation de la filière autour d'une matière première a négligé les relations économiques entre les agents qui la composent.

Nous privilégions ici l'approche de dynamique industrielle qui révèle la complexité de l'activité économique. Les entreprises sont considérées comme éléments d'un ensemble caractérisé par des relations de marché, des relations technologiques et par un certain nombre de contraintes, qui peut prendre la forme d'une filière ou d'un sous-système.

Nous commencerons d'abord par la présentation de la notion de filière bois telle qu'elle a été définie en France et par la précision des différents concepts utilisés.

1. CONCEPTS ET APPROCHE D'ANALYSE

La notion de filière bois

La définition de la filière bois vient de la volonté de valorisation d'une matière première (le bois) et de maîtrise du déficit du commerce extérieur des bois et produits dérivés. Cette filière est définie à partir de l'amont, de la production de bois jusqu'à sa transformation finale.

C'est P. Guillon qui a défini le premier la filière bois, considérée comme l'ensemble des activités assurant la production, la récolte et la transformation du bois jusqu'au stade où le bois, par l'association à d'autres matériaux, perd le caractère de constituant essentiel du produit. L'auteur établit ensuite un bilan sur la production et sur le déficit extérieur. La conclusion repose sur la nécessité de la valorisation des bois compte tenu de l'accroissement des ressources afin de limiter le déficit des échanges extérieurs.

L'approche statistique de la filière bois se fonde sur les flux d'achats et de ventes entre les branches. Monfort et Dutailly identifient cette filière parmi les dix-neuf filières structurant le système productif. Elle regroupe la sylviculture - exploitation forestière en amont, le travail

mécanique du bois et l'ameublement, la fabrication de papiers et cartons et la menuiserie - serrurerie au centre, et le commerce du bois en aval.

Ces définitions de filière bois ne peuvent pas aborder certains aspects fondamentaux :

- L'organisation de la filière, sa complexité, sa cohérence ou ses éventuelles ruptures entre les différents stades, qui peuvent être étudiées à partir des relations entre les agents qui la composent.

- Les diverses stratégies des entreprises qui font face aux modifications continuelles de leur environnement économique (offre, demande, échanges internationaux). Les entreprises sont amenées à redéfinir en permanence leurs positionnements stratégiques et à mobiliser les avantages comparatifs dont elles disposent. Pour cela, il faut d'abord étudier l'hétérogénéité des acteurs. D'une façon générale, ces derniers se différencient selon la taille, le degré de mondialisation, le degré d'intégration verticale, le degré de spécialisation et le type d'organisation.

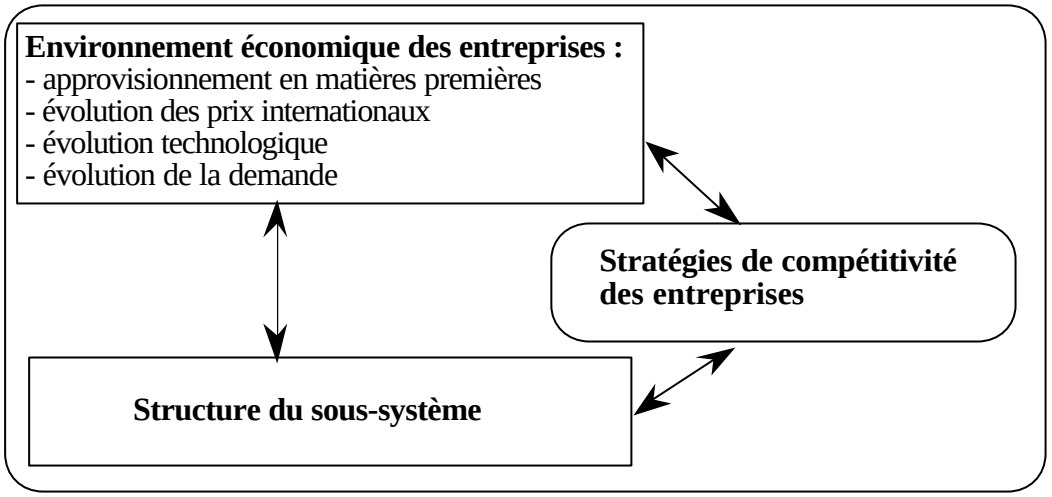
L'approche de dynamique industrielle

La notion de dynamique désigne à la fois "le mouvement des grandeurs caractérisant les dimensions du système et la transformation de ses composantes, ou de structures dans le temps" (De Bandt, 1989, p. 4 et 18). Cette approche cherche à comprendre le fonctionnement du sous-système.

L'utilisation d'une telle démarche implique une recherche des sous-systèmes, où les interdépendances entre les acteurs sont les plus fortes, en s'appuyant sur l'environnement général de l'entreprise, les relations entre les acteurs : contraintes communes, stratégies, confrontation des stratégies et les éléments spécifiques propres au sous-système (J. De Bandt, 1989, p. 18).

La méthode utilisée consiste à observer d'abord les contraintes et leurs modifications, à préciser ensuite les coordinations internes entre les agents et leurs logiques d'action en abordant les changements de structures des entreprises. Enfin, les stratégies des entreprises seront déterminées (cf. figure I).

Figure I : Approche d'analyse de la dynamique industrielle



Le concept de sous-système

Pour se distinguer de certaines conceptions de la filière, définies simplement à partir d'une matière première ou d'un produit fini, J .De Bandt développe la notion de sous-système[1]. Il s'agit d'un ensemble organisé et finalisé de relations entre agents, qui est doté d'une dynamique autonome ; c'est aussi un espace stratégique dans lequel s'affrontent et se confrontent les stratégies des acteurs. Par opposition à la notion de filière conçue comme une succession d'opérations de transformation, le sous-système se définit par rapport aux relations et aux actions stratégiques des agents.

Les données disponibles sont les résultats des enquêtes établies par le SCEES et par le SESSI[2] pour les différents secteurs d'entreprises, les documents basés sur des enquêtes auprès des entreprises d'exploitation forestière, de sciages et de meubles, et les rapports d'activité des entreprises et des syndicats professionnels. La délimitation de ces sous-systèmes est restreinte au niveau sectoriel, étant donné l'absence de données individuelles d'entreprises.

Le concept de structure

La structure est définie par la façon dont s'insèrent les agents à l'intérieur du sous-système et par les relations qui s'établissent entre eux.

Pour repérer les composantes du sous-système, les critères disponibles sont souvent la valeur ajoutée, la production, et l'emploi. Les relations entre les agents peuvent être appréciées par les rapports qu'ils entretiennent entre eux, par les tailles relatives et par les phénomènes d'intégration (importance des groupes, de la sous-traitance,...). Les relations de concurrence et de coopération entre les agents sont à l'origine de ces modalités.

---

1 Cf. *Traité d'économie industrielle*, 1991.

2 SCEES : Service Central des Enquêtes et Études Statistiques, ministère de l'Agriculture. SESSI : Service des Statistiques Industrielles, ministère de l'Industrie

Les structures sont appréciées par des indicateurs économiques saisis au niveau sectoriel (cf. tableau 1). Les orientations stratégiques aboutissent à des modifications de l'environnement économique, des structures et des performances des industries qui peuvent être appréciées par l'analyse de l'évolution des grandeurs économiques.

Tableau 1. Indicateurs retenus pour l'analyse des structures

Indicateurs de structure	Signification
effectif salarié par entreprise	effectif salarié / nombre d'entreprises
coût de la main d'oeuvre	rémunérations / effectif
productivité apparente du travail	valeur ajoutée / effectif salarié
chiffre d'affaires moyen par entreprise	chiffre d'affaires du secteur / nombre d'entreprises
indice de concentration des entreprises	C.A. des 4 pr^{ières} entreprises / C.A. du secteur
degré de diversification	production de la branche / chiffre d'affaires
intensité capitalistique	immobilisations corporelles brutes / effectif
coefficient du capital	immobilisations corporelles brutes / V.A.
taux de valeur ajoutée	valeur ajoutée / chiffre d'affaires

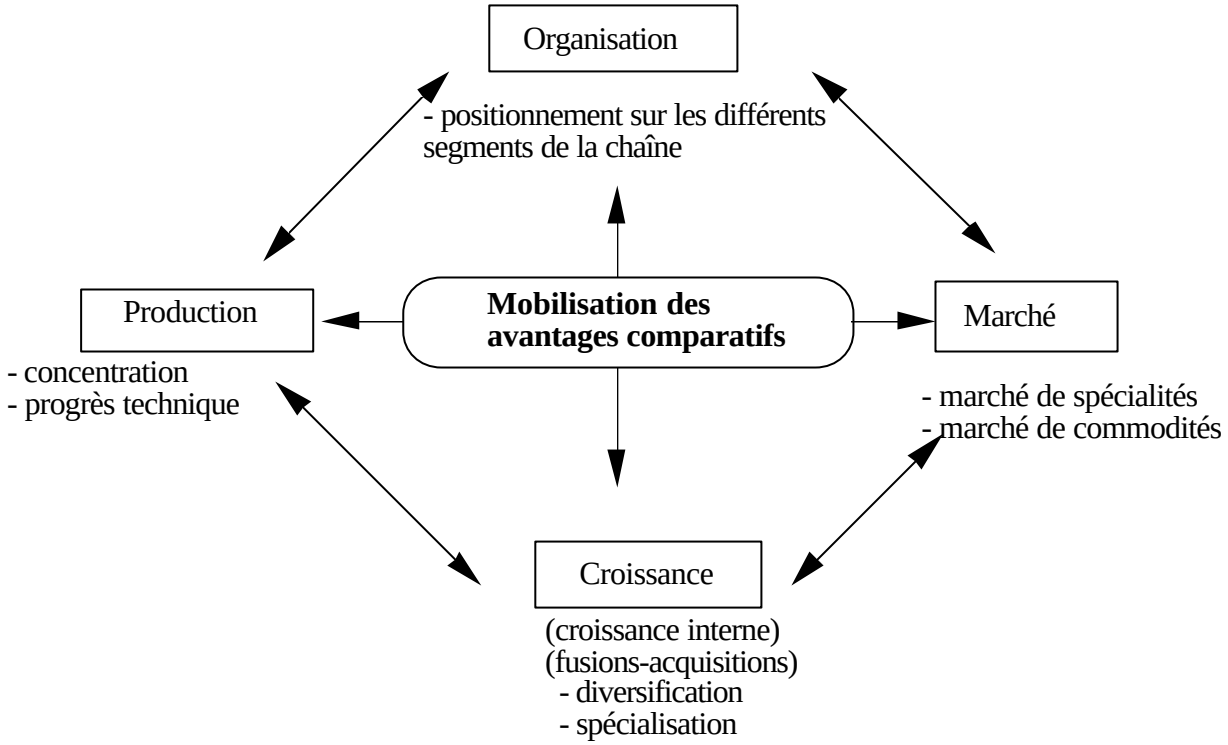
Le concept de stratégie

Les stratégies des entreprises sont susceptibles de modifier les conditions du marché sur lequel elles évoluent (coûts, demande, technologie). Les difficultés empiriques résident dans la mesure de ces stratégies et de leurs effets sur les structures et sur les performances, en raison du manque de données observables et de la nécessité d'une prise en considération du temps pour mesurer l'impact des décisions stratégiques.

Juslin (H.) et Tarkkanen (1987) se réfèrent aux dimensions stratégiques développées par Ansoff en 1965 pour analyser les stratégies des entreprises de transformation du bois en Finlande. Les composantes de la stratégie sont l'étendue produit/marché, le vecteur de croissance, les avantages de compétitivité, et les synergies.

Nous reprenons les stratégies adoptées dans de nombreux travaux par Ansoff (1965), Porter (1990), Juslin (1987) et Chervalier (1991). Quatre dimensions stratégiques sont souvent distinguées : Stratégies de production, de marché, de croissance et d'organisation (cf. figure II).

Figure II : Stratégies de mobilisation des avantages comparatifs



2. L'ENVIRONNEMENT ÉCONOMIQUE DES ENTREPRISES

L'environnement économique des entreprises est examiné à partir des caractéristiques de l'offre et de la demande, et de l'évolution technologique. Aussi, l'évolution des prix sur le marché mondial influe sur la rentabilité des entreprises de fabrication des produits standardisés. De même, les pouvoirs publics influent sur le comportement des entreprises, ils ont contribué aux investissements dans les industries de première transformation du bois, l'industrie du meuble et dans l'industrie papetière par divers fonds afin de valoriser le bois.

L'évolution technologique dans la transformation du bois s'est orientée dans quatre axes différents :

- Économies d'échelle : La baisse des coûts est expliquée surtout par les "économies de dimension", c'est-à-dire que les unités de production arrivent à réduire les quantités de facteurs par bien produit, et par les "économies de croissance", un taux élevé de croissance implique une réduction rapide des déséquilibres entre les capacités des différentes activités de production.

Dans plusieurs pays où la ressource est suffisamment disponible, il y a eu un accroissement des capacités de production. C'est dans les activités de fabrication de panneaux de particules et de sciages résineux, où il y a une homogénéité des matières premières et de produits, que l'effet taille peut jouer un rôle important. Les économies d'échelle sont beaucoup plus élevées dans les activités de fabrication de pâtes à papier et de papiers et cartons, mais varient selon la technique de production utilisée. La taille optimale des usines est beaucoup plus importante pour le procédé chimique (200 000 à 300 000 t par an) que pour les procédés mécaniques (100 000 t par an environ).

- Modernisation de l'appareil de transformation : le progrès technique a induit une meilleure efficacité de la combinaison des facteurs de production (capital, travail). Il s'est accompagné par une diminution du nombre d'employés et par un accroissement du capital.

- Modification des intrants, des techniques, et des produits : Les relations entre les activités incitent à l'innovation technologique, laquelle aboutit à l'internalisation de certaines techniques dans un potentiel technologique global dans les industries du papier. Par ailleurs, le caractère mondial de certains marchés (sciages, contre-plaqués, pâtes) amoindrit ce type de relations dans l'industrie du meuble.

On peut citer plusieurs exemples d'innovations technologiques, les industries du meuble s'approvisionnent de nouveaux intrants (panneaux MDF, autres matériaux que le bois) et développent de nouveaux produits (meubles en kit). L'industrie du papier et du carton utilise de plus en plus des papiers recyclés, ce qui entraîne un développement de nouvelles techniques de production. Ces innovations technologiques répondent aussi aux variations du marché.

- Intégration verticale : le processus de transformation dans les usines de papier se prolonge du côté de l'amont ou de l'aval. Les intérêts des procédés en série sont l'internalisation des contraintes du marché (fluctuations des prix de la pâte à papier) pour obtenir des coûts de production moins élevés, et le cumul des valeurs ajoutées résultant des différentes opérations. Leurs risques se manifestent lorsqu'il existe une forte variation de la demande sur le marché.

Les échanges mondiaux de bois et produits dérivés se sont fortement accrus au cours des deux dernières décennies. Ces échanges se différencient par type de produit et par pays. Les produits dérivés du bois sont très variables selon la qualité et le niveau de transformation.

Cet accroissement était global pour l'ensemble des produits (de 3% à 4% par an) pendant les années soixante-dix. Ce n'est plus le cas dans les années quatre-vingt, pendant lesquelles les échanges extérieurs de panneaux (6,5% par an) et de papiers (5% par an) se sont amplifiés par rapport aux autres types de produits.

Les exportations constituent une part assez importante (de 20% à 25%) de la production mondiale. Le volume des échanges croît plus vite que la production pour l'ensemble des produits transformés, surtout les plus élaborés parmi eux. Ainsi, 23% de la production mondiale de papiers et cartons sont destinés à l'exportation alors que cette proportion ne représente que 17% pour la pâte de bois. Les bois bruts ne s'échangent pas facilement (seulement 8% de la production) à cause des coûts de transport relativement élevés par rapport au prix.

Deux principaux facteurs expliquent la dynamique des échanges internationaux :

- La proximité des marchés favorise les échanges, la part des coûts de transport dans le prix s'élève en fonction de la distance du lieu de consommation et du niveau de transformation du produit et de sa qualité.

- La volonté de certains pays de valoriser les bois bruts leur a permis de se spécialiser sur certains marchés de produits semi-finis et d'apparaître parfois comme le principal exportateur mondial. Des nouveaux producteurs de pâtes à fibres courtes en Amérique du Sud ont fait leur apparition sur le marché mondial, mais les quantités exportées restent encore faibles. Plus récemment, les pays d'Europe de l'Est ont développé une politique d'exportation des sciages résineux.

Il n'y a pas de prix international pour les bois et produits dérivés en raison du degré d'élaboration et des multiples variétés de produits. Quelques prix constituent néanmoins des prix de référence sur le marché international, le prix de la pâte kraft blanchie de résineux du Nord par exemple.

On constate que les produits dont les marchés sont internationalisés (pâtes à papier, papiers et cartons, sciages, panneaux) sont des produits peu différenciés, dont la complexité technologique est faible. Pour pouvoir être compétitives sur le marché international, les entreprises ont développé de nouvelles technologies (grandes capacités de production, nouvelles techniques), le commerce international s'est donc développé sous l'influence de la technologie. Certains pays d'Europe de l'Ouest et d'Amérique du Nord essayent de renforcer la compétitivité de leurs industries, d'autres pays en voie de développement cherchent à orienter leurs politiques industrielles et commerciales afin de faire face à la concurrence internationale.

3. STRUCTURE DES SOUS-SYSTEMES

Les relations entre les acteurs sous-entendent des **articulations de technologies, de marchés et de capitaux**. Les articulations technologiques ne suffisent pas pour définir les sous-systèmes, des articulations en termes de marché et de capitaux doivent aussi exister.

Les articulations technologiques sont situées à deux niveaux, entre les fabricants de sciages, de panneaux, de placages et les fabricants de meubles, et de menuiseries d'un coté, et entre les fabricants de pâtes et ceux de papiers et cartons de l'autre côté. Des relations commerciales ont lieu entre les différents acteurs au niveau des articulations technologiques. Toutefois, la présence d'un réseau de distribution développé limite l'importance de ces relations. Pour les sciages par exemple, le secteur négoce distribue 40% des produits environ.

Concernant les marchés des bois et produits dérivés, il y a très peu d'articulations entre eux. On note principalement trois marchés indépendants : celui des meubles, des menuiseries, et enfin des pâtes et papiers et cartons.

Le phénomène d'intégration est marqué surtout dans les entreprises papetières qui investissent dans l'exploitation forestière, la fabrication de pâtes à papier et de papiers et cartons, et même dans la scierie. Elles investissent ainsi tout le long de la filière technologique afin de profiter des effets de synergies. Par contre, la plupart des entreprises du travail du bois

et de fabrication de meubles sont de capitaux faibles, et n'investissent pas dans d'autres activités que leur activité initiale.

Les intégrations entre les entreprises de transformation de bois peuvent avoir des objectifs multiples :

- La sécurité de l'approvisionnement. La majorité des scieurs sont intégrés à l'amont sur l'exploitation forestière pour maîtriser les prix d'achat des matières premières ; les fabricants de pâtes assurent eux-mêmes l'approvisionnement en bois de trituration par l'intermédiaire de leurs filiales.

- Le contrôle du marché : la formation de réseaux d'entreprises papetières permet à un même groupe national ou mondial de contrôler à la fois la fabrication de pâtes où les fluctuations de prix sont assez importantes, celle des papiers et cartons, et la distribution des produits.

En s'appuyant sur ces articulations et sur les contraintes communes des acteurs, nous pouvons identifier trois sous-systèmes présentés dans la figure III :

- **Industrie du sciage**. Très peu de scieurs exercent une activité de seconde transformation ; en effet, seulement 4% des emplois du secteur sont affectés à ces activités. Par contre, les scieries sont souvent intégrées à l'amont, 63% des scieries exercent également l'exploitation forestière en 1993.

La concurrence entre les scieurs se révèle à l'approvisionnement et à la distribution des produits ; par ailleurs, des coopérations se manifestent par le regroupement des scieurs autour des marques commerciales afin de faire face à la concurrence étrangère, ou au sein du syndicat professionnel afin d'obtenir un approvisionnement régulier.

- **Industrie du meuble**. La plupart des entreprises achètent leurs besoins en bois et en d'autres matériaux chez les négociants, et vendent leurs produits directement aux distributeurs. Elles ont des contraintes communes vis-à-vis de l'organisation du marché (fournisseurs, clients, évolution de la demande) et des techniques utilisées.

- **Industrie papetière**. L'organisation en groupe d'entreprises caractérise ce secteur. En effet, les groupes représentent 64% du chiffre d'affaires du secteur et contribuent à 79% de ses exportations. Souvent, le groupe contrôle à la fois la fabrication et la distribution de la pâte et des papiers et cartons. Dans ce secteur, la concurrence est très intense entre les groupes d'entreprises cherchant à acquérir des parts de marché plus élevées.

On peut aussi parler des secteurs de fabrication de menuiseries et de parquets dont le marché final dépend directement de l'activité du bâtiment. Mais, ces secteurs ont des structures assez hétérogènes. Les relations de concurrence et de coopération sont assez faibles à cause de la diversité des produits et de la segmentation de leurs marchés.

4. DYNAMIQUE DES INDUSTRIES DU BOIS ET DU PAPIER

Dynamique de l'industrie du sciage

Les sciages, surtout des bois résineux, sont des produits largement échangés à l'échelle internationale, 22% de la production mondiale est destinée à l'exportation ; les prix à l'importation influent sur les prix des sciages français. Ces variations de prix se répercutent assez rapidement, mais pas complètement sur les coûts de matières premières. Ces derniers sont compris dans une fourchette de 43% à 48% du chiffre d'affaires.

Face à cette concurrence internationale, les scieurs français adoptent diverses stratégies :

- *La compression des coûts de production* par l'accroissement des capacités de production. Toutefois, les coûts de matières premières augmentent suite à l'élargissement de la zone d'approvisionnement, et ainsi à l'accroissement des coûts de transport. En effet, la taille moyenne d'une scierie est passée de 1860 m^3s[3] en 1980 à 2722 m^3s en 1993. L'application de technologies adaptées pour les sciages de bois feuillus a permis d'améliorer le rendement - matière.

- *L'amélioration de la qualité des produits* suite au regroupement autour des marques commerciales apparues depuis 1985 : sélection Vosges, Jura supérieur, CTB sciages.

- *L'intégration à l'aval* sur la fabrication d'emballages et de parquets. Cette intégration concerne surtout les petites entreprises. En effet, le taux de valeur ajoutée augmente lorsque la taille diminue, ce taux est de 32% pour les entreprises de 6 à 19 salariés, et de 29% pour les entreprises de plus de 20 salariés (SCEES). Toutefois, l'intégration en amont a baissé, 63% des scieries exerçant l'exploitation forestière contre 87% en 1970 ; le stockage de bois sur pied est devenu moins rentable et l'entente entre les scieurs sur le contrôle de la ressource a baissé.

- *La spécialisation* sur des produits de plus forte valeur ajoutée comme les prédébits pour l'ameublement ou les sciages usinés pour le bricolage.

Ces stratégies se sont poursuivies par des restructurations du secteur sciage. Le nombre de scieries est passé de 6 241 en 1980 à 3 423 en 1993, cette diminution a touché principalement les petites unités (< 500 m^3s). Ces dernières constituent encore environ le tiers de l'ensemble et ne produisent que 2% de la production de sciages, les 5% des scieries de taille > à 8 000 m^3s produisent quant à elles près 40% de la production totale. La rentabilité des scieurs s'est améliorée suite à la vente des produits connexes de plus en plus utilisés par les usines de pâtes à papier.

Dynamique de l'industrie du meuble

Les fabricants de meubles sont confrontés à des contraintes communes liées à l'intensification de la concurrence étrangère et à l'évolution de la demande. La concurrence

[3] 1 m^3s : 1 m^3sciage.

s'est particulièrement accentuée à la suite de la dévaluation de la Lire italienne et de l'ouverture des frontières européennes.

Cette industrie est caractérisée par son aspect artisanal. Sur les 7530 établissements que compte le secteur (d'après l'UNEDIC), près de 90% sont des petites unités (moins de dix salariés), souvent spécialisées dans la fabrication de meubles massifs en bois. Ce sont ces entreprises qui valorisent le mieux la matière première, par contre elles sont les moins performantes et investissent très peu dans leur processus de production.

Les grandes entreprises contribuent à la restructuration du secteur. Elles s'orientent vers la fabrication de meubles modernes en utilisant divers matériaux suite aux changements technologiques réalisés d'une part, et vers le contrôle des marchés français et européens d'autre part, on citera comme exemples de stratégies :

- *L'augmentation des capacités de production* depuis 1990, avec la diversification des produits, a permis à certains fabricants comme Cuisines Mobalpa, Cuisines Schmitt, Strafor et Parisot d'obtenir des parts de marché élevées.

- *Le contrôle des marchés* se fait par la spécialisation sur une gamme de produits de plusieurs grandes entreprises aboutissant à des contrôles de marché : Meubles Gautier (filiale de Séribo) dans la fabrication des chambres pour jeunes, Meubles Tricoire dans les meubles de style haut de gamme, Reveroy en meubles d'appoint, Iéna en meubles de cuisine, Parisot dans différents produits d'ameublement. L'intégration à l'aval reste encore faible dans ce secteur malgré le fort pouvoir de négociation des distributeurs.

Dynamique de l'industrie papetière

Dans l'industrie de la pâte à papier et des papiers et cartons, les coûts de matières premières et les conditions d'approvisionnement sont les principaux critères de performance des entreprises caractérisées par leur forte intensité capitalistique. Les prix évoluent d'une façon cyclique en fonction de l'offre et de la demande mondiales, les entreprises ont ainsi des résultats très variables d'une année à l'autre, le taux de valeur ajoutée est égal à 50,6% en 1989 (période de croissance) et à -11,3% en 1993 (période de crise). En phase de croissance de la demande, les prix sont élevés et les bénéfices sont assez importants, les entreprises investissent pour accroître leurs capacités qui entrent en production souvent une année plus tard, ce qui contribuent à augmenter largement l'offre mondiale et à créer une offre supplémentaire, il s'ensuit une baisse des prix jusqu'au rééquilibrage des marchés.

Les stratégies développées par les groupes d'entreprises sont :

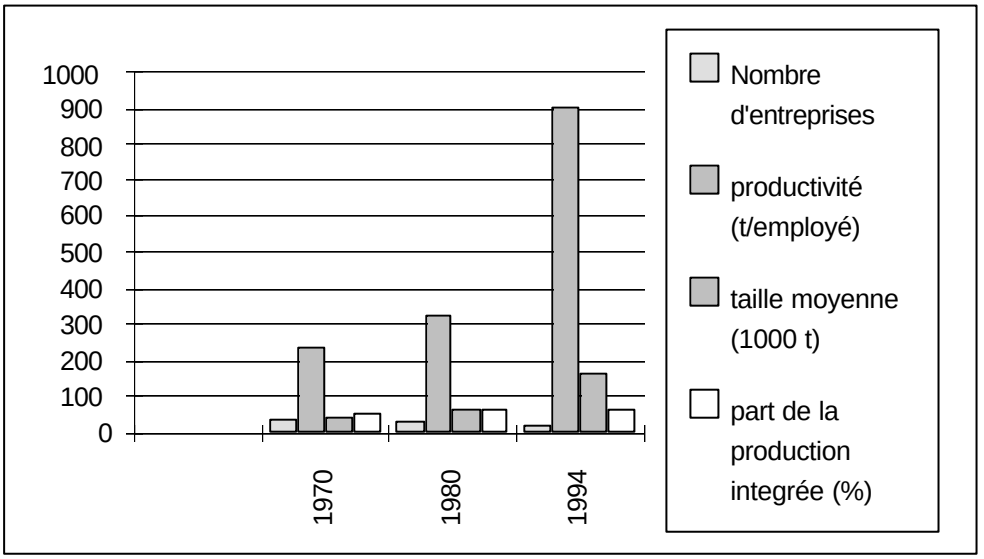
- *La baisse des coûts de production* par l'augmentation de la taille des entreprises afin de bénéficier des économies d'échelle, par l'introduction de matières premières moins chères (vieux papiers, produits connexes de scierie) dans le processus de production, et par l'emploi de nouvelles technologies limitant les coûts de main d'oeuvre. D'après la COPACEL[4], l'industrie de la pâte s'approvisionne à 35% de ses besoins en déchets de scierie, et l'industrie des papiers et cartons recycle 47% de vieux papiers.

[4]Confédération française de l'Industrie des papiers, cartons et celluloses.

La taille moyenne des entreprises de fabrication de la pâte est de 140 000 t/an en 1994, alors qu'elle n'était que de 40 000 t/an environ en 1970 ; la productivité s'est multipliée par trois comme le montre la figure IV. C'est aussi le cas des entreprises de papiers et cartons. Toutefois, l'augmentation de la taille entraîne certains risques liés au coût et à la sécurité d'approvisionnement. Les coûts de matières premières s'accroissent avec la taille de l'entreprise. Par ailleurs, cette augmentation peut influencer les actions des concurrents, et aboutir ainsi à la création d'une capacité excessive par rapport à la demande, ce qui a provoqué la chute des prix mondiaux en 1993.

- *La spécialisation sur certains produits à forte valeur ajoutée*, qui s'est traduite par le développement de diverses variétés de papiers d'impression et d'emballage. Elle est adaptée pour les entreprises de petite taille qui ne peuvent pas être compétitives sur les marchés des produits standard, c'est l'exemple de la Papeterie de Gascogne qui s'est spécialisée dans les emballages industriels.

Figure IV : Evolution de la structure de production de la pâte à papier

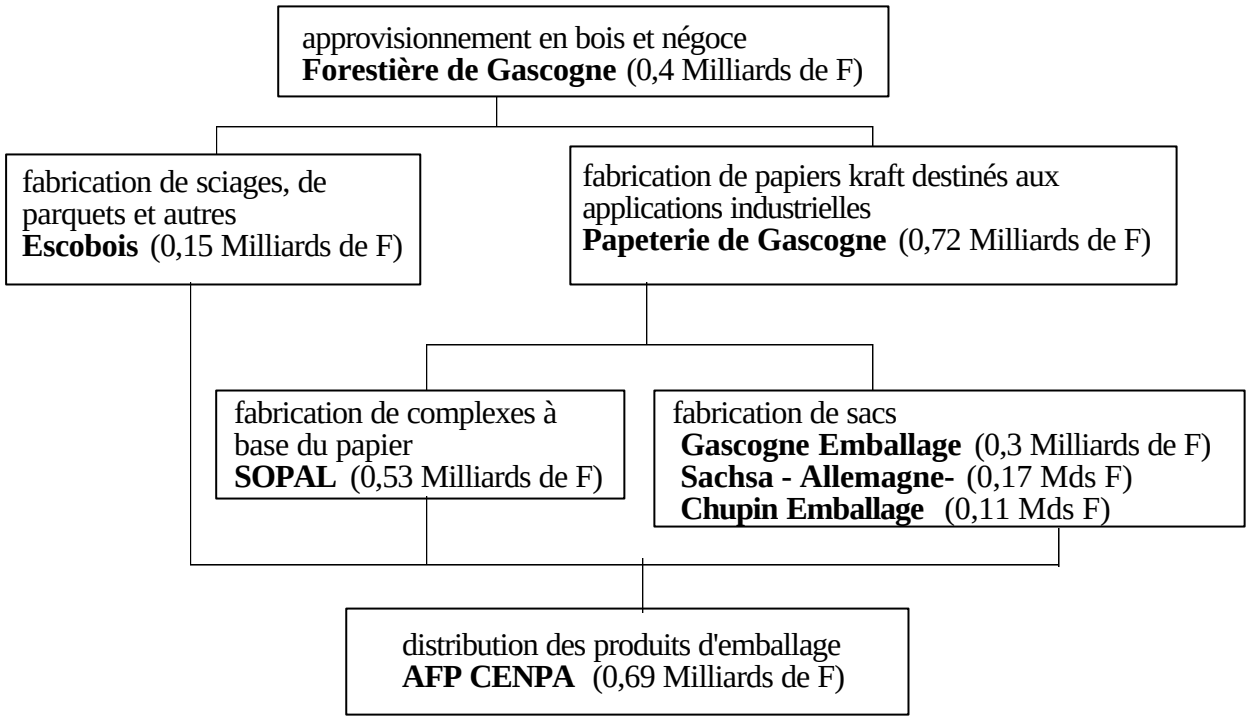


Source : Rapport d'activités de la COPACEL, 1994.

- *L'organisation tout le long du processus de production et de distribution*. Elle concerne les grands groupes qui exercent diverses activités de production de bois, de fabrication et de distribution des produits dans plusieurs pays, afin d'acquérir des avantages de coûts et des parts de marché plus élevés. Les mouvements des prix de la pâte ont incité les producteurs à s'intégrer, 63% de la production de pâtes à papier en 1994 n'est pas commercialisée contre 52% en 1970.

La figure V montre les filiales du groupe Gascogne, qui a développé une stratégie de filière. Son chiffre d'affaires était de 2,7 Milliards de F en 1994, soit 8% de l'ensemble de l'industrie de papiers et cartons.

Figure V : Organisation des activités du groupe Gascogne en 1994



Source : Rapport d'activité du groupe Gascogne, 1994.

- *Les acquisitions par des groupes mondiaux et les fusions.* Les entreprises françaises, de faible taille par rapport à leurs concurrentes, ont intégré des groupes étrangers, elles sont devenues ainsi des filiales de groupes exerçant la même activité. On peut citer plusieurs exemples : la Cellulose du pin (filiale du groupe irlandais Smurfit) pour les papiers d'emballage, Kayserberg (filiale d'un groupe hollandais) pour les papiers hygiéniques, Aussedat-Rey (filiale du groupe américain International Paper) pour les papiers de reprographie et les papiers couleur, Kayserberg packaging (filiale du groupe anglais David Smith) pour les papiers recyclés et emballages à base de fibres et de plastiques, Chapelle Darblay pour les papiers magazine et papier journal, ainsi que Kymméné France pour les papiers fins non couchés (filiale du groupe finlandais Kymméné), MoDo France qui regroupe lui-même cinq entités dont Alipal et Alicel, (filiale du groupe suédois MoDo) pour les papiers fins. La société Arjomari fusionné en 1991 avec une société anglaise (Wiggins), qui assure la fabrication et la distribution de papiers d'écriture à forte valeur ajoutée. D'autres entreprises de plus petite taille deviennent des filiales de ces principales entreprises françaises, Iridium contrôlée par Aussedat Rey, Guerimard par Arjomari, et Papeterie de Lancey par Aussedat Rey.

Pour les groupes papetiers, l'investissement étranger est un moyen de contrôle des marchés, il permet aussi de partager les risques liés aux variations monétaires. Ces groupes cherchent, par leurs stratégies d'organisation et de production, à maximiser les économies d'échelle, à renforcer leur pouvoir de négociation et à rationaliser leurs activités de production

et de distribution. L'indice de pénétration[5] était de 40% de la production au début de 1991 et de 60% en 1994.

Les restructurations (fusions, participations financières d'entreprises étrangères) réalisées depuis 1988 se sont soldées en 1994 par un surcroît de capacités de production, accompagné d'une augmentation de la production (de 596 kt pour la pâte à papier, de 2 370 kt pour les papiers et cartons) alors que l'on a assisté à une baisse des marges des entreprises de 1990 à 1993, accompagnée de dépôts de bilan de certaines d'entre elles et de leur rachat par des groupes plus importants.

5. CONCLUSION

Devant un environnement économique très variable selon les secteurs d'entreprise, le regroupement des activités forestières et de transformation des bois sous le nom de filière ne peut pas permettre de mener une analyse économique des industries du bois et du papier. C'est pour cette raison que l'on a choisi d'identifier d'abord les sous-systèmes de production parmi les activités de transformation des bois.

Les sous-systèmes peuvent être classés en deux groupes :

- *Premier groupe* : secteur de sciage, celui de fabrication de panneaux, et celui de pâtes, papiers et cartons. Les produits fabriqués sont des produits standard, soumis ainsi à une forte concurrence internationale. La demande est très élastique au prix dans un marché mondial. La diminution des coûts de production est la stratégie dominante des entreprises, qui entraîne des besoins en capitaux importants, une sécurité d'approvisionnement et une grande taille de marché.

- *Second groupe* : secteur de fabrication de meubles et celui de menuiseries de bâtiment. Les produits sont plus variés, la fabrication nécessite des techniques complexes avec l'utilisation de plusieurs matériaux. La spécialisation sur des produits à forte valeur ajoutée permet d'obtenir des avantages de compétitivité.

Les relations de coopération entre les acteurs industriels des différents sous-systèmes sont ainsi limitées suite à la forte concurrence internationale et à l'utilisation de divers matériaux dans le processus de production. Les distributeurs ont un pouvoir de négociation dominant par rapport aux producteurs. La formation de réseaux est surtout présente dans le secteur papetier car elle permet d'aboutir à des synergies techniques et commerciales, ces relations s'établissent à l'échelle mondiale afin de contrôler les marchés et les prix.

Ces stratégies de renforcement de la compétitivité et ces relations inter-industrielles peuvent répondre à long terme aux objectifs de performance des industries du bois et du

---

[5] L'indice de pénétration est la moyenne des taux de contrôle pondérés par le chiffre d'affaires. Le taux de contrôle est égal à 100% si le taux de participation étrangère est supérieur à 50%, égal au taux de participation si ce dernier est compris entre 20% et 50%, et égal à 0 si la participation étrangère est inférieure à 20%.

papier et par la même occasion, aboutir à une meilleure valorisation des ressources et une amélioration de la situation des échanges extérieurs de bois et produits dérivés.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Arena R., Benzoni L., De Bandt J., Romani P.M. (sous la direction de), *Traité d'économie industrielle*, 2ème édition, Economica, Paris, 1991.

Arena R., ? La dynamique industrielle : tradition et nouveau?, *Revue d'économie industrielle*, n°53, 3ème trimestre, 1990, p. 5-17.

Association pour le Développement des Études sur la Firme et l'Industrie. *L'analyse de filière*, Economica, Paris, 1985.

Borras I., *Produits, organisation industrielle, et concurrence dans l'industrie du meuble en France et en Italie*, Thèse de Doctorat, Ecole des mines - CERNA, Paris, 1992.

Chevalier J.M., ? Eléments de réflexion stratégique sur la filière textile?, *Revue d'économie industrielle*, n°56, 2ème trimestre, 1991, p. 27-45.

Cohen D.H., Smith P.M., ? Global marketing strategies for forest product industries?, *Canadian journal forest research*, Vol. 22, n°1, 1992, p. 124-131.

Daly-Hassen H. & Peyron J.-L., ? L'emploi salarié dans la filière-bois française : situation et évolution récente?. *Revue Forestière Française*, Vol. XLVIII, N°2, 1996, p. 153-166.

Daly-Hassen H., *Dynamique des industries de transformation des bois et déficit extérieur. Cas de la France et de la Tunisie*, Thèse de doctorat, ENGREF/INRA, Nancy, 1995.

De Bandt J., ? Approche méso-économique de la dynamique industrielle?, *Revue d'économie industrielle*, n°49, 1989, p. 1-18.

France, Commissariat Général du Plan, *De la forêt à l'industrie : une stratégie pour le bois*, Xème Plan 1989-1992, la Documentation Française, Paris, 1992.

Guillon P., *La filière bois française en 1973*, Station d'économie et sociologie rurales ENGREF/INRA, Nancy, 1978.

Juslin H., Tarkkanen T., *Marketing Strategies of the finish forest industries*, Institut forestier Finlandais, Finlande, 1987.

Monfort J., ? ? la recherche des filières de production?, *Économie et Statistique*, n°151, 1983, p. 3-12.

Peguret A., ? La papeterie européenne : Scandinaves, Nord-américains et Européens dans la course aux parts du marché?, *Bulletin trimestriel du Crédit National*, 1er trimestre, 1990, p. 42-53.

Porter M., *Choix stratégiques et concurrence*, Economica, Paris, 1990.

Roux P., *Concurrence, croissance et modernisation de l'industrie française du sciage, de 1950 à 1986*, thèse de doctorat, CERNA - Ecole des mines, Paris, 1989.

Stoffaes C., ? Politiques industrielles et filières?, *Revue d'Économie Industrielle*, n°13, 1980, p. 86-99.

Les perspectives de l'offre et de la demande de bois rond industriel en Tunisie à l'horizon 2015

Hamed DALY HASSEN
INRGREF - B.P. 10 - 2080 Ariana - Tunisie

Résumé

Afin de comparer l'offre et la demande de bois industriel à long terme, des modèles d'évolution de la production potentielle de bois bruts et des besoins en produits dérivés de bois ont été élaborés dans cet article.

Les modèles d'offre tiennent compte du stock de bois, des accroissements et du taux de prélèvement pour les différentes classes d'âge. Ces données figurent dans les résultats de l'Inventaire Forestier et Pastoral National (IFPN) récemment créé. Toutefois, la réalisation d'une seule série d'inventaire, le manque de précision à propos de l'âge des peuplements et l'absence de tables de production pour les différentes espèces forestières nous a amené à effectuer certaines hypothèses.

Pour estimer la demande future de bois, des modèles d'évolution des besoins sont élaborés pour les produits dérivés tels que les sciages, les contreplaqués, les panneaux de particules, le papier journal, le papier d'impression et d'écriture et les papiers et cartons d'emballage. Il s'agit d'équations de régression multiple de type linéaire ou logarithmique entre la consommation apparente par habitant de ces produits d'une part, et leurs prix, les prix des produits de substitution et le niveau de vie d'autre part. Les modèles obtenus révèlent une forte élasticité de la consommation des produits dérivés de bois au niveau de vie de la population.

La comparaison entre l'offre et la demande montre une aggravation du déficit en bois d'œuvre et en bois d'industrie au cours de la période 1995-2015. Ainsi, il convient d'améliorer le mode d'exploitation de bois et d'identifier les aménagements réalisables afin d'adapter l'offre aux besoins de bois industriel.

Par ailleurs, l'engagement de la Tunisie dans la libéralisation du commerce extérieur nécessite la production de bois bruts, de sciages et de panneaux compétitifs pour confronter la concurrence internationale.

Mots clés : Perspectives, offre, demande, bois, Tunisie.

Summary

Industrial wood demand and supply in Tunisia : Models and forecasts to 2015

Forecasts of wood products requirements and roundwood supply are predicted for the period 1995-2015. The demand model are based on the data series of income and prices, the supply use the national forestry inventory data. The supply model take in consideration the wood stock, the increment and the rate of wood harvest.

Comparing the demand and supply forecasts showed the aggravation of the deficit. From 1 Million m^3 in 1995, the deficit will be 2 Million m^3 in 2015. However, these forecasts have some errors. The uncertainty comes from the lack of precision about the age class and the production table for forest species, the hypothesis taken about the demographic increase, the income and the wood products price increase.

Key words : Forecasts, supply, demand, wood, Tunisia.

Introduction

Malgré une politique de reboisement active menée depuis l'indépendance, la récolte de bois rond industriel est restée toujours faible, 67.000 m^3 en 1995 (Source : Régie d'Exploitation Forestière). Par contre, la demande en bois et produits dérivés est toujours croissante, 1,7 M m^3 équivalent bois rond en 1995 ; la population et le niveau de vie étant croissants respectivement de 2,3% par an (moyenne 1984-1994) et de 4,2% par an (moyenne 1987-1996). Ce décalage entre l'offre et la demande a amené les industries du bois et du papier à s'orienter vers le marché extérieur pour leurs approvisionnements en bois et produits dérivés, le déficit du commerce extérieur en bois et ouvrages en bois, pâtes à papier et papiers et cartons était de 186 M DT en 1996.

En premier lieu, cet article s'appuie sur le volume sur pied de la forêt, les classes d'âge et les accroissements annuels pour estimer l'offre potentielle future à l'horizon de 2015. Ensuite, les besoins actuels et les perspectives de la demande sont présentées. Ces dernières sont fondées sur les séries statistiques antérieures de bois et produits dérivés tels que les sciages, les panneaux, les contreplaqués et les papiers et cartons. Enfin, la confrontation entre l'offre et la demande permet d'apprécier le déficit en cette matière et indique ainsi l'expansion de la production et de la capacité industrielle nécessaire pour satisfaire les besoins futurs.

L'analyse de la demande des produits forestiers a été développée principalement par Buongiorno en 1977. L'étude des perspectives de la filière bois est devenue une activité importante au sein de l'Organisation pour l'Agriculture et l'Alimentation (FAO), certains résultats sont publiés en 1986, 1991, 1996 et 1997. Ce type d'étude ne peut être intéressant que si l'on dispose de séries statistiques suffisantes et rigoureuses, c'est la raison pour laquelle la FAO s'est trop ciblée aux études sur l'Europe. L'étude des pays africains, et de la Tunisie en particulier (1988) restent trop superficielle et ne peuvent servir de référence.

L'intérêt de ce travail est d'aider les décideurs à choisir les essences de production, les techniques de plantation et les techniques sylvicoles, tenant compte des diverses qualités de bois bruts requises, et d'informer les industries du bois et du papier sur les ressources disponibles et susceptibles d'être valorisées d'une part et sur les besoins du marché d'autre part.

1. Matériel et Méthodes

1.1. Modèle de l'offre de bois à long terme

Pour estimer la production potentielle de bois à long terme, il est utile de connaître le volume sur pied estimé au dernier inventaire, l'accroissement annuel pour chaque classe d'âge, et le taux de prélèvement qui est fonction de l'âge du peuplement, de sa densité et des aménagements prévus.

Actuellement, l'évolution de l'accroissement net en fonction de l'âge (table de production) n'est pas disponible pour les différentes espèces en Tunisie. Aussi, la base de données de l'Inventaire Forestier et Pastoral National (IFPN) nous permet simplement de distinguer trois classes d'âge (jeune, éclaircie, mûr) pour les diverses espèces. Ainsi, nous pouvons déterminer le stock de bois et les accroissements annuels pour les trois classes d'âge de chaque espèce.

Le taux de prélèvement dépend de l'aménagement préconisé. Des plans d'aménagement de divers peuplements ont servi comme référence pour préciser ce taux qui prend en compte le développement biologique. Les taux de prélèvement, indiqués dans le tableau n°1 pour le pin d'Alep, considèrent un assouplissement de la gestion de l'exploitation forestière, un suivi régulier des aménagements et un développement des utilisations des bois locaux.

Tableau n°1 : Taux de prélèvement et parts de bois d'œuvre (b.o.) et de bois d'industrie (b.i.) dans la récolte globale : cas du pin d'Alep

Classe d'âge	Taux de prélèvements tp (%)			Part de la récolte (%)	
	Clair	dense	très dense	b. d'oeuvre	b. d'industrie
jeune	5	10	20	0	20
moyen	10	20	30	10	40
mûr	100	100	100	20	40

Les hypothèses suivantes sont retenues par commodité de calcul :

- Une opération sylvicole sera réalisée tous les 20 ans pour chaque classe d'âge ; ainsi, les peuplements désignés comme mûrs seront coupés progressivement dans une période de 20 ans.

- Pour l'Eucalyptus, une coupe de régénération s'effectuera pour les peuplements mûrs avec une rotation de 10 ans. De même, les peuplements actuellement en éclaircie seront coupés dans la seconde décennie.

- L'accroissement annuel restera constant pour chaque classe d'âge.

Ainsi, la récolte de bois pourra s'écrire comme suit pour chaque catégorie de peuplement (jeune, éclaircie, mûr) des différentes espèces, excepté l'Eucaluptus :

$$\mathbf{R_{2005} = (1/20)\ ?tp_1\ (s_1 + 10\ ac_1) + tp_2\ (s_2 + 10\ ac_2) + tp_3\ (s_3 + 10\ ac_3)?\ ;}$$

tp_1, tp_2 et tp_3 désignent les taux de prélèvement pour les peuplements très denses, denses et clairs. s et ac correspondent respectivement aux stock de bois et à l'accroissement annuel pour chaque classe d'âge.

De même, $\mathbf{R_{2015} = (1/20)\ ?tp_1\ (s_1 + 20\ ac_1) + tp_2\ (s_2 + 20\ ac_2) + tp_3\ (s_3 + 20\ ac_3)?\ .}$

La récolte potentielle nous permet ensuite de déterminer les volumes de bois d'œuvre et d'industrie selon les proportions inscrites par classe de diamètre et par espèce dans le tableau n°12 de l'IFPN.

1.2. Modèle de la demande de bois et produits dérivés à long terme

La méthode utilisée pour apprécier la demande future de bois et produits dérivés est la modélisation. Les modèles utilisent les séries statistiques antérieures pour prédire l'évolution future de la demande.

En s'appuyant sur les fonctions de demande et de production, la demande d'un produit est une fonction négative de son prix, une fonction positive des prix des produits de substitution et une fonction positive des revenus.

$$\mathbf{C = f(Y, p_0, p_s).}$$

C : consommation apparente du produit. Source : Annuaire du commerce extérieur, Institut National de la Statistique, annuel de 1970 à 1995.

Y : le Produit intérieur brut à prix constants (année 1980). Source : Annuaire statistique de la Tunisie, Institut National de la Statistique, annuel.

p_0 : le prix du produit à l'importation pour les produits importés en majorité (sciages, feuilles de placage). Source : Annuaire du commerce extérieur, Institut National de la Statistique, annuel de 1970 à 1995.

p_s : l'indice de prix des produits de substitution. Etant donné qu'il n'existe pas d'indices spécifiques de prix de ces produits, nous prenons comme indicateur l'indice général des prix. Il

s'agit de l'indice de prix moyen à la production des différents secteurs calculé sur la base des prix-usine. Source : Statistiques financières, Banque Centrale de Tunisie, annuel.

Pour éliminer les multi-colinéarités et la corrélation entre les variables, les effets perturbateurs tel que la population sont éliminés. Ainsi, le raisonnement se fait sur la consommation par habitant (c : C/population) et sur le revenu par habitant (y= Y/population).

Les deux modèles utilisés pour prédire la consommation apparente par habitant sont les suivants :

$c = ?_0 + ?_1 y + ?_2 p_0 + ?_3 p_s + e$: modèle linéaire ;

$c = ?_0 . y^{?1} . p_0^{?2} . p_s^{?3} + e$: modèle puissance.

e est l'erreur résiduelle du modèle.

La fonction logarithmique peut être utilisée afin d'avoir une fonction de type Cobb-Douglas et de réduire la variance des erreurs. Celle-ci ne sera retenue que si elle introduit une amélioration du modèle. Cette fonction peut devenir une fonction puissance à l'aide d'une transformation logarithmique.

La méthode statistique consiste de minimiser la somme des carrés des écarts entre les consommations apparentes observées et celles estimées par le modèle. Le logiciel statistique utilisé est le Statistic Analysis System (SAS) avec la procédure du modèle linéaire général.

Pour estimer la demande future de bois, nous établirons des projections de la consommation des principaux produits dérivés du bois :

- le sciage,
- les contreplaqués, formés de feuilles de placage issues de bois d'œuvre.
- les panneaux de particules et de fibres
- le papier journal
- le papier d'impression et d'écriture
- les papiers et cartons d'emballage.

Les données ont été recueillies à partir des annuaires du commerce extérieur de l'Institut National de la Statistique (INS) pour les importations et les exportations, des rapports d'activité de la REF et aussi de la FAO pour la production lorsque les premiers sont indisponibles.

2. Résultats obtenus

2.1. Les ressources forestières actuelles

L'inventaire Forestier et Pastoral National (IFPN) a procédé, sous le contrôle de la Direction Générale des Forêts, à un inventaire des surfaces des forêts, des volumes sur pied et des accroissements au cours des 5 dernières années.

D'après l'IFPN, les espaces boisés composés de forêts, maquis et garrigues arborés ont une superficie de 636000 ha. Les forêts ont été réparties arbitrairement selon leur aspect général en trois classes d'âge : jeune, âge moyen, et mûr. Globalement, la forêt tunisienne est composée de 58,7% de forêts d'âge moyen, de 30,4% d'âge mûr et de 9,2% de jeunes peuplements.

La forêt tunisienne présente un volume sur pied moyen assez faible (32,6 m^3/ ha), l'accroissement annuel est aussi faible pour les diverses essences, soit 0,72 m^3/ ha /an en moyenne[1].

[1] L'accroissement annuel est difficile à calculer pour les espèces feuillues. En effet, les cernes sont peu visibles à l'oeil nu. Les valeurs présentées par l'IFPN sont ainsi estimatifs.

Les ressources en bois du pays sont estimées à 17,34 M m^3 de bois en 1995. Le volume sur pied est assez élevé (supérieur à 90 m^3/ha /an) pour les espèces feuillus tels que le chêne liège, le chêne Zeen et les feuillus divers, et pour le pin maritime. Les autres essences présentent un volume sur pied inférieur à 25 m^3/ha. C'est le cas du pin d'Alep, des résineux divers, de l'Eucalyptus et des chênes autres que le chêne liège et le chêne Zeen. Les mélanges feuillus et résineux présentent un volume sur pied médian de 42 m^3/ha.

L'accroissement annuel est assez moyen pour les essences feuillues (de 1,4 m^3/ha /an pour le chêne liège à 3,1 m^3/ha /an pour le chêne Zeen) et pour le pin maritime. Il paraît surprenant que le chêne Zeen ait un accroissement important malgré que les peuplements se trouvent en phase de maturité. Par contre, l'accroissement annuel est faible, 0,45 m^3/ha /an pour le pin d'Alep, la principale essence forestière.

Bien que l'Eucalyptus présente des capacités de production de bois assez élevées, son accroissement moyen est très faible en Tunisie (0,92 m^3/ha/an), il présente un pic de 3,6 m^3/ha/an à Nabeul, probablement dû à la densité des peuplements.

Les ressources en bois sont réparties en quatre catégories selon leur qualité : bois d'œuvre, bois d'industrie, bois de service et bois de chauffage.

Le volume de bois d'œuvre, susceptible d'être utilisé pour le sciage, le tranchage et le déroulage, est estimé à 1,7 M m^3 (10% du volume sur pied). Le volume de bois d'industrie, destiné à la fabrication de panneaux ou de pâtes à papier, est estimé quant à lui à 3,5 M m^3. Le reste représente les volumes de bois de service, destiné aux utilisations agricoles (1,6 M m^3) et le bois de chauffage (10,5 M m^3).

On peut en conclure que la majorité des bois tunisiens sont de qualité secondaire qui ne pourront pas avoir un prix élevé sur le marché, il y a donc une nécessité d'identifier les aménagements réalisables afin d'améliorer la qualité des bois, et ainsi satisfaire une partie des besoins du pays en bois rond industriel.

Les essences susceptibles de produire le bois d'œuvre et le bois d'industrie sont surtout le pin d'Alep et le chêne Zeen.

2.2. Perspectives de l'offre de bois rond industriel

Le tableau n°2 montre une production potentielle de bois d'œuvre et d'industrie élevée par rapport à la récolte réelle. La récolte de bois d'œuvre pourrait atteindre 64.000 m^3 en 1995 alors qu'elle n'était que de 1227 m^3. Cette situation est liée au problèmes de mise en marché de ce type de bois (difficultés d'exploitation, mauvaise appréciation des bois). Aussi, le tableau n° 2 indique qu'un volume de bois industriel assez important de feuillus divers, de chêne Zeen et de pin d'Alep pourrait être mis sur le marché dans la prochaine décennie. Il convient de programmer ces récoltes par le suivi des aménagements et d'organiser l'exploitation et la mise en marché des bois.

Tableau n°2 : Récolte réelle de bois rond industriel en 1995 et perspectives de l'offre potentielle en 2005 et en 2015 (m^3)

	Bois d'oeuvre			*Bois d'industrie*		
	1995	**2005**	**2015**	**1995**	**2005**	**2015**
Pin d'Alep		18440	21707		46760	55168
Pin maritime		596	730		2383	3867
Résineux divers		859	1101		3127	3992
Résineux prépondérants		736	918		2649	3317
Chêne Zeen		13320	15792		5328	6317
Eucalyptus		3840	4077		6720	7134
Feuillus divers		35017	39886		14074	16041
Feuillus prépondérants		4452	5214		1810	2123
Total	**64000**	**77260**	**89425**	**66660**	**82851**	**97959**

2.3. Les besoins en bois rond industriel en 1995

La consommation a trois composantes : la production (P), les importations (M) et les exportations (X). Il convient d'introduire le terme de consommation apparente qui est la somme de la production et des importations nettes (C.A.= P+M-X) pour l'apprécier. La variation des stocks étant difficile à obtenir.

Les coefficients d'autosuffisance (P/C.A.) sont très faibles pour la plupart des produits bruts et semi-finis (cf. Tableau n°3). En effet, les importations comprennent essentiellement des sciages résineux, des grumes feuillus, des feuilles de placage et des panneaux de particules d'un côté, et de la pâte de bois, du papier journal et des papiers d'emballage à l'état brut de l'autre, qui seront transformés par la suite localement afin de satisfaire la demande finale.

Tableau n°3 : Production (P), consommation apparente et coefficient d'autosuffisance (Co.A) en bois et produits dérivés en 1995

Nature du produit	**P**	**C.A.**	**C.A./ 1000 hab.**	**Co.A (%) (P/C.A.)**
Sciages (1000 m^3)	37,9	359,4	40,0	10,5%
feuilles de placage (1000 m^3)	1	12,5	1,4	8%
contreplaqués (1000 m^3)	30	30,12	3,36	99,5%
panneaux (1000 m^3)	26,2	27,1	3,0	96,7%
produits finis (1000 m^3 EBR)	644,3	673,9	74,9	95,6%
Total produits en bois (1000 m^3 EBR)	**36,5**	**673,9**	**74,9**	**5,3%**
pâte à papier (1000 t)	11,7	58,8	6,54	19,9%
papier journal (1000 t)		13,7	1,52	0%
papier d'impression (1000 t)	25,5	32,3	3,68	78,8%
papiers et cartons d'emballage (1000 t)	16,5	62,9	7,00	26,2%
Total fibres pour papier (1000 m^3 EBR)	**53,8**	**551,3**	**61,3**	**9,8%**

EBR désigne Equivalent bois rond. Sources : Annuaire du commerce extérieur, INS ; Annuaire des produits forestiers, F.A.O. ; Annuaire statistique, INS.

2.4. Les modèles de demande de bois et produits dérivés

Les modèles de la demande obtenus sont présentés dans le tableau n°4. La pertinence statistique de ces modèles peut être apprécié par les coefficients de corrélation qui sont élevés sauf pour les papiers et cartons d'emballage. La demande de produits dérivés de bois est très élastique au niveau de vie, les élasticités correspondant aux coefficients sont supérieures à l'unité pour les sciages et les contreplaqués. Des analyses similaires effectuées sur divers pays en Europe et dans le monde ont révélé également la forte corrélation entre le niveau de vie et la demande en bois et produits dérivés. Par contre, l'élasticité de la consommation par rapport au prix est faible. La variable prix (P_0) est éliminée lorsqu'elle est corrélée avec le niveau de vie (y).

Tableau n°4 : Les modèles de la consommation apparente des produits dérivés du bois (les tests de student et la signification des coefficients[2] sont présentés en seconde ligne)

Produit	Modèles de demande	R^2 ; n
Sciages	$\mathbf{c} = 1{,}29.10^{-3} . \mathbf{P_0}^{-0{,}26} . \mathbf{y}^{1{,}81}$ (-3,66)*** (-1,98)* (4,77)***	R^2 = 0,85 ; n=20
Panneaux	$\mathbf{c} = -8{,}72 + 2{,}67. 10^{-2} \mathbf{y}$ (-4,90)*** (8,81)***	R^2 = 0,81 ; n=20
Contreplaqués	$\mathbf{c} = 3{,}27.10^{-10} . \mathbf{P_0}^{-0{,}46} . \mathbf{y}^{4{,}06}$ (-13,99)*** (-3,36)** (11,22)***	R^2 = 0,96 ; n=19
Papier journal	$\mathbf{c} = -1{,}64 + 4{,}73. 10^{-3} \mathbf{y}$ (-4,85)*** (8,19)***	R^2 = 0,78 ; n=21
Papier d'impression	$\mathbf{c} = -8{,}43.10^{-4} \mathbf{P_0} + 7{,}09. 10^{-3} \mathbf{y}$ (-3,75)*** (23,81)***	R^2 = 0,99 ; n=20
Papiers et cartons d'emballage	$\mathbf{c} = 1{,}66 + 9{,}15. 10^{-3} \mathbf{y}$ (1,85)* (5,69)***	R^2 = 0,60 ; n=24

2.5. Les perspectives de la demande de bois et produits dérivés

Après l'établissement des modèles, les prédictions de la consommation future de bois dépendront des hypothèses retenues pour la croissance future du revenu par habitant, des prix et de la population.

Les hypothèses d'évolution du PIB, de la population et du prix inscrites dans le tableau n°5 sont fondées sur les séries statistiques antérieures :

Le prix : L'évolution future de prix est déterminée à partir de l'évolution antérieure au cours des 20 dernières années, des tendances des prix mondiaux et de l'évolution future des taux de douane appliqués aux produits. L'accord de libre échange établi entre la Tunisie et l'union européenne en 1995 prévoit la baisse des taux jusqu'à leur annulation en 2007.

Le niveau de vie (y= PIB/habitant) : Depuis 1980, les taux de croissance annuels étaient de 1,6%, 1,1% et 1,2% respectivement dans les périodes 1980-1985, 1985-1990 et 1990-1995. Il convient de considérer que le niveau de vie évoluera avec un taux de 1,2% au cours des vingt prochaines années.

[2] Les tests de Student sont présentés en seconde ligne en dessous des coefficients de chacune des variables. Les étoiles donnent une idée sur la signification des coefficients, trois étoiles indiquent un seuil de probabilité inférieur à 0,1%, deux étoiles correspondent à un seuil inférieur à 1% et une étoile pour un seuil inférieur à 8%.

La population : La population tunisienne s'est accrue annuellement de 2,48% de 1975 à 1984, et de 2,35% de 1984 à 1994. Selon l'Institut National de Statistique, le taux annuel de croissance démographique passerait de 1,6% au cours de la période (1995-2000) à 1,2% durant les années (2010-2015) en supposant une baisse modérée de la fécondité.

Tableau n°5 : Hypothèses sur l'évolution des prix, de la population et du niveau de vie par habitant.

Taux de croissance annuel	**1997-2000**	**2000-2007**	**2008-2015**	
P_0 sciages	7,3%	4,4%	7,3%	
P_0 contreplaqués	2,6%		6,4%	
P_0 papier d'impression	2%		4,8%	
Population *(source : INS)*	1,6%	1,5%	1,3%	1,2%
Niveau de vie par hab.	1,2%			

La validité des modèles est démontrée à partir des figures n° 1 à n°6 présentées ci-dessous. Le modèle présente un lissage des données observées qui atténue les pics et les creux liés à des variations conjoncturelles. Des écarts élevés entre les résultats du modèle et les observations sont constaté pour la consommation de papiers et cartons d'emballage. En effet, le niveau de vie n'explique que 60% de la variance de la consommation dans ce cas, les autres variables introduites dans le modèle sont peu corrélées à la consommation.

Ces figures montrent un accroissement annuel de la consommation de sciages allant de 3% en l'an 2000 à 1,2% en 2015, la baisse du taux de croissance est liée à l'effet-prix. La consommation de contreplaqués et de panneaux de particules croîtront plus vite suite à la modération des prix et à leurs substitutions aux sciages. Pour les papiers et cartons, le taux de croissance annuel de la consommation baissera de 4,5% à 3,3% durant la même période pour le papier journal, de 3,4% à 1,1% pour le papier d'impression et d'écriture et de 4,1% à 2,2% pour les papiers et cartons d'emballage.

Figure n°1 : Consommation réelle de sciages et résultats du modèle avec les prédictions de 1996 à 2015 (m^3)

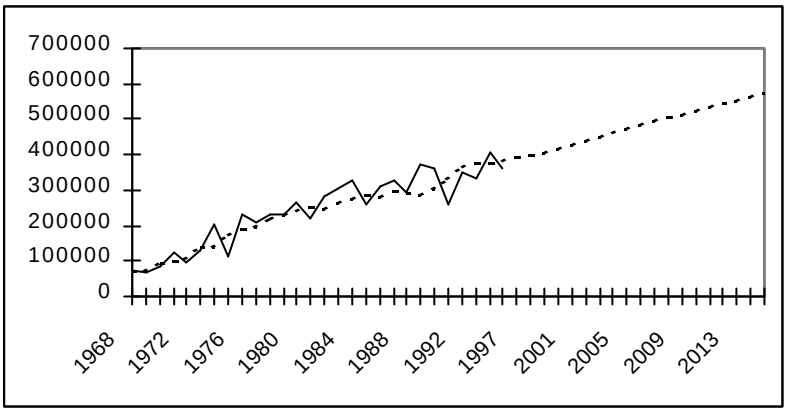


Figure n°2 : Consommation réelle de panneaux de particules et résultats du modèle avec les prédictions de 1996 à 2015 (m^3)

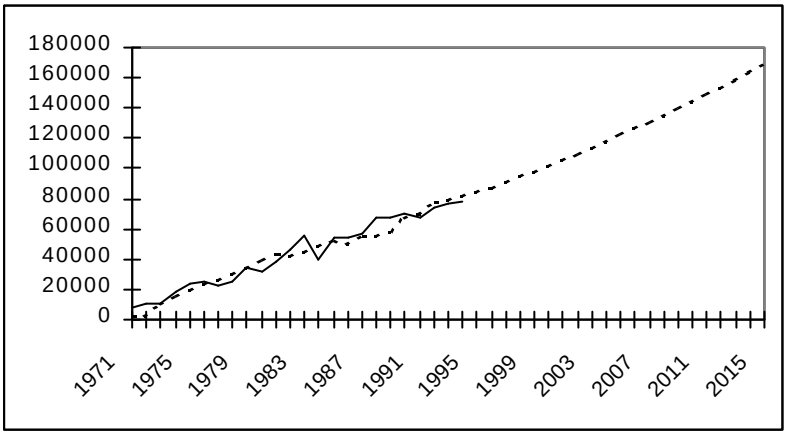


Figure n°3 : Consommation réelle de feuilles de placage et de contreplaqués et résultats du modèle avec les prédictions 1996 - 2015 (m^3)

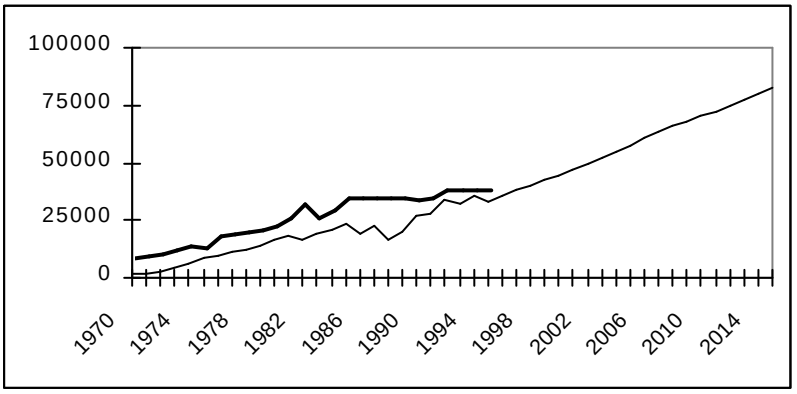


Figure n°4 : Consommation réelle de papier journal et résultats du modèle avec les prédictions 1996 - 2015 (t)

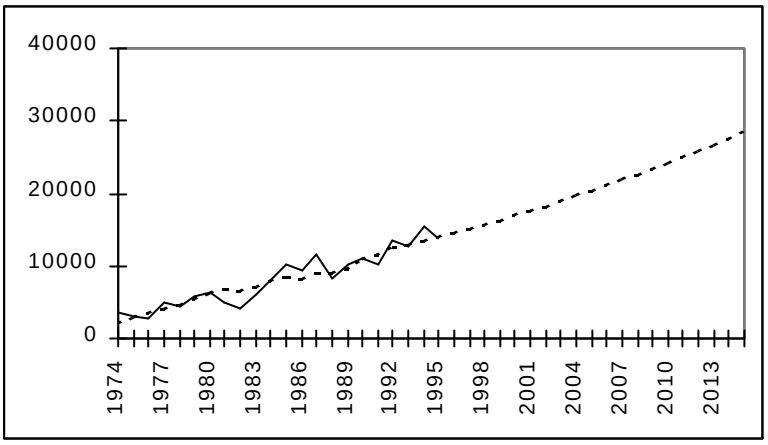


Figure n°5 : Consommation réelle de papier d'impression et d'écriture et résultats du modèle avec les prédictions de 1996 à 2015 (t)

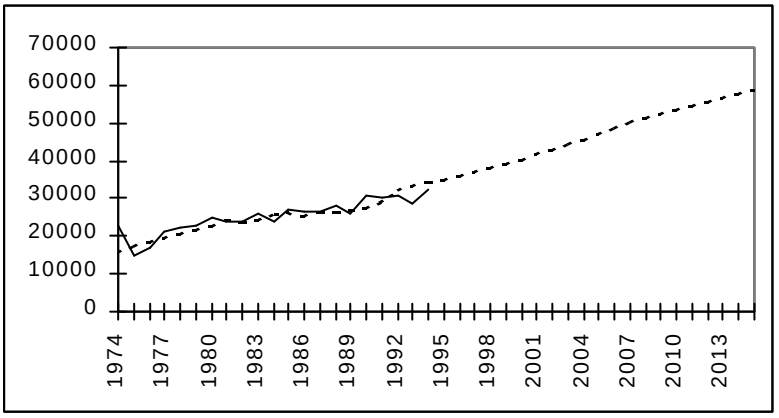
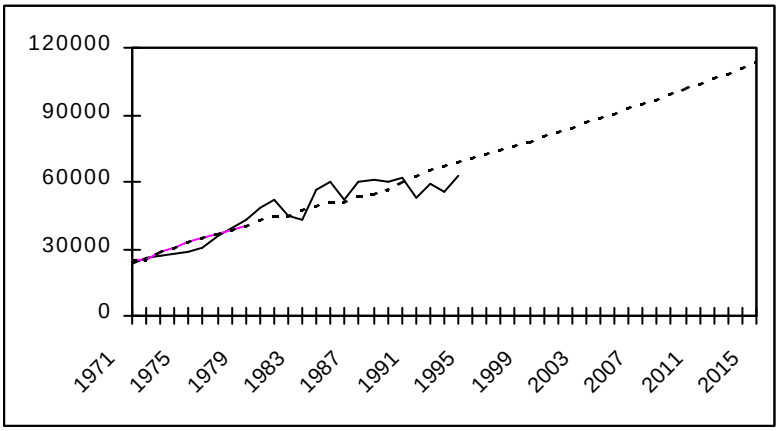


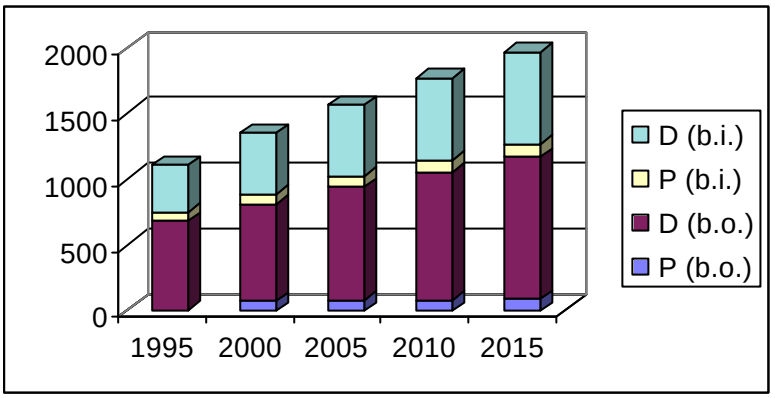
Figure n°6 : Consommation réelle de papiers et cartons d'emballage et résultats du modèle avec les prédictions de 1996 à 2015 (t)



2.6. Décalage entre l'offre et la demande futures de bois rond industriel

La figure n°7 indique l'ampleur du déficit en matières premières tels que le bois d'œuvre et le bois d'industrie pour la fabrication de bois et produits dérivés. Toutefois, les industries de bois et de papier transforment peu ces matières premières actuellement. Les industries tunisiennes s'approvisionnent principalement en produits semi-finis importés tels que les sciages, les contreplaqués, la pâte de bois et les diverses sortes de papiers et cartons à l'état brut pour les transformer en produits propres à la consommation finale.

Figure n°7 : Projections de la production potentielle (P), du déficit extérieur (D) et de la consommation (C = P + D) de bois d'œuvre (b.o.) et en bois d'industrie (b.i.) de 2000 à 2015 (en 1000 m^3)



Sources : INS et FAO pour les observations réelles, et résultats des modèles pour les prédictions.

Le déficit en bois d'œuvre correspond à la différence entre la consommation de sciages et de contreplaqués et la production potentielle de bois d'œuvre. En supposant une récolte suivie d'une utilisation de la production potentielle, ce déficit passerait de 679.000 m^3 en 1995 à 1.081.000 m^3 en 2015. Il est évident que certains types de bois continueront d'être importés pour leurs qualités (bois de chêne, grumes et contreplaqués tropicaux, etc.). Mais, la valorisation de la production locale est nécessaire pour limiter le déficit. Aussi, des plantations d'Eucalyptus pourront répondre à moyen terme à une demande en bois d'œuvre.

Le déficit de bois d'industrie est déterminé par la différence entre la consommation de panneaux et diverses sortes de papiers et cartons et la production de bois d'industrie. Celle-ci passerait de 362.000 m^3 en 1995 à 700.000 m^3 en 2015. Si l'on exclut la fabrication de papiers et cartons à partir de bois qui n'existe pas actuellement, la production de bois ne pourrait pas encore suffire à l'approvisionnement de l'industrie de panneaux. Mais, on pourrait imaginer que cette industrie s'approvisionnerait en bois classé comme bois d'œuvre si ce dernier resterait encore peu valorisé.

3. Discussion

Malgré la validité statistique des modèles que l'on peut apprécier par les différents indices (coefficients de corrélation élevés, seuils de probabilité des coefficients faibles, nombre d'observation élevé), les projections restent incertaines pour deux types de raisons :

- Les données de l'inventaire comprennent des estimations grossières. Aussi les statistiques de la FAO ne peuvent être considérées que des ordres de grandeur, toutefois, cette source de données n'a été prise en considération que lorsque les données nationales sont manquantes. Autre

source d'imprécision, les modèles comportent des erreurs tels que les erreurs standards, la variance des paramètres estimés et les limites de confiance des projections.

Par ailleurs, les modèles ne tiennent compte que des variables introduites. D'autres variables qui peuvent avoir des incidences comme le prix des produits de substitution et les changements technologiques n'ont pas été introduites dans les modèles.

- Plusieurs hypothèses ont été retenues concernant les variables exogènes : la croissance de la population, du niveau de vie et des prix des bois et produits dérivés de 1995 à 2015. L'hypothèse retenue sur la baisse modérée de la fécondité, la variation du niveau de vie fonction des conditions climatiques et de la conjoncture économique, et les fluctuations des prix liées à la conjoncture internationale rendent incertaines les projections réalisées. Il y a lieu de réajuster les modèles et les hypothèses retenues sur le niveau de vie, les prix et la population en fonction des observations qui seront faites au cours des prochaines années.

4. Conclusion

Les perspectives de l'offre et de la demande de bois rond industriel montrent un décalage croissant entre la production potentielle de bois d'une part, et la demande future en bois et produits dérivés croissant avec l'amélioration du niveau de vie et la croissance démographique d'autre part. La forêt tunisienne est réduite en superficie, de plus elle est peu productive et caractérisée par la longévité de sa révolution comme la plupart des espèces forestières.

La politique du pays s'oriente vers l'efficience économique et non pas vers l'autosuffisance. Les plans de production de bois à long terme sont utiles, mais devraient intégrer des facteurs externes tels que l'extension des capacités de production et la compétitivité des industries de bois et de papier.

Dans le contexte de l'ouverture progressive du marché tunisien sur le marché européen, les investissements dépendront de l'environnement économique en général, et de la compétitivité des entreprises et ainsi de leurs capacités de réduction de leurs coûts de production en particulier. Par exemple, l'environnement économique de l'industrie de la pâte de bois (économie d'échelle élevée, capital élevé, approvisionnement en bois régulier et important) n'est pas favorable à l'investissement en Tunisie, la transformation de bois pour la fabrication de papier risque de ne pas avoir lieu. Un approvisionnement régulier et adapté aux industries de bois contribuerait à limiter le déficit extérieur.

Les propositions que l'on peut suggérer à partir de cette analyse sont les suivantes :

- La nécessité d'améliorer le mode d'exploitation de bois et d'identifier les techniques sylvicoles afin d'adapter l'offre de bois d'œuvre aux besoins des industries de sciage. De même, des débouchés pour le bois d'oeuvre local devront être identifiés dans l'emballage et dans le coffrage par exemple afin de limiter la dépendance extérieure en cette matière première. Par ailleurs, la valorisation des bois améliorera la rentabilité des reboisements.

- Il convient de choisir des essences de production pour le reboisement afin de répondre à la demande industrielle à moyen et long terme et de régénérer la forêt. Le suivi régulier des aménagements permettra d'accroître la production et d'assurer les approvisionnements en bois d'œuvre pour l'industrie de sciage, et en bois d'industrie pour l'industrie de panneaux.

5. Références bibliographiques :

Banque centrale de Tunisie, Rapport d'activités, annuel.

Baudin A., 1988. Long-term economic development and demand for forest products, IIASA, 16 p.
Brooks D., 1985. Public policy and Long-term Timber supply in the South, Forest Science, Society of American Foresters, Vol. 31, n°2, 342-357.
Buongiorno J., 1994. Timber demand and supply in Nigeria : Models and forecasts to 2010. Journal of World Forest Ressource Management, vol. 7, 101-127.
Daly-Hassen H., 1990. La consommation des produits forestiers industriels en Tunisie : structure et évolution, mémoire de D.E.A. «Sciences du bois », Unité d'économie et politique agricole et forestière, ENGREF/INRA, Nancy, France, 80p. + annexes.
Daly-Hassen H., 1995. Dynamique des industries de transformation des bois et déficit extérieur, cas de la France et de la Tunisie, thèse de doctorat de l'ENGREF, Unité d'économie et politique agricole et forestière, ENGREF/INRA, Nancy, France, 210 p.
DGF, Procès verbaux d'aménagement de Jbel Trif, Feija, Sif elAnba, Dernaya, Jbel el Kmaïsssia, 1995-2005.
ECE/FAO, 1986. European Timber Trends and Prospects to the year 2000 and beyond., 2 volumes, Luxembourg, 342p.
ECE/FAO, 1995. Modelling forest products demand, supply, and trade, ETTSV Working paper,non published, Luxembourg, 13p.
FAO, 1995. Forestry: statistics today for tomorrow, Rome, 52p.
FAO, 1978, 1982, 1994. Annuaire des produits forestiers, FAO, Rome.
FAO, Forest oulook projections, Rome, 347p.
Hébert J., Laurent Ch., 1995. Estimation de la disponibilité de la ressource forestière. Cas d'une essence traitée en futaie équienne monospécifique, Revue forestière Française, XLVII-5- 1995, pp. 572-580.
Institut National de Statistiques, Annuaire des statistiques du commerce extérieur, annuel de 1966 à 1995.
Institut National de Statistiques, Annuaire statistique, annuel de 1970 à 1994.
Lonnsdet, Peyron J.-l., 1990. Une modélisation de l'offre et de la demande de bois bruts, Cahiers d'économie et sociologie rurales, Paris, 15-16**:**168-184.
Prestemon J., Buongiorno J., 1992. Elasticities of demand for forest products based on time-series and cross-section data, University of Wisconsin, 14p.
Régie d'Exploitation forestière, 1995. Rapport d'activités, Tunis, 20p.
Whiteman A., 1991. Forestry expansion: a study of technical, economic and ecological factors. Demand and supply of wood products, Forestry commission, paper n° 4, 43p.

Remerciements

L'auteur tient à remercier Mr. Tahar SGHAEIR, Statisticien à l'INRGREF, pour son aide à l'élaboration des modèles par l'utilisation du logiciel statistique SAS.

Le rôle de la politique industrielle dans le développement des industries tunisiennes du bois et du papier

Hamed Daly-Hassen (INRGREF)

La Tunisie a connu un développement économique important dans les trois dernières décennies, le revenu par habitant s'est multiplié par cinq (1750 $ en 1994) malgré ses faibles ressources naturelles en pétrole notamment. Cette croissance a touché l'ensemble des secteurs économiques, l'industrie manufacturière compte actuellement 15.000 entreprises environ, et représente 22% du PIB et 20% de la population active, plus que l'Agriculture (respectivement 14% du PIB et 26%). Cette industrie a connu un développement assez dynamique dans la dernière décennie, le taux de croissance moyen annuel était de 7% de 1980 à 1985 et de 5,9% de 1985 à 1994. Les Pouvoirs Publics ont participé à ce développement à travers les différentes réglementations, s'inscrivant dans le cadre économique du pays depuis 1960, ou en application du Plan d'Ajustement Structurel (P.A.S.) proposé par le Fonds Monétaire International (F.M.I.) depuis 1986, qui est à l'origine d'une libéralisation de l'économie.

Une nouvelle phase de développement va commencer en 1996. En effet, la Tunisie vient de signer un accord de création d'une zone de libre-échange avec l'Union Européenne dans 12 ans, les droits de douane qui sont les principaux outils de protection de l'industrie contre la concurrence étrangère devront diminuer progressivement. Pour ce petit pays de 8,8 Millions d'habitants, les industries devront affronter la concurrence internationale pour subsister.

En prenant l'exemple des industries du bois et du papier, on étudiera les moyens de la politique industrielle et leurs impacts sur la production industrielle. Quelles sont les actions des Pouvoirs Publics et leurs effets sur les stratégies des agents économiques ? Quelles sont leurs incidences sur le développement des industries du bois et du papier ? Quelles sont les perspectives d'évolution suite aux réformes du commerce extérieur ? Ce sont les questions sur lesquelles se penchera cet article.

Les moyens de la politique industrielle et leurs impacts sur les stratégies des agents économiques

Les Pouvoirs Publics se sont directement engagés dans le processus d'industrialisation du pays dès le début des années 1960 par les importants investissements réalisés. Des entreprises publiques ont été installées afin de valoriser les matières premières locales et considérées comme des pôles de développement d'autres activités en amont et en aval. Pour les industries du bois et du papier, une usine de pâte d'alfa à Kasserine (SNTC) où les nappes d'alfa sont les plus abondantes, plusieurs scieries dans les régions forestières (SOREXFO), une entreprise d'ameublement (Skanes Meuble) dans la zone touristique de Monastir, furent créées en 1963. D'autres entreprises privées se sont développées au cours de cette période, la STIB pour la fabrication de panneaux de particules, Ets Zaoui et Maghreb pour la fabrication des meubles. Cette décennie a été marquée par une forte intensité capitalistique, un manque d'intégration et un accroissement de la dépendance pour divers produits de consommation.

Compte tenu des différentes constatations et des choix politiques, la stratégie de développement a changé en 1972, la substitution des importations et le dévelop-

pement des exportations sont devenus les principaux objectifs de cette politique industrielle, en stimulant les investissements privés par le moyen de facilités de crédit.

En 1986, les difficultés rencontrées à l'exportation ont révélé la faible compétitivité des produits des industries longuement protégées de la concurrence internationale. Ainsi, des nouvelles mesures ont été adoptées dans le cadre du Plan d'Ajustement Structurel (P.A.S.) dont les objectifs sont de freiner le rythme de la croissance de la demande d'un côté, et de rétablir les mécanismes du marché d'un autre côté. Parmi ces mesures, il y a la libéralisation des prix et des importations et la dévaluation de la monnaie qui visent à réduire les rigidités qui entravent l'exploitation appropriée des capacités de production, à stimuler la concurrence, améliorer la compétitivité, et à promouvoir l'exportation.

La politique d'industrialisation est aussi régie par un code d'investissements industriels avec plusieurs incitations en faveur des investissements privés. Des avantages fiscaux et d'infrastructure sont liés au développement régional. Par ailleurs, d'autres mesures sont mises en œuvre dans le cadre de la promotion des exportations comme l'importation libre pour les entreprises exportant plus de 15% de leur production et le remboursement des droits de douane pour les produits importés. Aussi, l'impôt sur les entreprises a été réduit depuis 1990, à 35% sur le bénéfice net réalisé pour les sociétés et à 10% pour les artisans.

Les réglementations des importations, des prix, et de change, et de fiscalité sont les moyens de contrôle des Pouvoirs Publics de cette phase de développement.

Réglementations des importations

Ces réglementations visent à protéger une industrie naissante contre la concurrence étrangère. les modalités sont les prohibitions et les fixations des quotas à l'importation et l'application de tarifs douaniers aux produits importés.

– Les prohibitions à l'importation s'exercent pour limiter une importation de produits à forte valeur ajoutée, ou pour protéger l'industrie locale dans le cas où les capacités de production locales sont suffisantes pour satisfaire les besoins du pays. Jusqu'à 1992, les produits prohibés sont : les panneaux de fibres, les emballages en bois, les ouvrages de menuiserie, et tous les types de meubles pour les produits en bois, et le papier fin, le papier macule, l'ouate de cellulose, le papier kraft liner, les papiers et cartons multicouches ou ondulés, le papier hygiénique, et les emballages pour les papiers et cartons.

– La fixation des quotas d'importation vise à contrôler la quantité importée, et ainsi les sorties de devises. Ces quotas servent à combler une partie de la demande qui ne pourrait pas être satisfaite par la production locale. Les quantités de sciages importées étaient fixées par l'administration, en accord avec le Groupement des importateurs de bois jusqu'à 1990. Cette limitation entraîne soit des importations d'autres produits, soit une compression de la demande.

– Les tarifs douaniers ont pour effet d'augmenter les prix à l'importation de façon à assurer une protection par les prix des industries locales. Le droit de douane est plus élevé lorsque le degré de transformation du produit augmente, et surtout lorsque la capacité de production locale est suffisante. Ainsi, ce taux est égale à 17% pour les matières premières, et pour les bien non fabriqués localement. Pour les autres produits, ce taux varie entre 26% et 43% (Tableau 1).

Le système de libéralisation progressive, mis en place à partir de 1989, a procédé à une réduction graduelle des restrictions qualitatives et quantitatives et à une rationalisation des droits à l'importation, la plupart des produits sont ainsi devenus libres à l'importation, mais soumis à des droits de douane élevés. La baisse du droit de douane pour le bois brut en 1994 accompagnée d'une augmentation des droits de douane des produits semi-finis assure une protection plus élevé des activités de première transformation.

Pour apprécier la protection des différentes activités contre la concurrence étrangère, la démarche utilisée est de comparer la différence des prix des produits importés et des coûts des matières premières, avant et après l'imposition des droits de douane. On mesure ainsi la marge due aux barrières tarifaires et le taux de protection effective (Encadré p. 101)).

Prenons comme exemple l'activité de fabrication de papier kraft (Figure 1). La pâte à papier et les vieux papiers sont utilisées pour sa fabrication dans des proportions de 3/4, 1/4. Alors que la pâte est soumise à un tarif douanier de 17%, le papier kraft est soumis à un taux de 63%. En 1995, la valeur ajoutée réalisée en régime de libre-échange est de 123 DT/t, alors que celle réalisée sur le marché national est de 304 DT/t, supérieure de 146% (TPE), ce qui permet au producteur local de bénéficier d'une marge plus importante, et de couvrir les coûts de production supplémentaires liés à la petite taille de l'usine.

Calcul de la marge due aux tarifs douaniers et du taux de protection effective

Soit une activité A qui utilise une seule matière première, avec :
– r étant le coefficient technique, c'est-à-dire la quantité de matières premières nécessaire à la fabrication d'une unité de produit;
– t_1 et t_2, les droits de douane correspondants à la matière première et au produit;
– P_1, prix de la matière première importée (CAF : coût, assurance et fret). Après l'application du droit de douane, son prix deviendra égal à $Pi_1 = (1+t_1) \times P_1$.
* Le coût de matières premières pour la fabrication d'une unité de produit est donc :
$C = P_1 * r = ((1 + t_1) \times P_1) \times r = P_1 \times r + t_1 \times P_1 \times r$. Le surcoût lié au tarif douanier est ainsi égal à $C' = t_1 \times P_1 \times r$.
– P_2, prix du produit à l'importation (CAF). Après l'application du droit de douane son prix deviendra égal à $Pi_2 = (1 + t_2) \times P_2 + t_2 \times P_2$.

Le produit fabriqué en Tunisie peut être écoulé sur le marché à un prix supérieur de $P' = t_2 \times P_2$ au prix en régime de libre échange. Lorsque le produit n'est pas libre à l'importation, le prix peut être encore plus élevé.

La comparaison de la différence entre les prix intérieurs et à l'étranger d'une part, et les coûts des matières premières aux prix intérieurs et à l'étranger d'autre part permet de mesurer le supplément offert aux producteurs ($G = P' - C'$). Plus sa valeur est importante, plus les entreprises s'engagent dans cette activité, G exprime ainsi l'augmentation de la valeur ajoutée intérieure par rapport à la valeur ajoutée en libre échange.

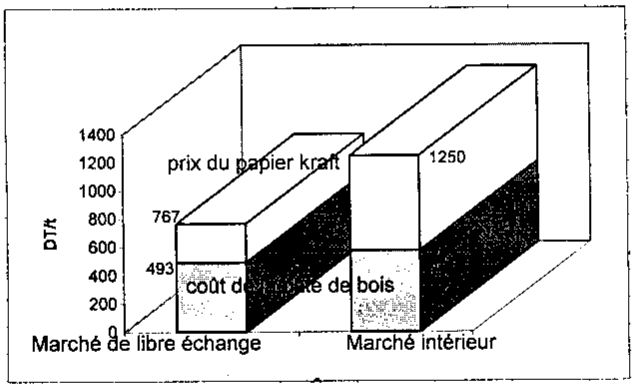
On calcule aussi le taux de protection effective (TPE).
$\mathbf{TPE} = (VA_2 - VA_1)/VA_1 =$
$= (P_2 (1+t_2) - rP_1 (1+t_1)) - (P_2 - rP_1)/(P_2 - rP_1)$
$= (P_2t_2 - rP_1t_1)/(P_2 - rP_1)$
$= \mathbf{G/(P_2 - rP_1)}$.

Tableau 1 : TAUX DE PROTECTION EFFECTIVE POUR LES DIFFÉRENTES ACTIVITÉS DE TRANSFORMATION DU BOIS EN 1995

Activités	t_1	r	P1	t_2	P2	G	TPE	Tp
Travail du bois	%		DT/m^3	%	DT/m^3	DT/m^3	%	%
Grumes → sciages résineux	17	1,7	130	22	330	35	32	100
Grumes → sciages feuillus	17	1,7	206	22	404	29	55	38
Grumes tropicales → placages	17	1,9	350	27	1149	197	41	49
Bois → panneaux de particules	17	1,5	30	43	152	58	54	11
Placages → contreplaqués	27	1,2	805	43	1284	291	91	1
Fab. du papier et du carton	%		DT/t	%	DT/t	DT/t	%	%
Bois → pâte de feuillus, écrue*	17	3,4	30	17	522	71	17	100
Pâte écrue → papier d'imp.	17	0,9	929	73	1484	941	145	39
Pâte écrue → papier kraft	17	0,9	548	63	767	399	146	0

* Cette activité n'est pas exercée en Tunisie. Les prix sont des prix moyens CAF.
t1 et t2 sont les droits de douane appliqués respectivement à la matière première et au produit; P1 et P2 sont les prix respectivement de la matière première et du produit; G est le supplément offert aux producteurs; TPE est le taux de protection effective; Tp est le taux de pénétration.
Source : Annuaire du commerce extérieur. I.N.S., F.A.O., F.F.C.B., 1995.

Figure 1 : Impact des tarifs douaniers sur la fabrication de papier kraft



Source : Annuaire du commerce extérieur. I.N.S., 1995.

De même pour les autres activités, le tableau 1 montre que la discrimination verticale des tarifs gonfle sensiblement la valeur ajoutée locale par rapport à sa valeur en libre-échange, le taux le plus élevé correspond à la fabrication du papier kraft (146%), les plus faibles sont ceux de la fabrication de pâte et de sciages résineux. Cette dernière n'est pas assez protégée car elle subit l'effet d'un tarif douanier élevé sur les grumes, aussi le coût du transport constitue une importante part du prix rendu usine. En général, le niveau de protection explique bien la capacité de l'industrie nationale à satisfaire la demande. Le taux de pénétration (Tp), qui est le rapport entre les importations et la demande, varie de 100% pour les activités moins protégés (fabrication de sciages résineux par exemple) à 0% pour les plus protégées (fabrication de paper kraft).

On peut en déduire que le développement des activités industrielles dépend donc de la protection des entreprises locales contre la concurrence étrangère. La régulation du marché par la prohibition de certains produits à l'importation, par les quotas et par les tarifs douaniers, ont abouti à la structure actuelle des industries du bois et du papier.

Les importations se produisent ainsi en majorité sur les sciages résineux, principales matières premières pour la fabrication de menuiseries et de meubles, et sur la pâte à papier et certaines variétés de papiers nécessaires à la transformation des papiers et cartons (Figure 2).

La libéralisation du commerce extérieur, ainsi que la hausse de la demande sont à l'origine d'une augmentation des importations, ces dernières sont passées pendant la période 1988-1995, de 65 M DT à 121 M DT pour les bois et ouvrages en bois, et de 78 M DT à 169 M de DT pour les pâtes à papier, papiers et cartons.

Réglementations des prix

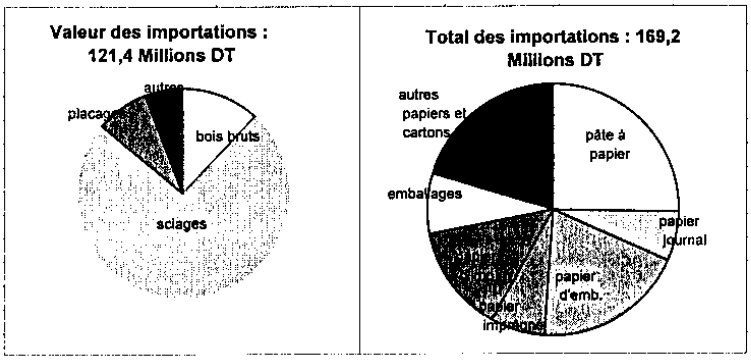
Les réglementations des prix ont été assez rigides surtout avant la mise en oeuvre du P.A.S. en 1986. Le système de prix était basé sur l'intervention de l'Etat soit par la fixation, soit indirectement par l'homologation. Les produits étaient ainsi classés en trois listes :

Liste A : Régime de fixation des prix au niveau de la production et de la distribution, les produits concernés sont considérés comme stratégiques. Il y a une fixation préalable des prix à l'usine à partir des éléments comptables de l'entreprise. le prix de vente est calculé sur la base d'une marge brute à la production (20% environ) fixée par le ministère de l'Economie.

Liste B : Régime d'homologation, c'est la fixation préalable des prix au niveau de la production seulement à partir des documents comptables de l'entreprise, en raison de la présence d'un monopole.

Liste C : Régime d'auto-homologation, l'entreprise détermine elle-même les prix de vente de ses produits. Le prix est calculé sur la base d'une marge préalablement fixée par l'administration. Les produits de cette liste concernent les branches où la concurrence sur le marché local est considérée comme suffisamment développée. Ce régime vise une plus grande souplesse

Figure 2 : Les différents types de bois et de papiers et cartons importés en 1995



Source : Annuaire du commerce extérieur, I.N.S., 1995.

dans la fixation des prix et un développement de la compétitivité.

En 1993, la liste A comportait les papiers d'impression de qualité moyenne (AFNOR IV). La liste C comporte la majorité des produits dérivés du bois : sciages, panneaux de particules et contre-plaqués, articles divers en bois à l'exception de l'emballage en bois, papier d'impression-écriture, papier kraft, papier gris d'emballage, autres articles de papeterie et papiers divers.

Cette politique des prix a eu une forte influence sur les stratégies des agents économiques. En effet, l'obtention de l'homologation est une garantie d'écoulement des produits, pour des entreprises qui bénéficient des surcoûts et de l'absence d'une concurrence étrangère. Quand il y a monopole, l'entreprise n'a qu'à gonfler ses coûts pour obtenir le prix qu'elle demande; même dans le cas où plusieurs entreprises se trouvent sur un même marché, les ententes et le partage de marché font prévaloir des prix garantissant des coûts excessifs. Par ailleurs, puisque les coûts d'exploitation sont pris comme base de calcul, le producteur n'est pas incité à les comprimer.

La législation des prix a changé dans le cadre du P.A.S. en 1991 et en 1995, dans le sens d'une liberté des prix et de leur détermination par le jeu de concurrence. Toutefois, les prix des produits afférents à des secteurs où la concurrence est limitée sont encore contrôlés.

Le bilan de cette politique peut être apprécié par l'évolution des prix de 1970 à 1992. Deux périodes peuvent être dégagées, avant et après le P.A.S. en 1986. Pendant la première période, les prix ont augmenté à un rythme annuel de 9,1% pour le bois et de 9,5% pour le papier, la seconde phase a connu une continuation de la hausse des prix, mais à un rythme moins accéléré, soit un taux d'inflation de 6,6% par an pour le bois et le papier.

Réglementation de change

La dévaluation de la monnaie nationale par rapport à la monnaie d'échange (souvent le dollar pour les produits dérivés du bois) est favorable aux producteurs nationaux dans la mesure où les prix à l'importation augmentent. Il s'en suit une baisse des importations et une hausse des exportations, mais le fait que la majorité des matières premières soient importées accroît les coûts d'approvisionnement.

A partir de 1985, un rôle plus incitateur et plus actif de la politique de change a été réalisé. En effet, la priorité donnée aux exportations a amené les pouvoirs publics à entamer une politique de glissement vers la baisse du DT[1] pour améliorer la compétitivité de certains produits d'exportation, et

1 Le cours du Dinar Tunisien est calculé sur la base d'un panier de devises avec lesquelles s'effectuent les paiements extérieurs de la Tunisie. Les principales sont le Dollar U.S., le Franc français, et le Deutsch Mark.

mieux maîtriser les importations. Ainsi, en août 1986, une dévaluation de 10% a été effectuée et s'est ajoutée à la dépréciation de 15% entre 1984 et 1986. La valeur du DT a subi une dépréciation de plus de 100% par rapport au FF durant ces dix dernières années.

Structure actuelle des industries du bois et du papier

La chaîne de transformation du bois est constituée par l'ensemble des stades du processus de production qui conduit des bois bruts à la satisfaction des besoins finaux du consommateur. Au plan technique, on distingue souvent les industries du bois-matériau qui valorisent les propriétés physiques du bois dans la fabrication des sciages, panneaux, menuiseries et meubles, et les industries du bois-papier pour lesquelles le bois est une matière première de cellulose. En Tunisie, c'est l'alfa, autre matière ligneuse, qui sert à la fabrication de la pâte à papier.

L'industrie du bois

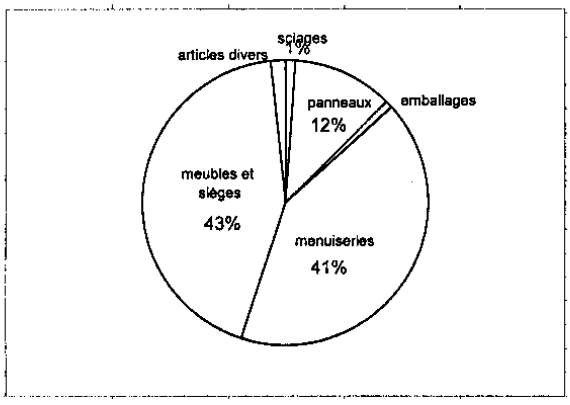
Les ressources forestières en bois sont faibles. En effet, les forêts représentent 500.000 ha, soit 4,5% du territoire non désertique du pays, les volumes sur pied sont peu importants, compris entre 10 et 50 m^3/ha, et l'accroissement moyen est estimé à 0,5 m^3/ha/an.

D'autre part, plusieurs contraintes sont liées à la mobilisation des bois, tels que le manque de matériels d'exploitation et la faible qualification des ouvriers. La récolte annuelle de bois rond industriel est d'environ 10 000 m^3 de bois d'œuvre et de 70 000 m^3 de bois d'industrie, alors que les besoins sont estimés à 650.000 m^3, soit une dépendance extérieure de 88%. Cet état de l'offre et de la demande se traduit par un recours au marché international pour l'importation de matières premières nécessaires à l'approvisionnement de l'industrie locale.

Le secteur du Travail du bois a dégagé une valeur ajoutée de 214 M DT[2] en 1995, soit 6,4% de celle de l'industrie manufacturière et 1,3% du PIB, et occupe 32.700 emplois permanents, soit 1,4% environ de la population active (Ministère de l'Economie). Ce secteur a connu un développement important de sa production, le taux de croissance moyen est de plus de 10% de 1974 à 1980, et de 5% environ de 1981 à 1995.

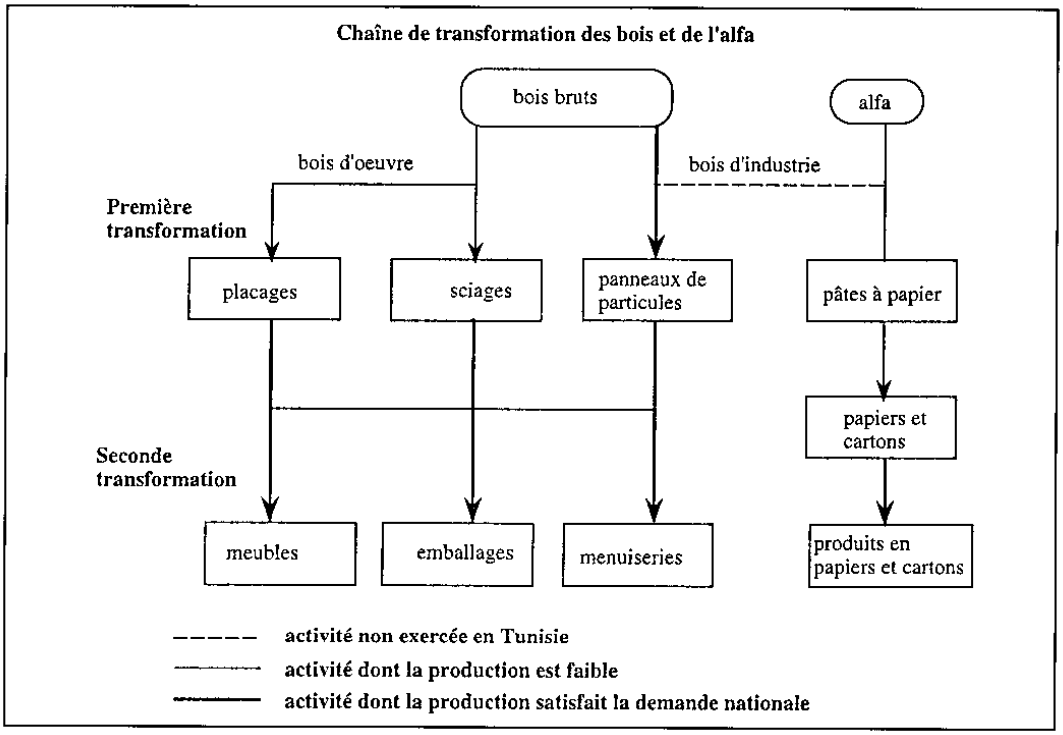
L'artisanat est prépondérant dans ce secteur, avec 63% de la production, le reste est réalisé par des entreprises privées (34%) et quelques entreprises publiques (3%). Les activités principales sont la fabrication de menuiseries et de meubles (Figure 3) qui sont favorisées par le faible coût de la main-d'œuvre et par le léger besoin en capitaux.

Figure 3 : Répartition de la production de l'industrie du bois



Source : Direction générale des douanes, I.N.S.

2 DT (Dinar Tunisien) est équivalent à 6 FF en 1992 et à 5,3 F actuellement. Source : Institut National de la Statistique (I.N.S.).



Il est difficile d'apprécier la localisation des entreprises à partir de la répartition régionale de la production ou du nombre d'emplois à cause de la présence d'une multitude d'artisans, qui échappent aux informations statistiques. Mais le fait que cette industrie s'approvisionne essentiellement en matières premières importées (bois bruts, sciages et placages) nous permet de considérer la répartition des importations par port de débarquement comme critère d'appréciation de la localisation des entreprises du travail du bois. D'après les données de l'I.N.S., le port de Sfax apparaît comme le principal port d'importation de bois avec 40% du volume, viennent ensuite les ports de Bizerte (26%), de Sousse (20%) et de Tunis (13%) (cf. Carte). Cette distribution paraît moins liée à la consommation, qui est concentrée à Tunis notamment. Pour les grandes unités, on constate une concentration des scieries à Sfax, des entreprises de panneaux de particules dans la région de Tunis, et des entreprises de meubles à Sousse. Il est à noter qu'une seule entreprise est localisée dans la région forestière, il s'agit de PANOFORT qui fabrique des panneaux de particules.

Cette industrie a une structure duale, il existe à côté des innombrables petites entreprises artisanales (environ 5.000) disposant souvent d'équipements polyvalents, une très forte concentration de la production locale chez un nombre réduit d'entreprises modernes. Ces derniers développent surtout des stratégies de concentration visant à accroître leur pouvoir de négociation sur leur propre marché :

– les dix scieries du pays ont une capacité totale de 40.000 m^3 de bois bruts et se différencient par le type de produit fabriqué, certaines fabriquent également des emballages et des traverses à partir des bois locaux, les autres transforment des grumes de diverses essences feuillues et tropicales;

– cinq entreprises de panneaux de particules transforment 80.000 m^3 environ de bois d'industrie, et fabriquent également des contreplaqués en utilisant des placages importés. C'est la principale activité qui contribue à la valorisation des bois locaux;

– six entreprises d'ameublement spécialisées dans l'équipement hôtelier, le mobilier scolaire et le mobilier de ménages se partagent le marché de meubles modernes.

L'approvisionnement de ces entreprises s'effectue auprès des entreprises locales pour les panneaux, les contreplaqués et les sciages feuillus, et auprès des négociants pour les sciages résineux notamment. Une enquête menée auprès des principales entreprises montre l'importance des réseaux commerciaux. Très peu d'entreprises sont intégrées, en effet, en présence d'un marché captif, les liens commerciaux se substituent aux transactions internes entre les entreprises; seul le groupe Meublatex est constitué d'un ensemble d'entreprises de fabrication de sciages, panneaux, plages et contreplaqués, et contrôle tout le processus de production et de distribution des meubles.

La concentration des entreprises sur des segments de marché et la faible concurrence qui en découle se traduisent par des profits élevés, le taux de valeur ajoutée[3] est de 42% et le taux de marge brute d'exploitation[4] est de 70% environ en 1994. Ces taux sont en hausse, les prix de vente sur le marché national augmentent plus rapidement que ceux des matières premières souvent importées qui dépendent des prix internationaux et du taux de change. Les investissements sont relativement faibles, ils représentent 9,3% de la valeur ajoutée en moyenne dans la dernière décennie[5].

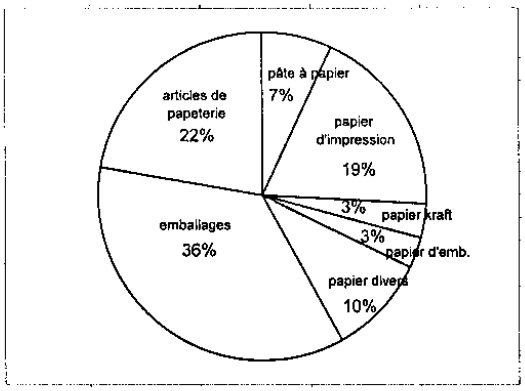
L'industrie papetière

La production de l'industrie du papier est de 220 M DT en 1994, elle a augmenté à un rythme annuel de 6% de 1983 à 1994, taux équivalent à celui de l'ensemble de l'industrie. Cette industrie dégage une valeur ajoutée de 62 M DT en 1994, soit 1,8% de celle de l'industrie manufacturière, et occupe 5.000 emplois environ.

La localisation des entreprises est expliquée par la présence des ressources en alfa pour la SNCPA à Kasserine (principale entreprise papetière avec 1.200 emplois environ), et par la concentration de la demande et la présence des ports d'importation pour les autres entreprises, notamment de transformation, qui sont localisées surtout dans la région de Tunis (cf. Carte); 70% des importations de papier débarquent au port de Tunis. D'autres entreprises sont proches des utilisateurs comme SOGEMBAL à Gabès ou Gamma Sacs à Enfidha qui fabriquent des emballages en papier.

L'industrie papetière est caractérisée par les multiples variétés de ces produits (pâtes mécanique, mi-chimique et chimique, papiers de presse, divers papiers d'impression et d'écriture, divers papiers et

Figure 4 : Répartition de la production de l'industrie du papier



Source : Institut National de Statistique, 1996.

3 Ce taux correspond au ration Valeur ajoutée/Chiffre d'affaires. Il indique le degré de valorisation des matières premières.

4 Le taux de marge représente le complément à 100% du ratio (frais du personnel/V.A.). Il indique le partage salaires-profits.

5 Ces ratios sont calculés à partir des données de l'Institut National de la Statistique.

cartons d'emballage). Aussi, cette industrie nécessite des capitaux élevés et la présence d'un marché important pour bénéficier des économies d'échelle, alors que l'ensemble des besoins en papiers et cartons du pays ne constituent que 150.000 t seulement.

Ces contraintes expliquent l'état actuel de l'industrie papetière. Elle se trouve composée :

- d'une seule entreprise (SNCPA) qui assure la fabrication de 15.000t/an de pâte d'alpha et de 26.000t/an de papiers d'impression;
- d'une seule entreprise de papier kraft pour sacs (SOTIPAPIER) avec une production de 16.000t/an;
- d'une entreprise de fabrication de papiers pour ondulé (papeterie de Belvédère), 12.000t/an;
- de deux entreprises de fabrication de cartons compacts (Cartonnerie Tunisienne et Romocart), 11.000t/an en moyenne.

Toutes ces entreprises bénéficient d'un marché certain, l'évolution de la production dépend de la demande sauf pour le papier d'impression-écriture où la SNCPA est chargée d'ajuster les importations en fonction de sa production (Figure 4). Une trentaine d'unités de transformation sont obligées de s'approvisionner auprès de ces monopoles.

Les performances des entreprises sont plus faibles que celles de l'industrie du Travail du bois, les taux de valeur ajoutée et de marge sont respectivement de 28% et 64% en 1994, par contre l'investissement est beaucoup plus élevé, 31% de la valeur ajoutée en moyenne. Ce secteur à forte intensité capitalistique investit, soit dans le renouvellement des équipements déjà existants (SNCPA), soit dans la création de nouvelles unités de production comme dans le cas de la SOTIPAPIER.

Réformes des importations et perspectives d'évolution des industries du bois et du papier

La politique industrielle a permis la création d'unités de petite et de moyenne dimension, dépendantes d'approvisionnements extérieurs, non seulement en biens d'équipements, mais aussi en matières premières. Le développement de cette industrie permet de récupérer une valeur ajoutée mais occasionne un déficit lié aux importations de produits intermédiaires.

Jusqu'à maintenant, la politique de discrimination verticale des tarifs douaniers a permis de créer des entreprises peu performantes, caractérisées par des surcoûts de production et une utilisation partielle de ces capacités. Bénéficiant de prix favorables et d'un marché garanti, elles ont une faible productivité et ne sont pas tenues d'améliorer la qualité et les prix de leurs produits, l'équipement est ainsi limité au strict minimum et correspond souvent à des vieilles machines importées, ce qui pose un problème de compétitivité des produits tunisiens sur le marché international.

La libéralisation des importations et la liberté des prix montre la fragilité des industries face à la concurrence étrangère. Les entreprises concernées ont exigé plus de protection de l'Etat, par une baisse des tarifs sur les matières premières et un maintien ou une augmentation des tarifs sur les produits. Ainsi en 1994, les droits de douane sur les bois bruts ont baissé de 17% à 10%, alors que ceux des produits semi-finis ont augmenté, parfois un droit complémentaire provisoire a été mis en place pour les produits jugés assez fragiles, de 20% pour les papiers kraft et d'emballage (le droit de douane passe ainsi de 43% en 1990 à 63% en 1994), de 30% pour le papier d'impression, ce taux devra s'annuler au terme de trois ans.

La prochaine phase de libéralisation réside dans l'élimination des tarifs douaniers qui constituent le principal instrument de protection contre la concurrence étrangère. Les droits de douane baisseront d'une manière linéaire jusqu'à l'annulation, à partir de 1996, sur une période 5 ans pour les intrants et les produits semi-finis non fabriqués localement et sur 12 ans pour les produits fabriqués localement. Pour les produits jugés sensibles, les droits de douane ne commenceront à baisser qu'à l'an 2000.

Pour les menuiseries et l'industrie du meuble, les produits sont diversifiés et encombrants et le degré d'ouverture des marchés est encore faible, la concurrence étrangère devra amener à des changements techniques importants qui aboutiront à une meilleure gestion des entreprises, une augmentation de leur efficacité, et une amélioration de la qualité des produits. Pour l'artisanat qui exige une forte intensité de main-d'œuvre, la réduction de la protection étrangère va accentuer la concurrence interne déjà existante et devra aboutir à une baisse des prix intérieurs, la croissance de la demande que cette situation pourra engendrer, développera la production locale.

Pour les activités papetières, les entreprises de fabrication du papier qui nécessitent des capitaux importants et des marchés de grande taille seront fortement menacées par la concurrence étrangère. Il

est à noter que le marché du papier et du carton est un marché très ouvert, le quart de la production mondiale est destiné à l'exportation. Les agents seront amenés à recourir à des stratégies de production par l'installation d'équipements plus modernes afin d'améliorer la qualité, et de croissance par l'association avec d'autres entreprises du Maghreb ou d'Europe en exportant une grande partie de leur production. Les entreprises de transformation semblent être moins affectées compte tenu de leur contrôle des circuits de distribution.

En vue d'aider les entreprises à affronter la concurrence internationale, les Pouvoirs Publics adoptent une stratégie de mise à niveau, un fonds de développement de la compétitivité industrielle, avec l'aide de l'Union Européenne, est créé afin de moderniser les entreprises et améliorer leur environnement économique par l'installation d'infrastructures industrielles et de centres techniques, de l'industrie du bois et de l'ameublement notamment.

Bibliographie

DALY-HASSEN H. (1995) *Dynamique des industries de transformation des bois et déficit extérieur. Cas de la France et de la Tunisie*, thèse, ENGREF/INRA, 210 p. + annexes.

DALY-HASSEN H. (1992) Les produits forestiers industriels en Tunisie : contenir la dépendance, *Forêt Méditerranéenne*, T. XIII, N° 4, octobre, pp. 294-302.

ELMANOUBI K. (1993) *Industrialisation et compétitivité de la Tunisie*, L'or du temps, Tunis, 160 p.

FONTAINE J.M. (1990) *Réformes du commerce extérieur et politiques de développement*, Tiers Monde I.E.D.E.S., P.U.F., 349 p.

KRUGMAN, OBSTFELD M (1992) La politique commerciale internationale, *Economie internationale*, U.S.A., édition française, De Boeck Université, Bruxelles, pp 213-338.

LARBI E. (1991) Evaluation du programme d'ajustement structurel et perspectives, *Finances et développement au Maghreb*, N° 9, pp. 2-16.

LINDERT P.H., KINDLEBERGER C.P. (1982) *Economie internationale*, 7ème édition, Economica, 648 p.

SAID H. (1993) *L'expérience de l'exploitation de bois par les petites entreprises*, Direction Générale des Forêts, 9 p.

Société Forestière de Franche-Comté (1993) Compte rendu du voyage en Tunisie, Revue N° 5-6 du mois de décembre.

Tunisie, Ministère de l'Economie, Direction Générale de l'Industrie (1992) *Rétrospective du VIIème plan et perspectives du VIIIème plan, secteur des industries diverses.*

Tunisie, Ministère du Plan et des Finances (octobre 1990), *La politique de commerce extérieur et de change*, (VIIIème plan 1992-1996).

Les produits forestiers industriels en Tunisie : contenir la dépendance (1)

*par Hamed DALY HASSEN **

De trois millions d'hectares de forêts supposés existants en Tunisie à l'époque romaine, il n'en subsistait à l'indépendance que le dixième. Actuellement, la superficie boisée est approximativement de 600 000 ha, soit 4% du territoire national.
Cette ressource contribue essentiellement à satisfaire les besoins énergétiques, surtout en bois de chauffage, prélevé directement par les habitants riverains de la forêt.
Le liège, extrait d'une suberaie de 80 000 ha, donne lieu à une production de 8 000 t par an environ, soit 2% seulement de la production mondiale de ce produit.
Quant à l'alfa, plante herbacée servant à la fabrication de la pâte à papier, elle couvre environ 500 000 ha, mais elle reste soumise à des pressions humaines et à la sécheresse.
La Tunisie, comme les autres pays du Maghreb, est caractérisée par un décalage croissant entre les potentialités forestières limitées par les conditions du milieu et une demande en bois et papiers alimentée par la démographie, la scolarisation et le développement des infrastructures urbaines. Le pays se trouve ainsi contraint d'importer la majorité de ses besoins en sciages, pâte de bois ainsi qu'en papiers et cartons.
Le développement du secteur industriel tunisien a pu atténuer quelque peu l'importance de ce déficit, mais l'extension rapide des capacités a débouché sur une sous-production générale des unités installées.

Les bois et ouvrages en bois

Les forêts, naturelles ou artificielles, susceptibles de produire des bois ronds industriels, sont constituées essentiellement de peuplements dégradés de pin d'Alep et de chêne liège.

L'exploitation du bois est réalisée à 60% par les exploitants forestiers à la suite d'adjudications publiques. Le reste est à la charge de la Régie d'exploitation forestière. Le volume mobilisé de la forêt est d'environ 130 000 m^3 annuellement, ce qui ne représente que 50% du volume potentiel. La production de bois de chauffage (bois morts et branchages), est quant à lui estimé à 1 300 000 m^3.

En ce qui concerne le bois utilisé par l'industriel, la production moyenne annuelle de la Tunisie s'élève à 20 000 m^3 de bois d'oeuvre (dont 10 000 m^3 de bois d'eucalyptus utilisés pour la construction navale) et 50 000 m^3 de bois d'industrie provenant des coupes d'éclaircie.
L'incompétence technique et financière des entreprises d'exploitation privées et le manque de moyens constituent les principales causes de la mauvaise gestion actuelle de la forêt.

Compte tenu de cette faible production, c'est l'importation (500 000 m^3 E.B.R. (2) environ) qui permet au pays de satisfaire ses besoins en bois.
L'importation de bois bruts utilisés essentiellement dans l'industrie de sciage est faible. Elle ne représente en 1988 que 67 000 m^3.
Les sciages sont les plus importés parmi les bois et ouvrages en bois. Il s'agit pour la plupart de sciages de bois communs (les bois dits "blancs" de sapin et épicéa et les bois dits "rouges" de pin sylvestre ou équivalent).
En 1988, les importations de sciages ont été de 285 000 m^3 de bois communs et de 40 000 m^3 de bois durs.
Les quantités de bois rouge importés dépassent généralement celles du bois blanc malgré une différence de prix de 20%.
Les panneaux de particules, de fibres et de contreplaqués sont importés en très faible quantité (2 400 m^3). Leurs importations ont beaucoup diminué après 1968,

(1) Cet article et les indications statistiques qu'il contient sont tirés d'un mémoire de D.E.A. conduit par l'auteur sous la direction scientifique de Gérard Buttoud, directeur du Laboratoire d'économie forestière et agricole de l'I.N.R.A.-E.N.G.R.E.F. à Nancy.

* Ingénieur civil du G.R.E.F.,assistant d'enseignement et de recherche en économie forestière à l'E.N.G.R.E.F.
14 rue Girardet 54000 Nancy

(2) Les bois, alfa et produits dérivés comportent des produits différents mesurés généralement à l'aide d'unités différentes. La solution la plus simple consiste à exprimer chaque volume ou tonnage du produit en calculant le volume normatif de bois brut nécessaire à sa fabrication, appelé "volume équivalent bois rond" (en abrégé E.B.R.). Les coefficients de conversion retenus ici sont ceux utilisés par l'Annuaire des produits forestiers de la F.A.O.

lors de la mise en route de la première usine de panneaux de particules. En revanche, l'importation des feuilles de placage, utilisées dans la fabrication de contreplaqués reste élevée (14 000 m^3 en 1988).
Les importations de produits finis de bois sont très faibles.
Pour mieux gérer ses ressources en devises et protéger ses industries, l'Etat a installé depuis longtemps un tarif douanier élevé (45% de la valeur des importations pour les sciages), et a exigé une autorisation annuelle d'importation pour chaque importateur. L'importation par origine, par spécification, ainsi que les prix étaient donc contrôlés par l'administration.
Les importateurs sont des négociants, des industriels du meuble, de la menuiserie et des sciages. Les négociants importateurs (60) étaient réunis dans le Groupement des bois et dérivés. La mise en place d'un tel système d'achat groupé permet de contourner le problème de transport maritime, sachant qu'il n'y a pas de lignes régulières entre la Tunisie et certains pays producteurs, et d'échapper aux intermédiaires et aux coûts supplémentaires de transbordement.

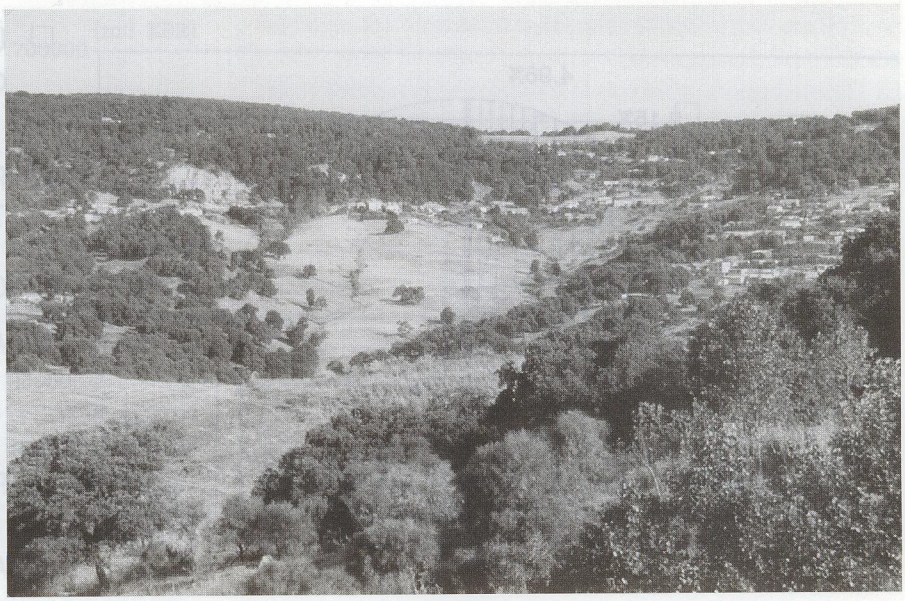


Photo 1 : Une forte présence de l'homme dans la forêt de Aïn Draham.
Photo H.D.H.

Au mois de septembre 1990, l'Etat a libéralisé les importations de bois et a réduit le tarif douanier dans le cadre du plan d'ajustement structurel mis en cours en Tunisie. Le Groupement des bois n'effectue plus d'opérations d'importation et s'est transformé en une association (Association tunisienne de bois et dérivés).
Un assez grand nombre d'entreprises, environ 350, importent chaque année du bois et des ouvrages en bois : parmi ces entreprises, la majorité (environ 250) n'importe du bois qu'en tant que matière ou produit accessoire, alors que la centaine d'entreprises restantes a comme activité principale le bois, que ce soit en tant qu'industrie ou en tant que négoce.
Parmi ces dernières, une vingtaine réalisent à elles seules les trois quarts des importations du pays, et parmi celles-ci les quatre plus grosses en forment 30%. Ce sont surtout des négociants bien installés depuis une longue période sur le marché local. Cependant, quelques industriels arrivent à se hisser au rang.des vingt premiers. En 1988, la valeur des importations de bois et ouvrages en bois est de 64,8 millions de DT (Dinar tunisien) (ou 450,4 millions de FF) ; ce sont en majeure partie, des produits de sciages (65%) notamment de conifères, dont le prix moyen est de 161 DT (ou 1119 Francs) le m^3.
Si d'une manière générale, la Tunisie commerce surtout avec la C.E.E., et plus particulièrement la France, la situation est tout autre pour les bois et ouvrages en bois.
Ainsi trouve-t-on les grands exportateurs mondiaux comme premiers fournisseurs, comme l'U.R.S.S, ou encore la Finlande.
L'U.R.S.S a toujours été un gros fournisseur de bois, essentiellement de sciages résineux vers la Tunisie. Les autres pays scandinaves tels que la Finlande, ou la Suède pèsent pour environ 20% de la valeur des importations (cf. fig.1).
En volume, ce sont les pays socialistes (U.R.S.S - à l'époque de l'étude -, Roumanie, Pologne) qui représentent, suivant les années, de 70 à 80% des importations en bois.
L'U.R.S.S représente à elle seule 50% des approvisionnements tunisiens en 1989. Selon le Groupement des bois et produits dérivés, l'approvisionnement soviétique convient jusqu'à ce jour, mais le solde commercial avec ce pays est négatif au détriment de la Tunisie.
Après avoir été parmi les premiers fournisseurs en 1970, la France et la Yougoslavie ne participent que faiblement à cet approvisionnement.
Les bois et ouvrages en bois ont vu leur consommation apparente [3] croître de 190 300 m^3 E.B.R. en 1961 à 615 000 en 1988, soit une croissance moyenne annuelle de 4,4% (cf. fig. 2), cette dernière a subi deux variations brutales : une chute en 1969 et une augmentaiton spectaculaire en 1974. Le maximum de 1974 est dû essentiellement à l'élévation des prix de matières premières (huile, phosphates), et ainsi sa conséquence principale, l'amélioration de la situation de la balance commerciale.
De cette évolution, il résulte un coefficient de dépendance [4] en volume qui reste voisin de 75% durant la période 1961 - 1988, 79,4% en 1988 par exemple. Mis à part les deux années 1969 et 1974, l'évolution est régulière (cf. fig. 3).
Sans doute, cette dépendance varie selon les produits. La Tunisie est dépendante à 98% en sciages, produits les plus consommés dans l'industrie, tandis qu'elle est dépendante à 15% seulement pour les panneaux.
Comme la Tunisie est fortement dépendante du marché extérieur en matière de bois par son manque de matière première, elle a essayé de limiter les inconvénients de

(3) La consommation apparente est la somme de la production et du déficit des échanges extérieurs (Importations - Exportations).
(4) Le coefficient de dépendance est le rapport du déficit extérieur par la consommation apparente.

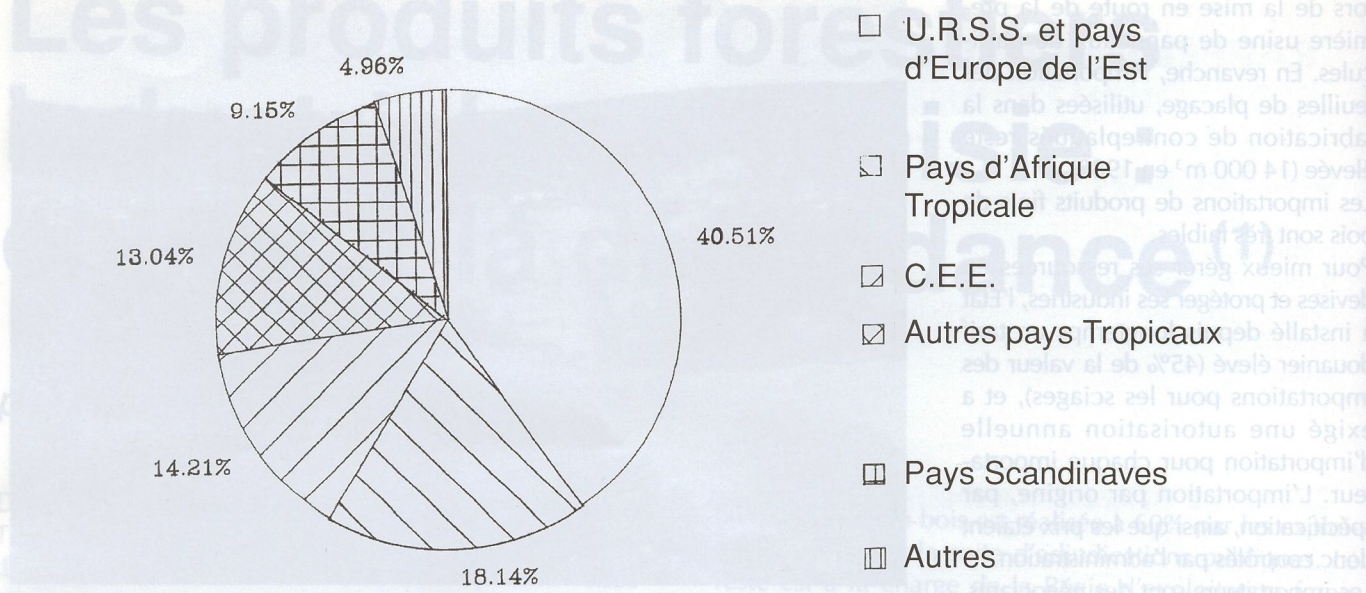


Fig. 1 : Répartition par région de la valeur des importations de bois et ouvrages en bois en 1988.
Source : Annuaire des statistiques du commerce extérieur

cette situation par une importation de produits bruts ou de première transformation, et par l'installation d'une industrie capable de transformer la majorité de ces produits en produits finis.

En 1988, la part des importations en valeur de produits bruts et de première transformation était de 97%. Cette situation présente plusieurs avantages, d'abord au niveau économique, la valeur de ces produits est beaucoup plus faible que celle des produits finis; par ailleurs le coût du produit à la consommation devient plus faible du fait de la faiblesse du coût de la force de travail en Tunisie comparée à celle des pays exportateurs. Par ailleurs, au niveau social, c'est une source d'emploi.

Les industries de sciages traitent un volume de grumes de l'ordre de 46 000 m^3 par an. Toutes les scieries sont en sous-production, la capacité installée est au moins le double de l'utilisation effective.

Cinq unités de panneaux de particules de capacités 65 000 m^3/an et une unité de panneaux de fibres d'une capacité de 15 000 m^3/an sont actuellement installées. Toutes ces unités sont sous-exploitées par manque de matière première. Par ailleurs, six unités de contreplaqués assurent la fabrication de 18 000 m^3/an, alors que la capacité est de l'ordre de 40 000 m^3/an. Seule une unité déroule des grumes importées, les autres importent leurs besoins en feuilles de placage.

Quant à l'activité de fabrication de meubles, elle est assurée par près de 25 fabricants à l'échelle industrielle et par environ 2 000 entreprises travaillant de façon artisanale. De 70% à 80% des capacités sont utilisées selon les unités.

Enfin, la menuiserie du bâtiment (fabrication de portes, fenêtres, persiennes, placards et agencements divers) s'est relativement modernisée avec 5 000 unités.

Suite à ce développement rapide, les industries du bois souffrent donc de problèmes structurels :

- la présence d'un nombre impressionnant d'entreprises de tailles très diverses et difficilement contrôlables;
- la présence sans cesse croissante du secteur vis à vis de l'étranger quant à son approvisionnement en matières premières, ce qui soumet l'industriel à des contraintes commerciales;
- la concurrence improductive et la sous-utilisation de capacités nouvellement installées à grands frais et les médiocres performances de ces unités, pourtant dotées d'équipements modernes, au point de vue productivité, rendement-matières et conception de produits. Les coûts de production sont plus élevés suite à cette sous-utilisation des capacités.
- La stagnation en matière d'innovation et de développement (conception traditionnelle inchangée, absence de spécialisation, faible pénétration sur le marché extérieur).

Les pâtes à papier-papiers et cartons

Le couvert végétal d'alfa couvre 523 000 ha. Il présente différents états de dégradation car il est soumis à la pression humaine (extension de la céréaliculture, surpâturage), et aussi ces dernières années à la sécheresse.

La récolte d'alfa est assurée par les arracheurs locaux, qui acheminent leur production vers les centres de collecte relevant de la Société nationale de cellulose et papier d'alfa (S.N.C.P.A.), laquelle détient le monopole de l'achat et de la transformation de ce produit.

La récolte est en baisse régulière ces dernières années, puisqu'elle est passée de 110 000 t en 1980 à 26 000 t en 1988. Cela est dû à la baisse de la potentialité de production d'alfa, mais aussi à d'autres raisons :

- la désaffection des arracheurs pour la cueillette d'alfa (prix jugé faible, éloignement des centres de collecte des zones d'habitation, absence de moyens de transport);
- la concurrence exercée par d'autres emplois du secteur de l'agriculture beaucoup plus rémunérateurs et moins pénibles.

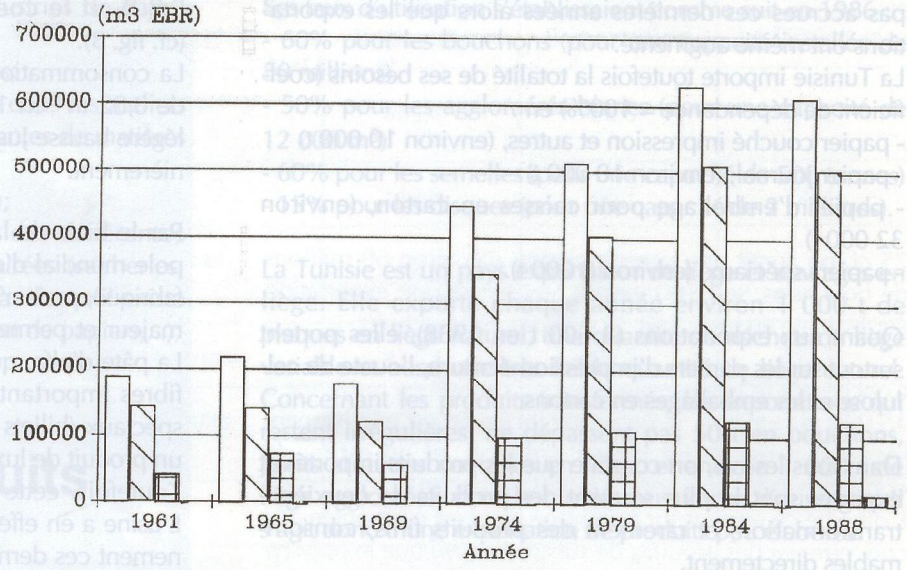


Fig. 2 : Evolution de la consommation apparente de bois et ouvrages en bois
Sources : Annuaire des statistiques du commerce extérieur - I.N.S. et annuaire des produits forestiers industriels - F.A.O.

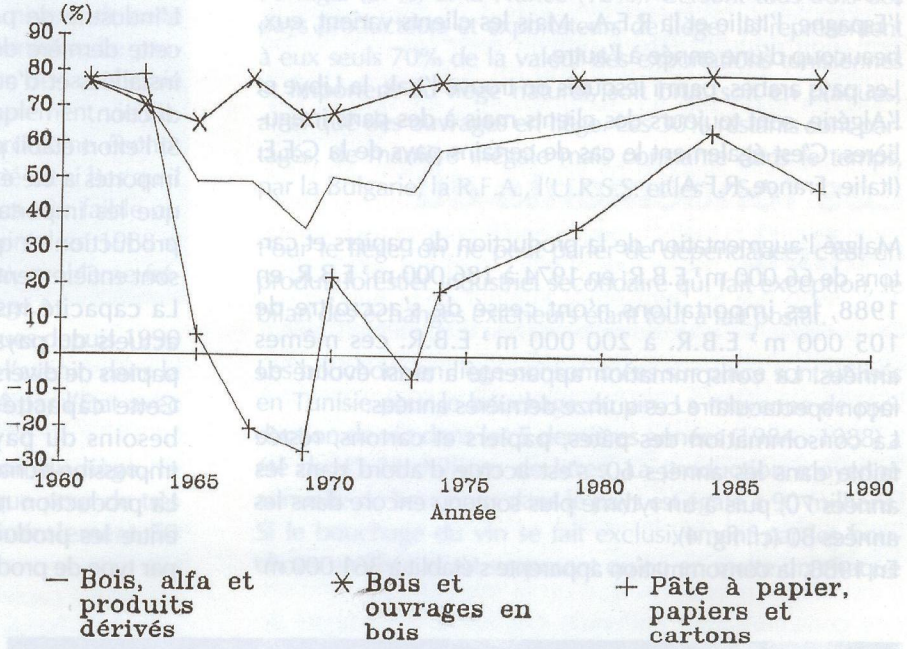


Fig. 3 : Evolution des coefficients de dépendance de 1961 à 1988.
Sources : Annuaire des statistiques du commerce extérieur - I.N.S. et annuaire des produits forestiers industriels - F.A.O.

Seule une petite quantité de pâte d'alfa produite par la S.N.C.P.A. est utilisée localement (environ 20%), soit consommée par la société elle-même en mélange avec de la pâte de bois et de vieux papiers recyclés, soit vendue à d'autres sociétés. L'autre partie est exportée.

Suite à la diminution de la production de la pâte d'alfa, les importations de pâte de bois ne cessent de croître. On assiste ainsi à une accentuation du décalage séparant les exportations des importations (29 000 t importées contre 16 000 exportées en 1988).

C'est la S.N.C.P.A. qui importe la majorité des besoins tunisiens en pâte.

La Suède, pays bien placé à l'échelle mondiale, est restée longtemps le premier fournisseur de la Tunisie, mais depuis 1984, sa part dans le total des importations a diminué, et le Maroc, pays voisin, a pris sa place. Ce pays produit de la pâte blanchie, à fibres courtes utilisée pour la fabrication de papiers impression-écriture.

La destination de la pâte d'alfa exportée varie selon les années. Toutefois, les pays de la C.E.E. restent toujours les premiers clients (R.F.A., France, Italie).

La consommation de pâte s'est accrue de 44 900 m^3 E.B.R. en 1970 à 137 400 m^3 E.B.R. en 1988. Le coefficient de dépendance qui en résulte est de 46,5% en 1988.

Grâce à cette consommation de pâte, et à celle de vieux papiers et cartons, la Tunisie produit actuellement chaque année :

- 25 000 t de papiers impression-écriture
- 25 000 t de papiers d'emballage
- 22 000 t de carton ondulé
- 7 000 t de carton compact
- 2 300 t d'ouate de cellulose

Cette quantité ne permet certes pas de satisfaire tous les besoins. Des papiers et cartons sont ainsi importés en grandes quantités. Mais grâce à l'implantation des industries de papiers et cartons, les importations ne se sont

pas accrues ces dernières années alors que les exportations ont même augmenté.
La Tunisie importe toutefois la totalité de ses besoins (coefficient de dépendance = 100%) en :
- papier couché impression et autres, (environ 10 000 t)
- papier journal, (environ 10 000 t)
- papier d'emballage pour caisses en carton, (environ 32 000 t)
- papiers spéciaux, (environ 8 000 t).

Quant aux exportations (8 600 t en 1988), elles portent surtout sur les papiers d'impression-écriture, l'ouate de cellulose et les emballages en cartons.

Dans tous les cas, on constate que les produits importés et exportés sont le plus souvent des produits de deuxième transformation, et rarement des produits finis, consommables directement.

Les fournisseurs de papiers et cartons sont stables depuis plusieurs années; ce sont essentiellement la France, l'Espagne, l'Italie et la R.F.A.. Mais les clients varient, eux, beaucoup d'une année à l'autre.
Les pays arabes, parmi lesquels on trouve l'Irak, la Libye et l'Algérie, sont toujours des clients mais à des parts irrégulières. C'est également le cas de certains pays de la C.E.E. (Italie, France, R.F.A.).

Malgré l'augmentation de la production de papiers et cartons de 66 000 m^3 E.B.R. en 1974 à 186 000 m^3 E.B.R. en 1988, les importations n'ont cessé de s'accroître de 105 000 m^3 E.B.R. à 200 000 m^3 E.B.R. ces mêmes années. La consommation apparente a ainsi évolué de façon spectaculaire ces quinze dernières années.
La consommation des pâtes, papiers et cartons, restée faible dans les années 60, s'est accrue d'abord dans les années 70, puis à un rythme plus soutenu encore dans les années 80 (cf. fig. 4).
En 1988, la consommation apparente s'établit à 361 000 m^3 E.B.R. et le coefficient de dépendance est de 48,4% (cf. fig. 3).
La consommation apparente par habitant est alors passée de 0,02 m^3 en 1961 à 0,07 m^3 en 1988; elle a subi une légère hausse jusqu'en 1984 et a fortement augmenté dernièrement.

Par le biais de la S.N.C.P.A., la Tunisie détient le monopole mondial d'exportation de la pâte d'alfa (l'Algérie en fabrique, mais n'en exporte pas). Ce qui constitue un atout majeur et permet à l'usine de tourner à plein rendement. La pâte d'alfa, qui a des qualités supérieures (longueur de fibres importante) permettant la fabrication des papiers spéciaux (billets de banque, papiers à cigarette,...etc), est un produit de luxe.
Toutefois, cette production connaît certains problèmes. L'usine a en effet rencontré des contraintes d'approvisionnement ces dernières années; la sous-exploitation de 60% en 1988 a entraîné une augmentation de 17,5% des frais fixes dans le coût de production. Sa capacité potentielle est de 65 000 tonnes d'alfa par an.
L'industrie de papiers et cartons s'est développée durant cette dernière décennie. En effet, plusieurs usines se sont installées et d'autres ont augmenté leur capacité de production.
Si l'effort établi pour diminuer le flux de papiers et cartons importés a été énorme, il reste beaucoup à faire : on a vu que les importations de papiers et cartons dépassent la production et que plusieurs types de papiers et cartons sont entièrement importés.
La capacité installée couvre en fait 60% des besoins actuels du pays évalués à 140 000 tonnes environ de papiers de diverses essences.
Cette capacité pourrait répondre à plus de 70% des besoins du pays dans les qualités suivantes : papier impression-écriture, sanitaire et emballage.
La production nationale de papiers et cartons est répartie entre les producteurs de différentes gammes, spécialisés par type de produits fabriqués.

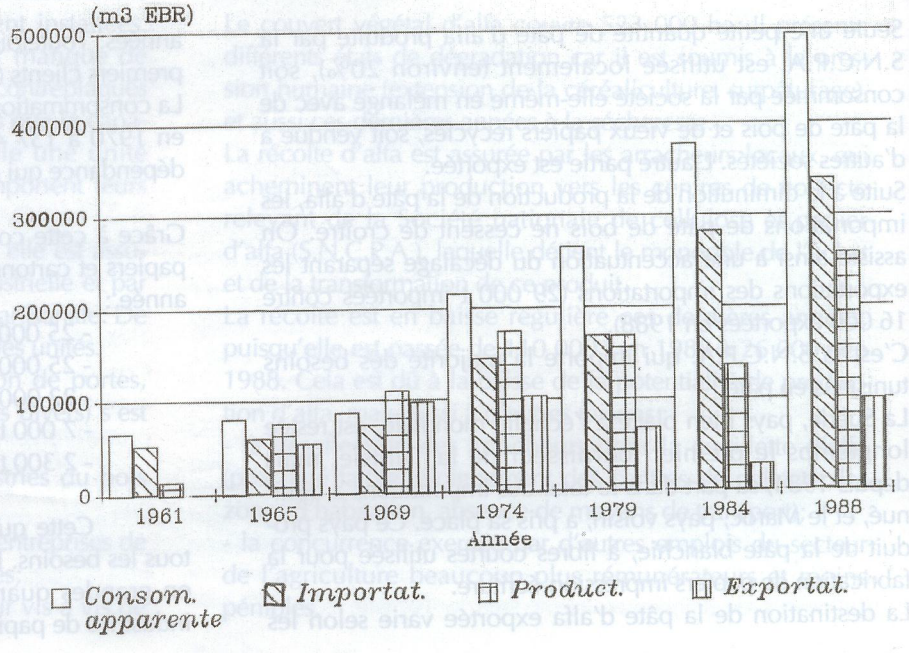


Fig. 4 : Evolution de la consommation apparente de pâte, papiers et cartons.
Sources : Annuaire des statistiques du commerce extérieur - I.N.S. et annuaire des produits forestiers industriels - F.A.O.

Certaines faiblesses caractérisent les industries de pâtes, papiers et cartons :
- sous-production de la majorité des usines;
- insuffisance de l'organisation du travail dans les ateliers de production générant des pertes importantes de matières et de temps;
- vétusté du matériel (cas de la S.N.C.P.A.);
- déséquilibre dans le développement des différentes branches du secteur, certaines étant saturées (sacheries, fabrication de caisse en carton ondulé) tandis qu'il existe un déficit dans d'autres activités (fabrication de papiers,...);
- monopole de production du papier.

Les lièges et produits dérivés

La totalité du liège est récolté par la régie d'exploitation forestière.
Deux problèmes principaux se posent au niveau de cette production : l'un sylvicole, l'autre économique. Le problème sylvicole est celui de la régénération de la suberaie suite à la pression pastorale, c'est un peuplement vieillissant; il se pose plutôt à long terme. Le problème économique est que le prix pratiqué sur le marché est si bas qu'il donne une valeur négative ou en tous cas très faible au liège sur pied (0,55 DT (ou 4 francs) le quintal en 1988 si on ne compte que les frais des opérations), problème fréquent pour tous les pays producteurs de liège.
La vente du liège par adjudications publiques depuis 1990 pourrait contribuer à élever son prix dans l'avenir, dans la mesure où jusqu'ici, celui-ci était négocié par l'Etat avec un seul industriel.
Pour les deux sociétés de transformation du liège, le recours à l'importation n'a été envisagé que pour de très faibles quantités (ne dépassant pas généralement 50 tonnes).
La Société nationale du liège (S.N.L.) juge les prix proposés par les fournisseurs étrangers trop élevés et ne lui permettant pas d'offrir des produits finis à des prix compétitifs sur ses propres marchés.
La capacité installée est là encore sous-exploitée : pour les bouchons, la capacité est de 100 millions alors que la production n'est que de 60.
Plus de 8 000 tonnes sont techniquement nécessaires à la SNL pour assurer le plein emploi de sa production; or elle ne peut disposer que des 2/3 de la production nationale de liège, soit environ 5 000 tonnes, ce qui lui donne un déficit de matière première de l'ordre de 3 000 tonnes.
Une autre société "les Bouchonneries tunisiennes", souffre plus encore de l'insuffisance de produit brut.
Ses taux d'utilisation s'établissaient comme suit en 1986 :
- 60% pour les bouchons (pour une capacité installée de 50 millions)
- 50% pour les agglomérés blancs (pour une capacité de 12 000 m^3)
- 60% pour les semelles (pour une capacité de 500 tonnes)
- 15% pour les disques (pour une capacité de 2 milliards).

La Tunisie est un pays exportateur de liège et ouvrages en liège. Elle exporte chaque année environ 1 000 t de plaques en liège naturel, une quantité de déchets de liège variable et aussi une très faible quantité de liège naturel. Concernant les produits transformés, les exportations qui restent irrégulières, ne dépassent pas 50 t en bouchons, joints et autres ouvrages en liège, et environ 1 000 t de liège aggloméré, dont la moitié sous forme d'ouvrages. Il s'agit donc d'une exportation de produits peu élaborés.

Au cours de la période 1981-1985, l'Italie est restée le premier client avec 30% des ventes annuelles, suivi par le Portugal (27%) et la France (12%). Ce sont tous trois des pays producteurs et exportateurs de liège. Ils représentent à eux seuls 70% de la valeur des exportations tunisiennes et importent du liège naturel, soit brut, soit en plaques, ainsi que des ouvrages en liège. Les 30% restants sont partagés, de manière inégale mais constante dans le temps, par la Bulgarie, la R.F.A., l'U.R.S.S. et les U.S.A.

Pour le liège, on ne peut parler de dépendance; c'est un produit forestier industriel secondaire qui fait exception, le bilan des échanges extérieurs étant tout à fait positif.

Les bouchons en liège consommées sur place sont utilisés en Tunisie pour le bouchage du vin. La moyenne de production de vin dans les 5 dernières années (1984 - 1988) a été de 45,24 millions de litres. La production moyenne annuelle de bouchons dans le pays est égale à 90 millions. Si le bouchage du vin se fait exclusivement par les bouchons en liège et en supposant qu'on en mette un chaque



Photo 2 : La régénération de la suberaie près de Tabarka. Photo H.D.H.

Photo 3 ci-contre : Le démasclage (ou l'exploitation) du liège s'effectue une fois tous les 12 ans.

Photo H.D.H.



75 cl, on aurait une consommation d'environ 60 millions de bouchons, soit 180 tonnes environ et une exportation équivalente au reste, soit 30 millions de bouchons.

Concernant le liège aggloméré noir produit en moyenne à 15 000 m^3 environ, la demande locale en est relativement récente; il est utilisé pour l'isolation, et on estime la consommation tunisienne à 6 000 m^3 par an.
L'offre de ce produit sur le marché local est confrontée à la concurrence des produits de substitution tel que le polystyrène, qui présentaient les mêmes qualités pour l'isolation que le liège naturel.
Pour le liège de décoration produit aussi localement, la consommation est encore très faible. Une extension de la demande pourrait être à prévoir dans les prochaines années.

Les fondements du déficit

On constate, à l'issue de cette analyse que, même si elle a quadruplé en 27 ans, la demande tunisienne de bois, alfa et produits dérivés est probablement encore appelée à s'accroître.
Sans doute, toute amélioration du niveau de vie s'accompagne d'un passage du logement rudimentaire au logement viable (tel que les maisons arabes, les villas et les appartements), ainsi que d'une scolarisation et d'un niveau d'instruction plus poussés; d'où la nécessité de satisfaire une consommation nationale croissante d'ouvrages de menuiserie et d'ameublement, de papier impression-écriture et de papier journal. Aujourd'hui, 73 000 logements sont encore rudimentaires. Par ailleurs, la population est jeune et croît de 2,3% par an.
L'approvisionnement en volume de bois, alfa et produits dérivés se fait globalement à hauteur de 65% par recours au marché international. La part du déficit des produits forestiers industriels qui en résulte par rapport à celui de la balance commerciale est proche de 10%; sa valeur est importante: 119 M DT (ou 827 M FF) en 1988 (cf. Tab. I) qui se sont ajoutés au déficit des biens d'équipements industriels, 406 M DT (ou 2822 M FF) et à celui des biens alimentaires, 146 M DT (ou 1015 M FF).
Contrairement aux produits alimentaires, dont le déficit reste surtout dépendant des aléas climatiques, le secteur est déficitaire de façon structurelle car les ressources sont minimes.
C'est donc un secteur qui occupe une place non négligeable dans l'économie du pays, et tous les choix et décisions qui peuvent être pris concernant ce secteur au niveau industriel, commercial et forestier ont une influence directe sur son déficit, et ainsi sur la balance commerciale.
En 1988, le déficit de bois, alfa et produits dérivés se répartissait finalement de la manière suivante :
- les sciages (55%), essentiellement de conifères;
- les papiers et cartons semi finis; il s'agit du papier journal, du papier impression-écriture et du papier kraft (23%);
- la pâte à papier (9%) dont le déficit va encore s'accroître suite à la baisse de la production et de l'exportation de pâte d'alfa;
- le bois brut (9%), qui satisfait en partie les besoins des industries locales de sciages;
- les panneaux (3%), grâce à une industrie de plus en plus développée.
- les produits finis (1%), avec de très faibles échanges extérieurs.

Les produits les plus déficitaires sont donc ceux de première transformation tels que les sciages, la pâte à papier. Mais le déficit aurait été beaucoup plus important s'il s'agissait de produits finis.

L'importation de tels produits permet donc de limiter la croissance du déficit, tout en satisfaisant la demande; elle permet aussi de protéger les industries locales.

Il est important de remarquer le grand développement depuis les années 70, des industries du bois. De même celles des pâtes, papiers et cartons bien que certains types de produits soient entièrement importés.

Tab.I : Valeur des importations, exportations et déficit des produits forestiers industriels en 1988 (en Millions de francs (5))

Sources : Annuaire des statistiques du commerce extérieur - Institut National des Statistiques Tunis.

Produit	Importation	Exportation	Déficit
Bois et ouvrages en bois	450,4	18,8	431,6
Pâte à papier	116,8	66,7	50,1
Vieux papiers et cartons	14,6	/	14,6
Papiers et cartons	411,4	60,5	350,9
Liège et produits dérivés	0,4	18,8	- 18,4
Total	993,6	164,8	828,8

Cela dit, l'appareil industriel est en position de sous-production chronique, 60% seulement de sa capacité est utilisée.

Deux inconvénients en découlent :

* le surcoût payé par le consommateur
* la part du bénéfice perdue par les industriels.

La mise en place d'un projet de développement forestier, la mise en valeur des nappes d'alfa, la création de l'association tunisienne de bois et dérivés, le projet de création d'un centre technique du bois, et la répartition des investissements dans les différents secteurs industriels constituent autant d'éléments pour l'Etat lui permettant d'intervenir sur le déficit.

Sans doute, ces structures existent, mais œuvrent-elles toutes pour réduire le déficit en maintenant la demande ? Une meilleure coordination entre les politiques forestières, industrielles et celles du commerce extérieur pourrait limiter la sous-production.

Pour l'instant, on devrait pouvoir envisager l'utilisation potentielle de ces capacités, surtout en ce qui concerne les industries d'alfa, de liège, de papiers et de panneaux, au moyen de l'importation de matières premières, et par la suite exporter la matière transformée (par exemple vers l'Algérie, ou encore l'Egypte); mais encore faut-il que les prix tunisiens soient compétitifs sur le marché international, ce qui reste encore à démontrer.

Cela dit, malgré sa pauvreté en produits forestiers industriels, la Tunisie possède deux atouts. Le premier est la présence dans ce pays d'une nappe alfatière et d'une usine de pâte d'alfa, qui font d'elle le seul exportateur mondial de ce produit, d'où l'intérêt stratégique de son développement. Il ne faudrait pas laisser cet atout se dilapider en raison de la désaffection des arracheurs d'alfa. Le deuxième est que, même si elle ne fournit que 2% de la production mondiale de liège, la suberaie nationale pourrait être mieux valorisée par une exportation d'ouvrages en liège plus élaborés.

H.D.H.

(5) Le Dinar tunisien valait en moyenne 6,95 francs en 1988. Il Vaut 6 francs en octobre 1992.

Bibliographie

- Alfa (L'), Conjoncture : études et informations économiques de Tunisie, n°103, Août 1985, pp 21-23.
- Bois (Le) : Quels sont les besoins de la Tunisie, Conjoncture : études et informations économiques de Tunisie, n°134, mai 1989, pp 32-35.
- BUTTOUD (G.), La dépendance extérieure du Maghreb en matière de bois et produits dérivés : évolution de 1961 à 1983, Forêt Méditerranéenne, tome VIII, n°1, 1986, p 73-87.
- DALY HASSEN (H.), La consommation des produits forestiers industriels en Tunisie : structure et évolution, Laboratoire d'économie forestière et agricole de l'I.N.R.A.-E.N.G.R.E.F. Nancy, 1990, 80 p.
- Industrie (L') du sciage en Tunisie, F.A.O, juillet 1989, 26p.
- Secteur (Le) bois, liège, ameublement : perspectives pour le VIIème plan, Ministère de l'économie, 1985, 62 p.
- Secteur (Le) du liège : Pour un programme de rationalisation et de valorisation de nos ressources naturelles, Conjoncture : études et informations économiques de Tunisie, n°III, avril 1986, pp 28-35.

Résumé

La demande en produits forestiers industriels connaît en Tunisie une croissance importante, essentiellement liée à l'urbanisation, à l'amélioration du niveau de vie et à la construction de nouveaux logements. Mais disposant de faibles ressources forestières, le pays est contraint d'importer la majorité de ses besoins; c'est une des raisons du déficit permanent de la balance commerciale, lequel porte surtout sur des produits de première transformation. Face à une augmentation prévisible de cette consommation dans l'avenir, le contrôle par l'Etat, de l'installation des industries et de l'exploitation forestière peut être un atout pour le développement sans pour autant qu'il y ait de graves répercussions sur le déficit.

Summary

The need for industrial forest products is increasing steadily in Tunisia. Urbanization, on improved standard of living and housing construction are the main factors in its development. As national forest resources are very limited, Tunisia has to import the larger part of its needs which is the reason that its foreign trade is in these products caracterized by a large deficit. The import of semi-processed products (such as sawnwoods or pulp) could reduce the growing of this deficit. Such public measures as State control, the setting up of processing industries and forest development may be necessary to meet the future increase of consumption without serious after effects on the level of the deficit.

Riassunto

La domanda in prodotti forestali industriali conosce in Tunisia una crescita importante, essenzialmente ligata all'urbanizzazione, al miglioramento del livello di vita e alla costruzione di nuovi alloggi. Ma disponendo di risorse forestali debole, il paese è costretto ad importare la maggioranza dei suoi bisogni; è una tra le ragioni del disavanzo permanente del bilancio commerciale, il quale porta sopratutto su prodotti di prima trasformazione. Di fronte a un'aumento previsibile di questo consumo nell'avenire, il controllo dallo Stato dell'impianto delle industrie e dello sfrutamento forestale pùo essere una buona carta per lo sviluppo senza per quanto ci siano gravi ripercussioni sul disavanzo.

Tome II

Evaluation économique des biens et services forestiers

La conservation et l'amélioration des biens et services des forêts sont cruciales pour le développement économique et social du pays. Les considérations devraient tenir compte des relations entre la forêt et l'eau, l'effet des pressions humaines exercées sur la conservation des forêts, et les impacts des forêts sur le bien être de la population. Ces interdépendances essentielles sont principalement en dehors du système du marché. L'estimation de la valeur économique des biens et services permet de comprendre les bénéfices et les coûts, et d'aspirer ainsi à une utilisation durable des richesses naturelles.

Contrairement aux pays tempérés, les ressources en bois des pays méditerranéens en général, et de la Tunisie en particulier, sont faibles, et il convient de considérer les autres bénéfices tels que les produits consommés directement ou indirectement par les populations forestières et les bénéfices liés à la protection des eaux et des sols.

Les résultats de l'estimation de la valeur économique totale (VET) des forêts tunisiennes mettent en exergue les principaux bénéfices de la forêt tunisienne en 2010 : les ressources fourragères (59% de la VET) qui bénéficie à la population locale conformément à leur droit d'usage, la conservation des eaux et des sols (21%), suivi par le liège et autres produits forestiers non ligneux (PFNL) (7%), la fonction de conservation de la biodiversité (8%), la fixation du carbone (5%) et le bois (5%), auxquelles sont soustraites les coûts de dégradation (5%). Ceci confirme que les forêts tunisiennes permettent essentiellement de satisfaire les besoins élémentaires des populations forestières locales, en addition de leur rôle de protection de l'environnement. Ceci est illustré par le fait que 65% environ de la VET estimée profite aux populations locales sous différentes formes de revenus et de moyens de subsistance. D'autres résultats soulignent que la population urbaine améliore son bien-être par la mise en œuvre des programmes de reboisement par la production des services environnementaux tels que la récréation, la fixation de carbone et la réduction de l'érosion, alors que la population locale pourrait voir son bien-être diminuer par la restriction d'accès à la forêt pour satisfaire ses usages. Ainsi, lors de l'évaluation des projets de reboisement et environnementaux en général, non seulement les aspects d'efficacité doivent être considérés, mais aussi les aspects de distribution.

Contenu

1. Hamed Daly-Hassen et Abdelaziz Ayari. 2017.Avantages socio-économiques de la forêt du pin d'Alep.Chapitre dans forêt du pin d'Alep en Tunisie. Par Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts. En édition
2. Hamed Daly-Hassen, Pere Riera, Robert Mavsar, Amira Gammoudi, Dolores Garcia,2017. Valuing trade-offs between local forest uses and environmental services in Tunisia. Journal of Environmental Economics and Policy, February 2017.
3. Unai Pascual, Patricia Balvanera; Sandra Diaz; ...; Hamed Daly-Hassen; ... 2017. Valuing nature's contributions to people : the IPBES approach. Current opinion in Environmental sustainability, 26:7-16
4. Hamed Daly-Hassen, Maike-Christine Pottast,Ghazi Gader 2015. Une approche économique pour choisir les options d'adaptation des forêts au changement climatique : Application à la forêt de chêne liège en Tunisie. XIVe CONGRES FORESTIER MONDIAL. Durban, Afrique du Sud, 7-11 septembre 2015
5. Pablo Campos, Paola Ovando, Ali Chebil, and Hamed Daly-Hassen. 2009. Chapter 14 - Cork oak woodland conservation and household subsistence economy challenges in northern Tunisia, pp. 165-174. In: J.A. Ronson, J.S. Pereira, and J.G. Pausas (Eds), Cork Oak Woodlands on the Edge: Ecology, Adaptive Management, and Restoration. Island Press, Washington, D.C., 315 p. ISBN: 9781597264785 (hardback book); 9781597264792 (paperback book).
6. Ali Chebil, Pablo Campos-Palacin, Paola Ovando Pol, and Hamed Daly-Hassen. 2009. Total commercial income from a cork oak forest agroforestry system in the region of Iteimia, Tunisia, pp. 514-535. In: ZAPATA BLANCO, S. (Ed), Cork Oak Woodlands and Cork Industry: Present, Past and Future. Museu del Suro de Palafrugell, Girona, Spain, 889 p. ISBN: 84-923581-3-0.
7. Pablo Campos, Hamed Daly-Hassen, José Luis Oviedo-Pro, Paola Ovando-Pol, and Ali Chebil. 2008. Accounting for single and aggregated forest incomes: Application to public cork oak forests of Jerez (Spain) and Iteimia (Tunisia). *Ecological Economics, 65 (1): 76-86.* **ISSN:** 0921-8009. 5-Year Impact Factor: 3.232. ISI Ranking: 2nd/171 Environmental and Ecological Economics Journals.
8. Hamed Daly-Hassen, Pablo Campos, and Paola Ovando Pol. 2007. Comparing income from cork oak forests and shrublands: Case of Ain Snoussi, NW Tunisia, *pp. 115-125. In: M. Palahi, Y. Birot, and M. Rois (Eds), European Forest Institute (EFI) Proceedings of MedForex Annual Meeting on Scientific Tools and Research Needs for Multifunctional Mediterranean Forest Ecosystem Management.* Solsona, Spain, 27-28 November 2006, EFI Proceedings No. 56, 140 p. ISSN: 1237-8801;
9. Abdelkader Harfouche, Abdallah Nedjahi, Mohamed Ellatifi, et Hamed Daly-Hassen. 2005. Les ressources génétiques forestières Nord-Africaines et leur conservation. *Revue Forestière Française, LVII (1) : 15-32.* ISSN: 0035-2829 (Print), 1951-6827 (Online). H-index Ranking: 72/180 Forestry Journals.
10. Hamed Daly-Hassen and Ameur Ben Mansoura. 2005. Chapter 7 - Tunisia, pp. 105-122. In: M. Merlo and L. Croitoru (Eds), Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value. CABI Publication, Cambridge, Mass, USA, 406 p.

Avantages socio-économiques de la forêt du pin d'Alep

Hamed Daly-Hassen[1] et Abdelaziz Ayari[2]

[1]Institut National de Recherche Agronomique de Tunisie

[2]Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts (INRGREF), B.P. 10, 2080 Ariana

Email: hamed.daly1@gmail.com; abdelazizayari@yahoo.fr

Résumé

La forêt du pin d'alep offre un ensemble d'avantages socio-économiques aux populations locales, estimée à 220.000 habitants environ dans les quatre gouvernorats concernées (Zaghouan, Siliana, Kef et Kasserine). Une bonne partie (43%) du revenu de cette population (1028 DT par habitant en 2012) provient des activités liées à la forêt. Celui-ci démontre la dépendance de la population locale aux ressources forestières pour leur subsistance. Parmi les activités contribuant à ce revenu on cite l'élevage (55%), la carbonisation (16%), l'emploi saisonnier dans les chantiers forestiers (15%) et la vente des produits forestiers non ligneux (13%). Toutefois, cette population reste largement affectée à la fois par la pauvreté et par le chômage. Pour cela, il convient de réfléchir à la mise en place d'une stratégie efficace visant à améliorer le revenu à travers une meilleure exploitation et valorisation des ressources forestières et une réduction de la dégradation de la forêt en utilisant une approche de gestion multi-acteurs. En général, la forêt du pin d'Alep offre un ensemble de biens et services pour la société tunisienne (protection des sols, rétention des sédiments) et la communauté globale (séquestration du carbone). Leur valeur économique totale est estimée à 180 DT/ha - prix de 2016. Cette valeur bénéficie à la population locale en premier lieu (59%), à la société tunisienne (17%), à la communauté globale (15%) et à l'Etat (9%). On peut ainsi conclure que le mode de gouvernance actuel est favorable à la population locale. En conclusion, la gestion des forêts doit être réorientée vers l'accroissement des bénéfices fournis pour la population locale, la société tunisienne et la communauté globale, plutôt que vers des objectifs techniques de conservation et de reboisement.

1. Introduction

Les forêts en général fournissent plusieurs avantages à la société à travers les différentes activités économiques créées en termes d'emploi et de revenu généré de l'usage, de l'exploitation et de la transformation des produits forestiers, ainsi que des bénéfices liés à la régulation de l'eau et du climat, et de protection des sols (FAO, 2014). En Tunisie, les forêts de pin d'Alep fournissent une multitude de produits, à savoir le bois, les graines (zgougou), les huiles essentielles (notamment de romarin), le miel, le fourrage, les tanins (Dahman, 1986), mais aussi d'autres produits et services non marchands entre autre la protection des barrages contre la sédimentation. L'estimation de ces avantages nécessite une bonne connaissance de la production et de l'utilisation de biens et services et de leurs bénéficiaires, de la population utilisatrice des produits forestiers, et des revenus générés par les activités forestières contribuant à satisfaire les différents besoins. Pour cela, l'approche des biens et services écosystémiques qui s'intéresse à la contribution des écosystèmes au bien être humain est souvent utilisé comme cadre d'évaluation. Ceci aidera notamment les décideurs à définir les priorités en matière de reboisement notamment dans les terres privées.

Ce chapitre présente les avantages économiques et sociaux des forêts du pin d'Alep. L'importance de ces forêts dans l'économie locale est d'abord abordée à travers la dépendance des habitants résidant à l'intérieur / à proximité de ces forêts vis-à-vis des

produits forestiers. Afin de montrer l'importance de ces forêts à l'échelle nationale, certains indicateurs sur la production et les usages des principaux produits (bois, graines (zgougou) et pâturage) ont été par la suite estimés. Ce chapitre traite aussi la valeur économique des biens et services fournis par ces forêts. Par ailleurs, la question de rentabilité économique des plantations de pin d'Alep, première espèce de reboisement en Tunisie, a été enfin abordée.

2. Caractéristiques des habitants résidant à l'intérieur / à proximité des forêts et leur dépendance vis-à-vis des produits forestiers

La population forestière est le premier bénéficiaire de la forêt du pin d'Alep. Elle bénéficie des droits d'usage indiqués dans le Code forestier comme le pâturage et le prélèvement du bois mort. De même, elle peut acheter le droit d'exploitation de certains produits forestiers (cônes de pin d'Alep, caroubes, bois de feu, etc.) au tarif des menu-produits fixé par la régie d'exploitation forestière (REF). En plus, la REF et les entreprises d'exploitation dépendantes font souvent appel à la population locale pour les travaux de gestion et d'exploitation des produits forestiers. L'administration fait aussi appel à la population locale pour le gardiennage, les travaux de plantation sylvo-pastorale, l'entretien de pistes et de pare-feux, la clôture et la protection des zones protégées etc.

De plus, certains habitants sont impliqués dans la fabrication et la distribution d'huiles essentielles, l'extraction et la vente de graines de pin d'Alep et de caroubes, l'apiculture, et la fabrication d'objets d'art en bois, de plus de l'exploitation (légale ou illégale) du bois pour la fabrication du charbon.

Afin d'accroitre l'implication de la population locale en tant que partenaire de l'administration, il y a eu plusieurs tentatives de faire impliquer la population locale, à travers les associations forestières d'intérêt collectif, puis les Groupements de Développement Agricole (GDA), dans la gestion et l'exploitation des ressources, les activités éco-touristiques autours des parcs nationaux (Jbel Serj, Jbel Chaambi). Le GDA permet de jouer l'intermédiaire entre l'administration forestière et la population locale pour organiser la récolte de bois par exemple sans occasionner des dégâts à la forêt.

La population usagère des forêts (habitant dans un rayon de 5 km de la forêt) a été estimée pour les différents gouvernorats forestiers en 2010 à 750884 habitants (Tounsi et Ben Mimoun, 2012). En l'absence d'information ciblée sur les habitants des régions couvertes par les forêts du pin d'Alep, nous avons considéré les caractéristiques des habitants de quatre gouvernorats; Zaghouan, Siliana, Kef et Kasserine, dont les forêts sont constituées en grande majorité de forêts de pin d'Alep. La superficie totale des forêts de pin d'Alep selon le dernier inventaire forestier (DGF, 2010) a été estimée à 356.000 ha. Les quatre gouvernorats cités couvrent ensemble 88% des peuplements.

Le nombre des usagers des forêts dans les gouvernorats précédemment cité est estimé à 222.600 habitants, soit 21% de leur population totale (cf. Tableau 1). La plupart des habitants résident dans des douars aux alentours des forêts (97%), à une distance moyenne entre 1 et 2 km.

Cette population d'usagers est affectée à la fois par la pauvreté, avec des taux de pauvreté largement supérieurs à la moyenne nationale (20% en 2010) avec 57% à Kasserine, 33% à Siliana et 30% au Kef et à Zaghouan, et par le chômage (Kasserine (34%), Kef (30%), Siliana (29%) et Zaghouan (28%)). Les chefs de ménage sont principalement des ouvriers à Kasserine (45%), au Kef (66%), alors qu'ils ne sont que 31% à Siliana, où l'on peut trouver les agriculteurs (19%) et autres occupations (28%) (Tounsi et Ben Mimoun, 2012).

Le nombre des journées de travail effectuées en 2016 dans les chantiers forestiers des

gouvernorats de Zaghouan, Siliana, Kef et Kasserine correspond à l'emploi partiel de l'équivalent de 14069 personnes en considérant une moyenne de 80 jours/an par personne, soit 32% du nombre de ménages usagers de la forêt (cf. Tableau 2).

Le revenu moyen annuel dans ces quatre gouvernorats est de 1028 DT/habitant, soit l'équivalent au tiers de la moyenne nationale (cf. Tableau 1). Le plus faible revenu par habitant a été noté à Kasserine (788 DT/habitant), tandis que les revenus les plus élevés sont enregistrés aux Gouvernorats de Siliana (1169 DT/habitant) et du Kef (1195 DT/habitant). Ceci peut être expliqué par l'exploitation de certaines ressources forestières telles que l'extraction des graines du pin d'Alep pour Siliana et l'élevage pour le Kef. Selon Tounsi et Ben Mimoun (2012), une bonne partie de ce revenu (43%) provient des activités liées à la forêt, ce qui démontre la dépendance de cette population aux ressources forestières pour leur subsistance. Parmi les activités contribuant au revenu forestier on cite : l'élevage (55%), la carbonisation (16%), l'emploi saisonnier dans les chantiers forestiers (15%) et la vente des produits forestiers non ligneux (13%).

Le taux de pauvreté, la faiblesse des revenus et le chômage expliquent la grande dépendance des populations aux ressources forestières pour leur subsistance. Cependant la pression humaine sur les ressources forestières, appréciée à travers la surface forestière par ménage, est assez forte au Kef et à Zaghouan, soit 7 ha par ménage. Dans le même contexte, la pression du cheptel sur les forêts est élevée. Au Kef, par exemple, la pression du cheptel est estimée à 7 têtes de cheptel, ovins essentiellement /ha contre 2-3 têtes/ha dans les autres gouvernorats.

Il faut signaler que la population forestière est touchée par des phénomènes de migration définitive ou temporaire dans plusieurs régions ; une bonne partie de la population interviewée pense migrer vers d'autres régions du pays (31% à Kasserine, 24 % à Siliana). Dans ce sens, entre 1994 et 2004, la population a diminué de 3% à Sidi Morched et de 17% à Sidi Hmada dans des zones couvertes par les forêts du pin d'Alep à Siliana.

Tableau 1. Caractéristiques de la population forestière dans les gouvernorats de Kasserine, Kef, Zaghouan et Siliana.

Gouvernorat	*Nombre d'habitants des forêts*	*Nombre de ménages*	*% de la population*	*Forets (ha)*	*Surface forestière/ ménage (ha)*	*Revenu moyen/ habitant (DT)*	*Part du revenu forestier (%)*	*Cheptel (têtes/ha)*
Kasserine	74325	14020	17%	148619	10,6	788	34	2
Kef	67518	14503	28%	100940	7,0	1195	31	7
Zaghouan	48110	9456	27%	65839	6,7	960	48	3
Siliana	32659	6523	15%	115133	17,7	1169	58	2
Sous-total	222612	44502	21%	430531	9,7	1028	43	3
Total pays	**750884**	**154538**	**7%**	**852891**	**5,6**	**905**	**38**	**7**

Source : Tounsi et Ben Mimoun, 2012

Tableau 2. Structure du revenu forestier dans les gouvernorats de Kasserine, Kef, Zaghouan et Siliana en 2010.

Gouvernorat	*Elevage*	*Chantiers forestiers*	*Charbon*	*Autres PFNL**
Kasserine	73	23	1	3
Kef	87	8	0	5
Zaghouan	24	8	50	18
Siliana	37	22	15	26
Moyenne	55	15	16	13

Source : Tounsi et Ben Mimoun, 2012
** PFNL : Produits forestiers non ligneux*

3. Production et usage des produits issus des forêts du pin d'Alep

Cette section présente en détail l'exploitation et la production des différents produits du pin d'alep. La résine a été aussi exploitée avant les années 1980, la production a été estimée entre 1,5 kg et 1,8 kg de gemme par arbre et par an (Dahmane, 1986). Actuellement, le gemmage a été complètement délaissé malgré qu'il constitue une source de revenu additionnel.

3.1. Bois

Les prélèvements du bois des forêts du pin d'Alep a été variable dans le temps. Selon Boudy (1948), les forêts du centre ont été inexploitées jusqu'en 1914, puis, elles ont été exploitées pour fournir du bois aux sociétés minières donnant annuellement 100.000 mètres linéaires d'étais et 10.000 stères de chauffage. Pendant la seconde guerre mondiale, les exploitations ont été intensifiées pour contribuer au ravitaillement de l'armée et de la population civile, avec des conséquences sur l'appauvrissement des massifs. De 1939 à 1946, la forêt de pin produisait 27000 m^3 de bois d'œuvre, 900.000 mètres linéaires d'étais, en plus du bois de chauffage (184.000 stères) et de charbon de bois (320.000 stères). Après l'indépendance, les prélèvements de bois ont été intensifiés notamment pour subvenir au bois de chauffage, en plus, pour assurer l'approvisionnement des usines de panneaux de particules et de fibres.

Le volume de bois sur pied des peuplements du pin d'Alep est estimé à 25 m^3/ha seulement, l'accroissement annuel en bois est aussi faible, soit 0,45 m^3/ha/an selon le premier inventaire (DGF, 1995). Sur la base de cet accroissement, la production potentielle de bois a été estimée par Daly-Hassen (1998) à 22.000 m^3/an de bois d'œuvre et à 55.000 m^3/an de bois de trituration annuellement et d'un volume équivalent de bois de chauffage, soit 132.000 m^3/an. Cette estimation a été effectuée en fonction des classes d'âge, de l'accroissement annuel de chaque classe, de la densité du peuplement et de certaines hypothèses sur le taux de prélèvement et des aménagements préconisés. Par ailleurs, la production réelle couvrant à la fois la vente du bois par la Régie d'Exploitation Forestière (REF) et le prélèvement par les communautés locales restent difficile à estimer. La REF a vendu un volume de bois de 56.700 m^3 en 2016, essentiellement du bois incendié, pour une valeur totale de 1,335 million DT (cf. Tableau 3). Ce volume représente environ un quart du volume total de bois vendu en 2016.

La faiblesse de la production du bois est souvent expliquée par le manque de moyens logistiques et humains pour effectuer l'opération de martelage, des contraintes techniques (absence de plans d'aménagement, absence de conduites sylvicoles) en plus des contraintes de développement de l'industrie du bois telles que la mauvaise appréciation du bois par les industriels et la faible compétitivité de l'industrie du bois (Daly-Hassen et al.,

2004). Malgré l'importance des nouvelles plantations de pin d'Alep au cours des cinq dernières décennies, le pays est toujours dépendant des importations pour satisfaire les besoins en bois industriel (Daly-Hassen et al., 2014).

Les prix varient selon le type de bois et de son usage. Le bois de trituration, utilisé pour la fabrication de panneaux, est vendu à 45,2 DT/m^3, et le bois d'énergie, utilisé pour la fabrication des pellettes et le chauffage, est vendu à 36,9 DT/m^3 en moyenne. Le bois de sciage, utilisé pour la fabrication de palettes, vendu en mélange avec d'autres catégories de bois, à un prix de 61,8 DT/m^3(cf. Tableau 3).

Tableau 3. Quantité, valeur marchande et prix unitaire du bois de pin d'Alep vendu en 2016**.**

Type	*Quantité (m^3)*	*Proportion*	*Valeur (DT)*	*Prix (DT/m^3)*
Bois sur pied (90% bois vert + 10% incendié)	10886	19,2%	338950	31,1
Bois sur pied (93% bois incendié + 7% bois vert)	37197	65,6%	677200	18,2
Bois de trituration	5825	10,3%	262950	45,2
Bois énergie	2684	4,7%	49500	36,9
Autre bois façonné	108	0,2%	6700	61,8
Total	56700		1335300	

Source : Base de données REF 2016

En se basant sur un rendement journalier de récolte de bois variant de 1 à 1,25 m^3/jour selon la nature de la récolte (en régie ou en entreprise), la récolte du bois a engendré l'emploi de l'équivalent de 600 ouvriers à temps partiel (80 jours de travail par an) en 2016.

3.2. Les graines de pin d'Alep (zgougou)

Les graines de pin d'Alep, appelées couramment ''zgougou'', sont très demandées en Tunisie pour la préparation d'une crème patissière pendant la fête du Mouled. Actuellement, les grands massifs productifs de graines de pin d'Alep sont par ordre d'importance : Siliana, Kasserine, Kef, Zaghouan et Béja (Ayari, 2012). La stratégie forestière s'oriente vers une vision qui prend en compte l'ensemble des activités des chaînes de valeur ajoutée (CVA) afin d'accroitre leur contribution à l'économie locale et nationale. La chaîne de valeur ''zgougou'' dérive essentiellement du consommateur jusqu'aux collecteurs des cônes. Cette dernière fait travailler saisonnièrement, en plus des commerçants et des grossistes, plusieurs familles des zones rurales. Shröder et al. (2014) ont noté que 200 micro-entreprises familiales d'exploitation de zgougou génèrent 12.000 DT de chiffre d'affaire annuel chacune et captent plus que 50% de la valeur ajoutée malgré la dureté du travail.. Les populations locales gagnent un revenu qualifié de deuxième position après l'agriculture. De plus, les emplois créés en aval de la CVA (zgougou moulu, pâtisseries, glaciers, décoration etc.) génèrent une valeur ajoutée additionnelle pour l'économie nationale.

Dahmane (1986) a estimé la production de graines dans les forêts de pin d'Alep à 30 kg//ha/an, soit 10680 t/an. Par la suite, Sghaier et al. (1997) ont estimé la production du zgougou dans les forêts d'Ouargha, Sakiet Sidi Youssef (Kef) entre 5 et 11 kg/ha. Plus récemment, Ayari (2012) a estimé que l'arbre moyen produit en moyenne 112 cônes avec un contenu en graines de 137,9 g dans les forêts du pin d'Alep en Tunisie, soit une production moyenne de 29,3 kg/ha. En considérant les surfaces exploitables identifiées par la REF et les densités des peuplements (DGF, 1995), la quantité totale de zgougou produite dans les six principaux gouvernorats serait de 1962 t sur une superficie totale de

forêts exploitables de 66929 ha (cf. tableau 4). Cette production de zgougou est très variable selon le gouvernorat.

Tableau 4. Production estimée des graines de zgougou et estimation de la quantité produite dans six différents gouvernorats de la Tunisie pour l'année 2007.

Gouvernorats	Forêts exploitables (ha)	Densité (n/ha)	Production par arbre (g)	Production par hectare (kg)	Production totale (t)
Beja	6255	277	206,16	57,11	357,20
Kairouan	3100	255	88,23	22,50	69,75
Kasserine	12760	294	169,23	49,75	634,86
Kef	23314	264	107,26	28,32	660,17
Siliana	9326	164	97,35	15,97	148,89
Zaghouan	12174	154	48,77	7,51	91,43
Total et/ou moyenne	66929	-	119,5	35,69	1962,30

Sources : REF (2015), DGF (1995), Ayari (2012).

Par ailleurs, la REF (2015) a estimé la production annuelle de graines à 306 t en 2015 sur une superficie exploitable de 72 000 ha, soit 4,25 kg/ha, ce qui peut être considérée comme une sous-estimation de la production. La différence entre les estimations de production par ha peut être expliquée par l'irrégularité en production annuelle qui est fonction des facteurs climatiques, de l'influence pédoclimatique, de la pluviométrie, la densité du peuplement, la hauteur des arbres, l'âge, etc. (Ayari, 2012). Cette divergence observée en productions annuelles peut être expliquée par les extrapolations de chacune de ces cas d'étude sur la couverture de la forêt du pin d'Alep.

Toutefois, la quantité commercialisée ne concerne qu'une partie de la production récoltée. Les exploitants s'orientent souvent vers les peuplements et les arbres les plus productifs dans les sites les plus accessibles. La FAO (2012) in Shröder et al. (2014) a estimé la quantité des graines commercialisée annuellement à 500 t/an environ.

L'exploitation commence annuellement vers le 15 novembre et s'achève vers mi-avril. L'exploitation des cônes de pin d'Alep est règlementée par la vente des droits de collecte par la Régie d'Exploitation Forestière aux exploitants. Toutefois, la quantité vendue ne dépasse pas le tiers de la quantité proposée à l'exploitation. Elle est de loin inférieure à la quantité commercialisée (cf. Tableau 5). En prenant le cas de Siliana qui représente le foyer de regroupement principal des produits, une quantité de 176 t des graines zgougou a été commercialisée en 2014 avec une autorisation de vente de ce produit (permis de colportage). Ce chiffre montre qu'environ un tiers seulement des quantités récoltées sont réellement commercialisées dans les circuits officiels.

Tableau 5. Vente de cônes de pin d'Alep sur pied par la REF durant la période 2009-2015.

Campagne	*Quantité de cônes*		*% de vente*	*Prix moyen sur pied (DT/t)*	*Valeur (DT)*
	proposée (t)	vendue (t)			
2009/10	6420	1460	23	90	132.120
2010/11	6620	2180	33	112	243.824
2011/12	9360	1060	11	65	68.315

2012/13	11800	1300	11	77	100.716
2013/14	5780	820	14	72	59.112
2014/15	6137	1642	27	107	175.002

Source : Rapports annuels, REF (2015).

La production des graines de pin d'Alep comprend deux étapes principales, à savoir la récolte des cônes et l'extraction des graines à partir des cônes récoltés. Ce sont les tribus d'Ouled Ayar relevant du gouvernorat de Siliana qui sont particulièrement les plus spécialisées dans l'exploitation de ce type de ressources forestières. La quantité de cônes cueillie est de 50 kg/jour/personne ; en supposant une production annuelle de 500 t de graines, la récolte de cônes fait employer 2500 personnes par saison, soit une durée de 80 jours/an par personne. Les quantités de graines produites varient entre 200 et 500 kg par ménage. Ce sont les femmes et les enfants qui sont les plus impliqués pour la cueillette de cônes et l'extraction des graines.

A Siliana, plus d'une quarantaine de commerçants s'installent pour la collecte, la conservation, le transport et la distribution des graines de pin d'Alep à l'échelle nationale. Les principaux centres de distribution sont localisés à Tunis (70% des graines en vrac y sont amenées et vendues aux grossistes de la rue d'Espagne), à Sfax et Sousse (30% de la production). Les grossistes vendent souvent le zgougou sous forme de graines en vrac parmi d'autres fruits secs où leur marge bénéficiaire varie entre 1,5 et 3,5 DT par kg de zgougou. Par contre, le prix d'achat au consommateur varie entre 11 et 16,5 DT/kg en 2016. La valeur de production est ainsi estimée à 6 millions DT sur la base d'un prix moyen de 12 DT/kg. Les principaux clients sont les grandes surfaces et les détaillants des fruits secs, les pâtisseries, les restaurants et les hôtels spécialisés à la production de crèmes desserts parfois glacées à goûts de zgougou et/ou de l'Assida.

L'analyse économique de la chaîne de valeur montre que l'activité d'extraction des graines est celle qui génère la plus grande part de la valeur ajoutée, ceci peut être expliqué par les nombreuses opérations liées à cette activité: séchage, extraction des graines par l'utilisation d'un four traditionnel, rassemblement, enlèvement des impuretés etc. Ainsi, la plupart de la valeur ajoutée profite aux familles ayant exercé les activités de collecte et d'extraction (cf. Tableau 6). En effet, l'activité de récolte et d'extraction de zgougou est en expansion en raison de l'importance du revenu généré. Elle s'est développée suite à l'augmentation des prix et de la demande au cours des dix dernières années (2004-2014).

Tableau 6. Analyse économique de la chaîne de valeur Zgougou pour l'année 2014.

Opération et coûts respectifs en DT/kg	***Collecte des cônes***	***Extraction des graines***	***Collecte et/ou commerce***	***Vente en gros à Tunis***	***Vente en détail***
Prix de vente du zgougou	1,4	10	12	13	14
Coût de revient	0,5	2,3	10,5	12,5	13,1
Valeur ajoutée du zgougou	0,9	7,7	1,5	0,5	0,9

Source: Shröder et al. (2014).

3.3. Pâturage

La forêt constitue le parcours principal pour l'ensemble du cheptel des habitants des zones forestières. Le bétail, composé de bovins, d'ovins, et de caprins, fréquente les

parcours forestiers au moins dix mois par an. A Siliana, plus précisément à Sidi Morched, certains bovins passent toute l'année en forêt et sans gardiennage. Le nombre d'animaux pâturant en forêt est difficile à estimer, à part quelques ordres de grandeur dans certaines zones bien déterminées (cf. Tableau 1), par exemple, le nombre d'animaux par ménage à Sidi Morched et Sidi Hmada (Jbel Serj, Siliana) est de 6 têtes en 2006, composé en moyenne de 3,6 têtes d'ovins, 1,2 têtes de caprins et de 0,8 têtes de bovins (Daly-Hassen et Hamrouni, 2007). Le potentiel fourrager du couvert forestier ne peut pas supporter les besoins du bétail dans ces secteurs. La charge supportée par les parcours forestiers est 5 fois plus importante que la charge d'équilibre estimée à 1 unité petit bétail (upb)/ha/an. De ce fait la pression du bétail sur la végétation forestière est manifeste dans certaines parties du massif forestier, et se traduit par un risque de perte de biodiversité et d'érosion du sol.

Pour cela, nous avons utilisé les statistiques du nombre d'animaux par gouvernorat. Le bétail est composé surtout des ovins. La comparaison de la production fourragère des forêts et parcours des quatre gouvernorats concernés (128 Millions UF), par rapport aux besoins des animaux (902 millions UF) montre un déficit fourrager élevé (différence entre besoins et production pastorale) (cf. Tableau 7). Néanmoins, ce déficit est à prendre avec précaution car il ne prend pas en compte la production des autres usages des terres et la quantité des aliments du bétail acquise par les éleveurs. En effet, plusieurs éleveurs n'ont pas eu recours au pâturage. En 2001, Ben Mansoura et Garchi ont montré que le coefficient de surpâturage, considéré comme surcharge ou surexploitation, est très élevé (74%). L'amélioration de la production et de la gestion durable des forêts s'avère donc nécessaire.

Tableau 7. Comparaison entre la production fourragère des forêts et parcours et les besoins en fourrages dans les gouvernorats à dominance de forêts de pin d'Alep**.**

Gouvernorat	***Production fourragère 2006 (10^6 UF)***	***Nb des ovins 2012 (10^3)***	***Nb des caprins 2012 (10^3)***	***Nb des bovins 2012 (10^3)***	***Besoins 2012 (10^6UF)***	***Coefficient de surpâturage 2006****
Le Kef	21	544	34	24	208	90%
Siliana	37	686	129	37	293	87%
Zaghouan	8	381	45	26	165	95%
Kasserine	62	643	114	10	236	74%
Total	128	2254	322	97	902	74%

Sources : DGF, 2010c ; Ministère de l'Agriculture, 2013

*****Le coefficient de surpâturage est déterminé selon la formule suivante : S = 100 x (1- (Ce/Cr)) ; Ce : Charge animale d'équilibre, Cr : Charge animale réelle.

4. Evaluation économique des biens et services des forêts du pin d'Alep

La Valeur Économique Totale (VET) est le concept économique utilisé dans l'évaluation économique des biens et services des écosystèmes. Cette valeur est répartie en plusieurs catégories: Valeur d'usage direct, valeur d'usage indirect, valeur d'option, et valeur d'existence et d'héritage (Merlo et Croitoru, 2005).

Dans une étude récente (Daly-Hassen et al., 2012) sur l'évaluation économique des biens et services des forêts tunisiennes, le bassin versant de Siliana a été choisi comme site représentatif des forêts du centre du pays, notamment par la dominance de la forêt du pin d'Alep. La surface du pin d'Alep dans le bassin versant de Siliana est de 11.300 ha en 2000 sur une superficie totale **(**90.969 ha), soit 12,4%. Les autres usages des terres sont

principalement les cultures annuelles en sec (50,5%), les autres terrains de culture (15,4%) et les garrigues (11,6%).

4.1. Valeur d'usage direct

La valeur d'usage direct comprend l'ensemble des prestations (produits et services) directement utilisables.

Bois. L'accroissement annuel en bois est estimé à 3125 m^3/an (DGF, 2010c). La plupart de ce bois est considéré comme bois de feu : 2375 m^3. En 2010, la quantité de bois vendue sur pied par la Régie d'Exploitation Forestière était de 843,5 m^3, le prix moyen était de 28,6 DT/m^3, soit une valeur totale de 24.100 DT et une valeur moyenne de 2,1 DT/ha en 2010.

En plus, le bois est consommé comme source d'énergie par la population locale. Le combustible utilisé est constitué en majorité de bois et/ ou de branchages de pin d'Alep, de chêne vert, de romarin et d'autres espèces du sous-bois telles que le lentisque, la globulaire, etc. Le bois est en priorité employé pour la cuisson du pain et le chauffage des habitations. L'approvisionnement en bois de feu est effectué à longueur d'année pour les ménages des douars situés à proximité des forêts et en automne pour les ménages plus lointains. Le mode d'approvisionnement varie selon le caractère plus ou moins urbain de la localité. Dans les villages tels que Mansoura et Kessra, le bois est le plus souvent acheté et transporté par remorque. La carbonisation est pratiquée traditionnellement par la plupart des usagers, et ce, pour satisfaire la consommation familiale. En effet, le charbon est utilisé seulement à des fins domestiques, notamment pour le chauffage et la préparation du thé. Les quantités consommées par ménage varient entre 200 et 350 kg/an. Cette activité constitue une composante du revenu pour certaines familles qui, en plus de la production du charbon pour leurs besoins d'autoconsommation, commercialisent 200 kg en moyenne durant la période hivernale. La valeur du bois a été basée sur le prix de vente par adjudication du bois de maquis, soit un prix moyen de 9,4 DT/m^3 en 2010. On suppose que les disponibilités annuelles de bois de feu sont de 1 m^3/ha en moyenne provenant des forêts, ainsi, la valeur du bois-énergie a été estimée à 9,4 DT/ha de forêt de pin d'Alep**.**

Au total, la valeur du bois est estimée à **15,2 DT/ ha** au prix de 2016.

Pâturage. En utilisant les données du premier inventaire (DGF, 1995), la production fourragère des forêts de pin d'Alep dans le gouvernorat de Siliana est de 225 UF/ha. En considérant le prix économique de l'orge (0,3 DT/kg) comme valeur de l'unité fourragère, la valeur des ressources fourragères est estimée à 67,5 DT/ha en 2010, soit **89,2 DT/ha** au prix de 2016.

Plantes aromatiques et médicinales (PAM)**.** Plusieurs PAM font l'objet d'une distillation traditionnelle comme: le romarin (*Rosmarinus officinalis* L. on l'appelle communément iklil), l'armoise blanche (*Artemesia herba alba* Asso (chih)), l'armoise champêtre (*Artemesia campestris* L. (dgouft)) et le Marrubia (*Marribium vulgare* L. (maroubia)). Toutefois, l'activité économique provient surtout de la distillation industrielle du romarin. La valeur économique considérée correspond à la vente des droits d'exploitation du romarin par la REF, soit 99.400 DT en 2010, correspondant à une valeur de 4,2 DT/ha, soit **5,6 DT/ha** au prix de 2016. En plus du romarin, d'autres espèces sont exploitées avec une production atteignant une moyenne de 200 kg de biomasse par campagne et par ménage ; les plantes sont livrées à une société locale (El Ayachi), pour leur séchage et leur distribution en tant que produits aromatiques. La valeur de ces plantes n'est pas considérée à défaut d'information.

Les cônes de pin d'Alep**.** Selon l'arrondissement des forêts de Siliana, la production moyenne en cônes est estimée à 60 kg/ha en 2010, ce qui peut être considérée comme une sous-estimation. Tenant compte de l'irrégularité de la production et des difficultés de récolte, on considère une production de 160 kg/ha/an, la moitié de la production indiquée dans le tableau 4. Le prix des cônes est de 107 DT la tonne en 2015 (REF 2015). La valeur économique des cônes est ainsi estimée à **18,7 DT/ha** de pin d'Alep au prix de 2016.

Le miel**.** Sur la base des enquêtes socio-économiques effectuées en 2000 auprès des ménages situés à proximité des forêts de pin d'Alep à Harrigue belloume à Kessera (DGF, 2010a) et Rous ellouizet à Bargou (DGF, 2010b), une proportion de 12% des ménages pratiquent l'apiculture. Avec une production moyenne de 15 litres de miel/ménage, le revenu moyen annuel généré est de 300 Dinars/ménage sur la base de 20 DT/kg de miel. En considérant que la valeur du bénéfice de la forêt est équivalente au prix de location dans les terres agricoles pour l'installation des ruches (1 kg de miel par ruche), la valeur serait estimée à **1,6 DT/ha de forêts** en 2016.

La chasse**.** Les rapports de la brigade nationale de la chasse de la période 2005-2010 (DGF, 2005-2010) permettent de dégager des indicateurs pour déterminer la valeur du gibier pour le gouvernorat de Siliana. Environ 8% des ménages pratiquent la chasse soit 929 chasseurs. La valeur de la chasse se réfère à la valeur du gibier. Le prix moyen est de 3 DT/kg pour le petit gibier (3713 perdreaux et 6503 autres petits gibiers par an) et de 3,5 DT pour le gros gibier (134 sangliers par an) selon les chasseurs. Le poids moyen à l'unité est estimé à 70 kg pour le gros gibier, 0,45 kg pour les perdreaux, 3,5 kg pour les lièvres et 0,1 kg pour les petits gibiers divers. La valeur est ainsi estimée à 49500 DT, soit 2,1 DT/ha en 2010, ou **2,8 DT/ha de forêts** en 2016.

Les valeurs culturelles et du paysage**.** Les valeurs culturelles sont concrétisées par la visite de la forêt lors des manifestations culturelles, en particulier le festival de Sidi Hmada et les festivités relatives aux «zerda» célébrées dans les autres marabouts. Ces valeurs n'ont pas été évaluées à cause de l'absence de travaux de recherche dans ce domaine.

Au total, la valeur d'usage direct est estimée à 95 DT/ha en 2010, soit **133,1 DT/ha de forêts** au prix de 2016.

4.2. Valeurs d'usage indirect

La valeur d'usage indirect se réfère aux fonctions écologiques de la forêt.

La protection du bassin versant**.** Le modèle empirique de prévision des pertes de sol a été utilisé pour estimer l'impact du couvert forestier sur la réduction de la sédimentation du barrage Siliana. L'intérêt immédiat de ce modèle est de simuler l'impact de l'absence de la forêt sur l'envasement du barrage Siliana.

Cette quantification a permis de comparer entre la situation actuelle et un scénario de simulation relatif à une absence des forêts. La situation actuelle avec une couverture forestière présente de faibles taux d'envasement (<12t/ha/an) sur 78% de la superficie du bassin versant. Cependant, le scénario de simulation de l'absence des forêts montre uniquement 67% de la superficie soumise à une faible érosion hydrique. A l'échelle du bassin versant, la forêt contribue à réduire les pertes en termes de sédimentation de la retenue du barrage Siliana de 338.000 m^3, ainsi la réduction de sédiments par ha de forêts est de 12,8 m^3/an. La valeur des dommages évités en termes de capacité en eau a été ainsi estimée à travers le coût de remplacement. Cette méthode fait référence aux coûts de construction des barrages (Melah et Serrat). Un coût de 1,9 DT/m^3 de capacité de la

retenue est considéré en tant que valeur de dommages évités relatives à la protection des sols contre la sédimentation. Il en résulte que la valeur liée à la protection est estimée à 24,4 DT/ha de pin d'Alep en 2010, soit **32,3 DT/ha** au prix de 2016.

La fixation de carbone***.*** La séquestration du carbone a été estimée sur la base des occupations forestières du bassin versant de Siliana (DGF, 2010c). Pour le carbone annuel fixé par les arbres forestiers (biomasse aérienne), les accroissements ligneux annuels ont été convertis en biomasse sur la base des densités spécifiques de leurs bois (0,6 pour le genévrier, 0,7 pour le pin d'Alep et 0,8 pour le chêne vert). La biomasse totale a été estimée en considérant la valeur du facteur d'expansion "racines", soit 1,29 selon Vogt et al. (1996). Les accroissements ligneux annuels en biomasse aérienne des tiges et racines ont été transformés en biomasses carbonés en multipliant cette quantité par un coefficient de 0,5. Pour la biomasse des garrigues arborées, les résultats des estimations des peuplements clairs de pin d'Alep ont été utilisés sans intégrer les ligneux bas. La séquestration du carbone des garrigues est obtenue en divisant la biomasse de carbone (DGF, 1995) par l'âge moyen estimé à 20 ans. Pour la séquestration annuelle du carbone dans le sol sur les horizons superficiels ne dépassant pas 30 cm de profondeur, le ratio de 33% annoncé par Askri (2008) est utilisé. En utilisant les coefficients de conversion indiqués plus haut, le flux annuel carboné à partir des strates arborés est estimé à 7145 tonnes de carbone en 2010 soit 0,58 t/ha/an. Ainsi, la valeur liée à la séquestration du carbone est estimée à 12,5 DT/ha de forêts en se basant sur un prix de carbone sur le marché international de 15 $/t (21,5 DT/t CO_2) en 2010 (*Carbon finance*) , soit **16,5 DT/ha** au prix de 2016. Au total, la valeur d'usage indirect est estimée à **36,9 DT/ha**.

4.3. Valeur d'option

La valeur d'option se réfère aux bénéfices d'usage futurs. La forêt constitue un potentiel de ressource qui pourrait être utilisé dans le futur. En effet, des activités d'apiculture et d'utilisation des plantes pour des usages aromatiques et médicinaux peuvent être développées. Toutefois, il convient de noter que l'administration a déployé des efforts importants dans le cadre de projets de développement intégré pour mieux valoriser les produits forestiers non ligneux, et qui n'ont abouti qu'à des résultats très timides (Daly-Hassen et Hamrouni, 2007). Aussi, les paysages forestiers constituent un potentiel écotouristique important dans le futur. Le tourisme écologique, le tourisme culturel, le tourisme de chasse et le sport confèrent au Jbel Serj son originalité de mise en valeur par l'existence de son aire protégée. Sur l'ensemble du massif, les naturalistes, les chercheurs multidisciplinaires et leurs étudiants peuvent pratiquer les prospections scientifiques de tout genre (Daly-Hassen et Hamrouni, 2007). Il n'y a pas eu d'évaluation de la disposition à payer pour les utilisations futures de ces bénéfices en Tunisie. En l'absence de ce type d'informations, cette valeur d'option n'a pas été évaluée.

4.4. Valeur d'existence et d'héritage

La valeur d'existence et d'héritage fait référence à la disposition à payer de la société afin d'assurer la conservation de l'écosystème pour les générations actuelles et futures. Sa valeur est estimée à travers les dépenses annuelles de l'Etat pour la conservation des forêts du pin d'Alep, en d'autres termes les dépenses de supervision et de gardiennage. En effet, l'administration forestière a fait appel à 400 gardiens dans la région de Siliana en 2010 (139 000 ha), ce qui correspond à 67 gardiens dans les forêts du bassin versant Siliana. En ajoutant les trois chefs de triage pour la supervision, ces dépenses sont estimées à 196900 DT pour le bassin versant Siliana au cours de l'année 2010. Cette valeur correspond à une moyenne de 8,4 DT/ha, soit **11,1 DT/ha** au prix de 2016.

4.5. Coûts de dégradation

Bien que les avantages que peuvent bien procurer les forêts du pin d'Alep aux bénéfices de l'homme sont nombreux, divers types de dégradation des ressources sont subis par l'action humaine à travers le surpâturage, la coupe de bois de feu, le défrichement, le recepage et même le dessouchage des espèces du sous-bois, en plus des incendies.

La conséquence de la déforestation est la perte de ces avantages par rapport à des gains limités, à l'exemple de celle observée lors de la période de la colonisation (Boudy, 1948). En effet, une surface de 98.000 ha de forêts a été déclassée entre 1925 et 1930 pour la création des exploitations agricoles. En plus de très vives réactions provoqués de la part des usagers, la production agricole reste limitée. Sur certains points, des exploitations assez prospères ont été créées, alors que dans beaucoup de cas, un échec a été observé sur des larges étendues, avec la disparition de massifs non suivi par une valorisation des terres défrichées (Boudy, 1948). Soulères en 1969 a souligné que ce n'est que depuis deux ou trois décennies que l'action de l'homme est si gravement ressentie par la forêt lié à un essor démographique relativement rapide. Ces délits continuent à avoir lieu jusqu'à maintenant. Ainsi, le nombre de délits observés en 2014 était de 1124 dans la région de Kasserine (surtout pour la coupe d'arbres et le défrichement), 368 au Kef (coupe d'arbres, labour et exploitation illégale notamment) et 293 délits à Siliana (surtout pour la coupe d'arbres et le défrichement). Le coût de dégradation a été estimé à 12,5 DT/ ha en 2016 (Croitoru et Daly-Hassen, 2015), réparti comme suit : surpâturage (2 DT/ha), incendies (6 DT/ha) et dégâts causés par la faune sauvage aux terres de culture (4,5 DT/ha).

4.6. Valeur économique totale des biens et services de la forêt

En agrégeant les valeurs précédentes, la valeur économique totale des forêts de pin d'Alep du BV Siliana est estimée à 180,5 DT/ha au prix de 2016. Les bénéfices atteignent une valeur de 193 DT/ ha et les coûts de dégradation sont estimés à 12,5 DT/ha. La valeur des bénéfices est composée des bénéfices d'usage direct (69%), des bénéfices d'usage indirect (25%), et des bénéfices de non usage (6%). Le fourrage constitue le principal bénéfice (46%) de la forêt en termes de valeur économique, suivi par la protection des sols contre la sédimentation (17%) (cf. figure 1). La valeur des biens et services rendus par la forêt bénéficie à la population locale en premier lieu à travers le fourrage et le bois de feu notamment (59%), à la société tunisienne par la protection des sols (17%), à la communauté globale à travers la séquestration du carbone et la conservation de la biodiversité en particulier (15%), et à l'Etat (9%) à travers la vente du bois sur pied et des droits d'exploitation du romarin et des graines du pin d'Alep. On peut ainsi conclure que le mode de gouvernance actuel est favorable à la population locale.

Si l'on extrapole cette valeur économique sur l'ensemble des forêts du pin d'Alep (356.000 ha), la valeur économique de biens et services fournis par ces forêts est estimée à 64,3 millions DT par an -prix 2016.

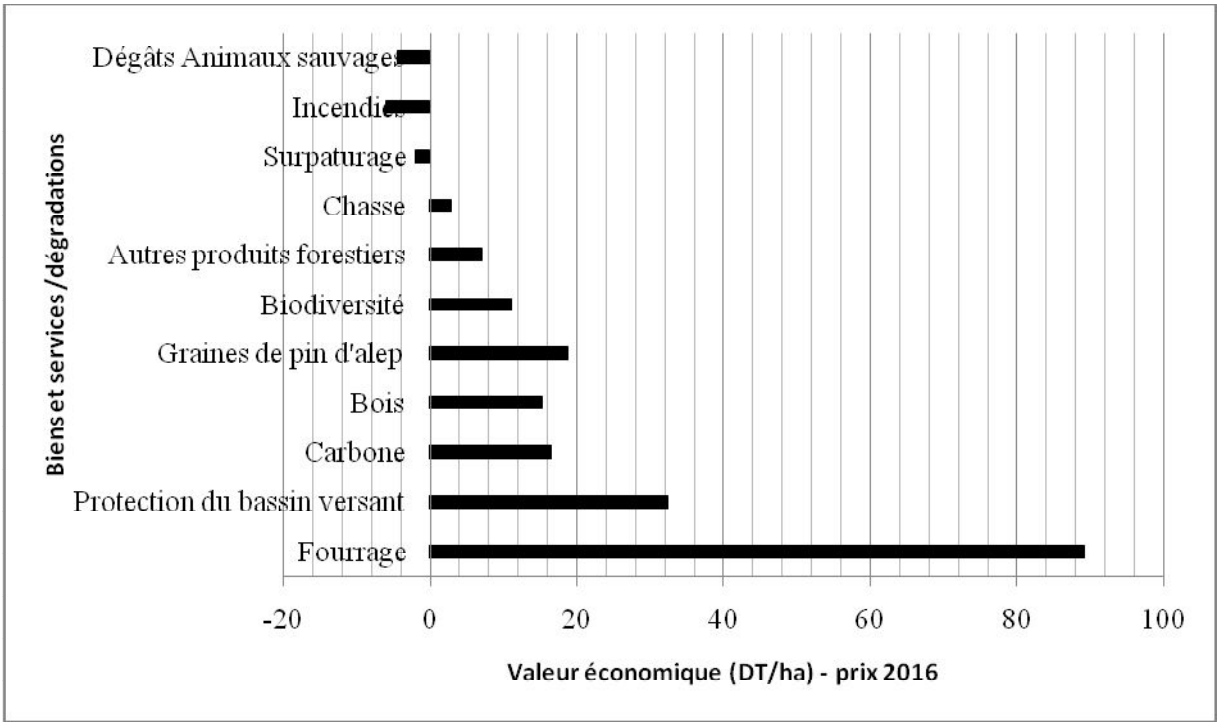


Figure 1. Valeurs économiques des biens et services fournis par les forêts du pin d'Alep du bassin versant Siliana

5. Rentabilité de la plantation de pin d'Alep

Les études existantes sur la rentabilité des plantations du pin d'Alep sont limitées, en plus, elles prennent en compte seulement les valeurs de quelques bénéfices : le bois et le fourrage dans certains cas. Les publications précédentes ont montré que le taux de rentabilité de la plantation de pin d'Alep est faible (inférieur au coût d'opportunité du capital), ce qui est expliqué par la faible production de bois et la longueur du cycle de production. Le taux de rentabilité interne (TRI) est égal à 5,8% en considérant les productions de bois et de fourrages (Daly-Hassen, 2001) dans les cas où une subvention est attribuée (50% des coûts des travaux de plantations). La rentabilité financière et économique des plantations forestières en général a été aussi analysée (DGF, 2001). En considérant seulement la production du bois, le taux de rentabilité interne a varié entre 1,8 et 2,1% pour l'analyse financière et entre 2,1% et 2,3% pour l'analyse économique selon le type de plantations mécanisées ou manuelles. La production de bois ne peut pas justifier à elle seule les coûts de plantations. Donc, il serait conseillé d'intégrer dans les travaux futurs les bénéfices fournis en termes de protection des eaux et des sols et de production de graines. Les indicateurs de rentabilité seraient nettement plus élevés en considérant l'ensemble de ces bénéfices.

Tableau 8. Indicateurs de rentabilité financière de quelques plantations de pin d'Alep

Région	***Kasserine***	***Zaghouan***
Taux de subvention (%)	50%	100%
Année d'installation	1999	1966
VAN (10%, 60 ans) - Prix 1999	-548 DT/ha	634 DT/ha
TRI	5,8%	-

Source : Daly-Hassen. 2001

6. Conclusion

La forêt du pin d'Alep fournit un ensemble d'avantages socio-économiques, contribuant à améliorer significativement le revenu d'une population pauvre vivant à proximité de ces forêts dans les régions intérieures du pays. La production de graines de zgougou contribue à satisfaire les besoins du pays même si la chaine de valeur des graines de zgougou est mal organisée. Toutefois, les ressources en bois sont sous-exploitées alors que la production de bois ne couvre qu'une très faible part des besoins du pays. La charge animale au niveau des forêts dépasse la capacité de production fourragère, causant leur dégradation progressive. Pour cela, il convient de réfléchir à la mise en place d'une stratégie efficace visant à améliorer le revenu à travers une meilleure exploitation et valorisation des ressources utilisant une approche multi-acteurs. En effet, la gestion forestière en Tunisie a toujours privilégié des objectifs techniques de conservation et de reboisement plutôt que des objectifs de rentabilité économique et de contribution des produits forestiers à l'économie locale et nationale. Il convient donc de réorienter les aménagements vers la production de graines en plus du bois et du fourrage, et d'adopter une approche de coordination d'actions privées et publiques avec la participation des populations locales au niveau des filières visant l'adéquation entre l'offre et la demande, la sécurité d'approvisionnement des entreprises, la certification et l'attribution d'une appellation d'origine, le soutien des initiatives de marketing, accompagnée d'outils de gestion et d'exploitation durable des ressources. Cette stratégie aura des retombées économiques et sociales importantes dans les zones les plus pauvres du pays par la création d'emploi saisonnier, en plus de sa contribution au financement du secteur forestier.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Messieurs Mohamed Mokhtar et Habib Kachouri (Régie d'Exploitation Forestière), Mr Chedli Karra (DGF) pour la fourniture des données et leur appui, ainsi que Mr Youssef Saadani pour la première révision de ce chapitre.

Références bibliographiques

Askri Z. 2008. *Contribution à l'évaluation de la séquestration du carbone par la subéraie et ses formations de dégradation et de substitution Kroumirie du NO de la Tunisie.* Mémoire de 3ème cycle, ENFI Salé.

Ayari A. 2012. *Effet des facteurs environnementaux sur la fructification du pin d'Alep (Pinus halepensis Mill.) en Tunisie*. Thèse de Doctorat. Faculté des Sciences de Tunis, 133p.

Ben Mansoura A., Garchi S. 2001. *Intégration de l'élevage en fonction du type du couvert ou d'utilisation des terres et de l'aridité en Tunisie*, projet PNM 1996, INRGREF.

Boudy P, 1948. *Economie forestière Nord-Africaine. Tome I : Milieu physique et milieu humain*. Editions Larose, Paris, 686 p.

Croitoru L., Daly-Hassen H., 2015. *Analyse des bénéfices et des coûts de la dégradation des forêts et parcours*, DGF/ Banque Mondiale , Tunis.

Dahmane M. 1986. Les produits du pin d'Alep en Tunisie. *Options Méditerranéennes*, 157-161.

Daly-Hassen H. 1998. Les perspectives de l'offre et de la demande de bois rond industriel en Tunisie à l'horizon 2015, *Annales de l'INRAT,* 71 : 275-296.

Daly-Hassen H. 2001. Evaluation financière du boisement privé: Analyse de quelques cas concrets. *Annales de l'INRGREF*. Numéro Spécial, (2001): 167-179.

Daly-Hassen H. et Hamrouni A. 2007. *Identification d'outils de gestion participative des ressources forestières*. Projet d'appui à une gestion durable des sols (GDS) à Siliana FEM/FIDA, CRDA Siliana

Daly-Hassen H., Khouaja A., Chebil A. 2004. Impact de la baisse des tarifs douaniers sur l'industrie de bois local en Tunisie, 3/2004, *NEW MEDIT, 3 (3) : 28-31.*

Daly-Hassen H., Croitoru L., Tounsi K., Aloui A. et Jebari S., 2012. *Evaluation économique des biens et services des forêts tunisiennes*. DGF/FAO, Tunis.

Daly-Hassen H., Kasraoui M., Karra C. 2014. Le bois industriel en Tunisie : aggravation de la dépendance extérieure malgré les reboisements. *Bois et Forêts des Tropiques*. N°322 (4), pp.29-37.

DGF. 1995. *Résultats du premier inventaire forestier en Tunisie*. MARH, Tunis.

DGF, 2001. *Stratégie nationale de développement forestier et pastoral*. DGF, Tunis

DGF, 205-2010. *Rapports annuels*, DGF, Tunis

DGF, 2010 a- *Aménagement des forêts de Harrigue Belloume à Kessra* DGF, Tunis

DGF, 2010 b- *Aménagement des forêts de Rous louizet à Bargou*, DGF, Tunis

DGF. 2010c. *Résultats du deuxième inventaire forestier et pastoral.* Ministère de la Défense Nationale, Ministère de l'Agriculture, des Ressources Hydrauliques et de la Pêche, et Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique, Tunis.

FAO, 2014. *Situation des forêts du monde. Mieux tirer parti des avantages socioéconomiques des forêts*, FAO, Rome. http://www.fao.org/3/a-i3710f.pdf.

Merlo M. et Croitoru L. (Eds), 2005. *Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value*. CABI Publication, Cambridge, Mass, USA, 406 p.

Ministère de l'Agriculture, 2013. *Annuaire statistique de la production agricole*, Ministère de l'Agriculture, Tunis

Régie de l'Exploitation Forestière. 2015. *Rapport Annuel*, Tunis.

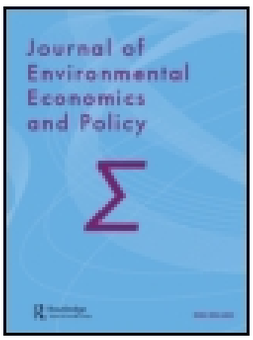
Sghaier T., Khaldi A., Khouja M.-L ; Nsibi R. 1997. Estimation du rendement en cônes et en graines de pin d'alep de la forêt de Ourcha (Tunisie), *Annales de Recherches Forestières*, T(30) :84-89.

Shröder K., Labidi A., Mezni F. 2014. *Analyse des chaînes de valeur des produits forestiers non ligneux en Tunisie: « Zgougou, lentisque et myrte »*. Rapport du projet Adaptation au changement climatique des politiques forestières dans la région MENA. GFA Consulting Group, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, 56p.

Soulères G., 1969. Le pin d'alep en Tunsie. *Annales de l'INRF*, Volume 2, fascicule 1, Tunis, 126 p.

Tounsi K. et Ben Mimoun A., 2012. *Etude sur la caractérisation de la population forestière en Tunisie*, DGF/FAO, 2012.

Vogt K.A., Vogt D.J., Palmiotto P.A., Boon P., O'hara J., Asbjornsen H., 1996. Review of root dynamics in forest ecosystems grouped by climate, climatic forest type and species. *Plant and Soil,* 187, 1996, pp. 159-219.



Routledge
Taylor & Francis Group

Journal of Environmental Economics and Policy

ISSN: 2160-6544 (Print) 2160-6552 (Online) Journal homepage: http://www.tandfonline.com/loi/teep20

Valuing trade-offs between local forest uses and environmental services in Tunisia

Hamed Daly-Hassen, Pere Riera, Robert Mavsar, Amira Gammoudi & Dolores Garcia

To cite this article: Hamed Daly-Hassen, Pere Riera, Robert Mavsar, Amira Gammoudi & Dolores Garcia (2017): Valuing trade-offs between local forest uses and environmental services in Tunisia, Journal of Environmental Economics and Policy, DOI: 10.1080/21606544.2017.1293566

To link to this article: http://dx.doi.org/10.1080/21606544.2017.1293566

Published online: 21 Feb 2017.

Submit your article to this journal

View related articles

View Crossmark data

Full Terms & Conditions of access and use can be found at
http://www.tandfonline.com/action/journalInformation?journalCode=teep20

Download by: [193.95.22.113] **Date:** 21 February 2017, At: 22:57

JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ECONOMICS AND POLICY, 2017
http://dx.doi.org/10.1080/21606544.2017.1293566

UKNEE UK Network of Environmental Economists
Routledge Taylor & Francis Group

Valuing trade-offs between local forest uses and environmental services in Tunisia

Hamed Daly-Hassen[a], Pere Riera[b], Robert Mavsar[c], Amira Gammoudi[d] and Dolores Garcia[e]

[a]National Institute for Agricultural Research of Tunisia (INRAT), Univerity of Carthage, Tunis, Tunisia; [b]Institute for Environmental Science and Technology (ICTA), Autonomous University of Barcelona, Bellaterra, Spain; [c]European Forest Institute (EFI), Joensuu, Finland; [d]National Institute for Research on Rural Engineering, Water and Forests (INRGREF), Ariana, Tunisia; [e]GRIT, Rovirai Virgili i University, Tarragona, Spain

ABSTRACT

Successive afforestation programmes undertaken in Tunisia have doubled the forest surface area in the last 50 years. A choice experiment exercise was used to estimate the social welfare associated with a plantation programme in Tunisia. The application dealt with different environmental services, and access of local users to the forest. The results show that having access to the forests for recreational activities has an average willingness to pay of 6.46 Tunisian dinar (TND) per person and year, for five years. In contrast, limiting access to the afforested areas for grazing and other uses decreases the overall welfare by 5.63 TND per person and year. An individual marginal value of 4.29×10^{-5} TND per ton of CO_2 sequestered was obtained. Furthermore, a 1% decrease of dam sedimentation is worth 2.16 TND per person and year. However, results are subject to heterogeneity, particularly regarding rural and urban populations. This paper highlights that preferences for environmental services depend on socio-economic attributes, the welfare of local users could lower due to restricted access to the forest. It was found that population heterogeneity influenced the valuation results and is to be considered in policy designs based on this type of studies.

ARTICLE HISTORY
Received 23 August 2016
Accepted 7 February 2017

KEYWORDS
Valuation; forest valuation; choice experiment

1. Introduction

Successive afforestation programmes were undertaken in Tunisia since the mid-twentieth century. As a result, the forest area in the country attained 1.2 million ha by 2010 (DGF 2010), which doubled the forest surface area the country had in 1962 (Auclair 2001). The last afforestation programme running from 2007 to 2011 aimed at increasing the forest area by 150,000 ha, with an estimated total cost of 150 million Tunisian dinar (TND) (MARH 2007), with 1 euro = 1.80 TND in 2008. During the period 2001–2010, forest investments constituted around 0.6% of all public investments used in Tunisia's development programmes (Ministry of Agriculture 2013).

It was expected that the new forests would increase the social welfare by providing additional environmental services, while on the other hand it could also result in increased costs related to the risk of forest fires and a land temporary access prohibition of local communities to protect young forest plantations. From an economic perspective, an afforestation programme would be desirable if the expected social benefits outweighed the expected social costs. Furthermore, it would be of interest to explore how the costs and benefits are distributed amongst the Tunisian population. The latter

CONTACT Hamed Daly-Hassen Hamed.daly1@gmail.com; Dalyhassen.hamed@iresa.agrinet.tn

© 2017 Journal of Environmental Economics and Policy Ltd

information would help decision makers understand how an afforestation programme would impact the redistribution of welfare.

Some studies have attempted to estimate the value of different forest services in Tunisia (Cesaro et al. 1998; Daly-Hassen and Ben Mansoura 2005; Daly-Hassen et al. 2012; Masiero, Pettenella, and Secco, 2016). Cesaro et al. (1998) used different methods to estimate benefits related to forestry and soil conservation projects in two watershed areas. The methods were benefit transfer for recreation, costs of reducing carbon emissions for carbon sequestration, and avoided loss of production for valuing reduced dam sedimentation and flooding risk. Also, Daly-Hassen and Ben Mansoura (2005) applied similar methods to assess recreation, soil erosion and carbon sequestration. The authors reported that, according to their estimates, the benefits accounted for less than half of those obtained from grazing and other non-wood products collected by local inhabitants. A third study focused on the generation of environmental benefits in Barbara watershed (World Bank 2010). The authors used market prices to estimate the value of carbon sequestration, and replacement costs for the provision of fresh water. More recently, Masiero, Pettenella, and Secco (2016) used the market price method to estimate values of wood, non-wood forest products, and carbon for Mediterranean countries.

The diversity of valuation methods applied makes the comparison of results difficult, even within the same study. Furthermore, in most cases the heterogeneity of preferences among different population groups was not explored; for instance, rural and urban populations may not share the same preferences with regard to the afforestation of the countryside. The spatial heterogeneity topic has been examined in different valuation studies, including forestry or forest related goods, and it is often regarded as of particular interest for policy making (see, for instance, Bateman 2002; Voces González, Díaz Balteiro, and López-Peredo Martínez 2010; Termansen, McCleanb, and Søndergaard Jensen 2013; Elberg Nielsen, Hedemark Lundhede, and Bredahl Jacobsen 2016).

Thus, the aim of this paper is twofold. First, to provide an estimation of the value and relative importance of a fairly large number of ecosystem services and impacts generated by a Tunisian afforestation programme – more specifically, biodiversity, carbon sequestration, erosion prevention, recreation – and risk of forest fires and limitation of access rights, as will be detailed later, using the same method, choice experiment (CE). The second aim is to explore whether there is a significant heterogeneity, particularly between the rural population where the afforestation is implemented and the urban inhabitants: non-market benefits can be perceived differently by the rural population, who may bear a burden from changes in their rights of access to the countryside.

The rest of the paper is organised as follows. Section 2 provides some background information on Tunisian forestry and a description of forest environmental services and other forest attributes. Section 3 describes the methodology and presents the survey application, questionnaire, and interviews. Section 4 summarises the main results of the study. Finally, Section 5 discusses the findings and highlights the main conclusions.

2. Background

In 2000, forest land in Tunisia covered a surface area of 1.1 million ha, which represents 7% of the country surface area (DGF 2010). Most forested area is under public ownership, while only a small fraction representing about 5% is privately owned. The main forest species are Aleppo pine (53%), cork oak (10%), acacia species (7%) and eucalypt species (6%). Forests are mainly located in the North and West of the country: 42% in the North-West, 26% in the North-East, 27% in the Centre-West, and 5% in the rest of the country (DGF 2010). The most important programmes of forest plantations were implemented between 1990 and 2010. In fact, the surface area of forest and shrubs has increased by 17,800 ha per year on average between 1990 and 2000, according to forest inventories (DGF 2010 and DGF 1995). This extension of forest area is located in the North-West (38%), Centre-West (27%), North-East (17%), South-West (8%), South-East (7%) and Centre-East (3%). In the South, and despite affecting a limited surface area in absolute terms, forest plantations have

contributed to multiply by six the initial surface area existing in 1990. During the last decade (between 2000 and 2010), a surface area of nearly 185,000 ha was planted with forest and pastoral tree species (FAO 2010).

The most important market products are cork and wood – their overall direct forest contribution to the gross domestic product (GDP) accounted for 0.02% in 2010 (Daly-Hassen et al. 2012). However, some products, like firewood, grazing, or forest fruits, are consumed locally without being transacted in a market. Furthermore, Tunisian forests provide other valuable services that generate welfare, but are not accounted in the country's GDP. Such provision is one of the purposes of the public forest management policy.

Afforestation programmes are paid from public funds, with the exception of some public–private partnership contracts. In the 1960s, the afforestation was mainly driven by the need of increased wood production. However, the low productivity of Tunisian forests has made this objective less prominent, and the official management priorities have been shifting from timber production to environmental protection, other non-wood forest goods production (cork, fruits, mushrooms, and alike) and recreation, especially in the 2000s (DGF/FAO 2005).

Afforestation programmes aim at improving soil protection, carbon sequestration, biodiversity, recreation, and forage production. Nevertheless, their implementation conveys a risk of forest fires, and implies restrictions on the access to local forest uses for the first 5 or 10 years (such as grazing, and the collection of firewood and non-wood forest products), to increase the survival probabilities of the young plantation. These ecosystem services and negative impacts are shortly described in the following paragraphs.

Soil erosion is considered an important environmental problem in Tunisia. It was estimated that erosion processes affected about 3 million ha in 2003 (MARH 2007). In this respect, dense forest cover can significantly contribute to mitigate the problem. Soil erosion on forested land is almost negligible, with an annual soil loss of 0.01–1.5 tons/ha (FAO 1994; Hadri and Tschinkel 1976), while on agricultural land the annual soil loss can ascend up to 24.6 tons/ha (Hadri and Tschinkel 1976).

Concerning carbon sequestration, forests help to reduce the quantity of carbon dioxide (CO_2) in the atmosphere. It was estimated that the total net emission of CO_2 in Tunisia for 2008 was 25.5 million tons, which is approximately 2.5 tons/habitant (ANME 2010). On the other hand, the average amount of CO_2 sequestered per ha of forest area was around 2.5 tons per year (DGF 2005), which approximately offsets the annual emissions of CO_2 per inhabitant.

Forest ecosystems are considered key habitats for some fauna and flora. There is evidence that larger forest areas tend to have more species diversity. For instance, Arrhenius proposed an equation in exponential form of the number of species in relation to the size of forest area that can be applied to plants and animals (Rosenzweig 2007). From this equation, it is estimated that the afforestation programme (150,000 ha) would increase the number of species by 2%.

In addition, there is an increased demand for recreational services in Tunisian forest. For example, the number of visitors to different parks has increased from 93,000 visitors in 1998 (Daly and Ben Mansoura 2005) to 110,000 visitors in 2014 (DGF personal communication), despite the administrative authorisation required.

Forest local communities living within or up to 5 km in the vicinity of forest areas, represent 7% of the total Tunisian population (750,000 people) (FAO/DGF 2012). Local inhabitants are officially designated as 'forest users', with some legal use rights, like the collection of deadwood and brushwood, grazing in permitted areas and non-commercial use of other forest products. Many rely on forest resources to fulfil most of their daily basic needs. Nearly, one-third of their income comes from the use of forest resources (grazing livestock, fuel wood and fruits collection, charcoal and honey production) and forest employment (FAO/DGF 2012). Forage provided by forests and woodlands constitute the most important income benefit, followed by remunerations from forest employment. Grazing, however, is restricted for the first 5–10 years together with other uses, to protect the young plantation, causing a temporary decrease of the benefits for the neighbouring population (most new plantations take place in grazing land). For the purpose of this paper, the rural

population is composed by people not living in cities, and includes the local forest communities. While the urban population (7.5 million in 2014, according to official statistics) can be interested directly in recreation, the rural population (3.5 million) is probably more concerned with the reduction of erosion and the direct use of forest goods.

Forest fires are a permanent threat for the forest stands. Nevertheless, the burnt surface areas are in continuous reduction, which can partly be explained by efficient firefighting measures. About 300,000 ha were burnt between 1900 and 1950, and 50,000 ha during the last 50 years (DGF, Internal database). Based on this trend, the burnt area would attain 2% of the planted surface area in the next 50 years, although the percentage could decrease if more resources are devoted to fire prevention and abatement.

3. Methodology

3.1. Choice experiment

CE is a valuation technique that is increasingly used to estimate the value of ecosystem services. CE is a survey-based valuation method that belongs to the group of stated preference methods (Hensher, Rose, and Greene 2005). This method conforms with the economic notion that the value placed on a good is a reflection of its characteristics or attributes (Lancaster 1966), which permits the estimation of the value of changes in these characteristics.

In the CE approach, goods are described as a collection of attributes. By varying the attribute levels, different good bundles (alternatives) are created. Survey respondents face different alternatives, usually with one of them representing the current state (BAU or business as usual) and the rest indicating possible scenarios with different levels of attributes. Typically, each alternative is appended with a monetary attribute, which represents an amount that would have to be allocated for the selected scenario. Alternatives, including BAU, that are presented to the respondent simultaneously, constitute a so called choice set. In the survey, respondents are asked to choose the most preferred alternative. Thus, when individuals make their choice, they implicitly reflect the trade-offs between the levels of the attributes in the different alternatives presented in a choice set, including the monetary cost attached to the alternative. In this study, each choice set was composed of BAU and two afforestation alternatives.

CE is based on the random utility maximisation (RUM) model (McFadden 1974). Under RUM, the indirect utility function for each respondent can be expressed as follows:

$$U_{ij} = V_{ij} + \varepsilon_{ij} \tag{1}$$

where U_{ij} is the utility of individual i for choosing alternative j, V_{ij} is the deterministic component of the utility, and ε_{ij} is a stochastic component that represents influences on individual choices that are not observed by the researcher but are known to the individual.

The probability P that any particular respondent prefers alternative j to any other alternative k in the choice set equals the probability that the utility of this alternative exceeds the level of utility associated with other alternatives (Louviere, Hensher, and Joffre 2000), i.e.

$$P_j = P\left(U_j > U_k\right) = P\left(V_{ij} + \varepsilon_j > V_{ik} + \varepsilon_k\right) = P\left(V_{ij} + \varepsilon_j - V_{ik} + \varepsilon_k\right) > 0; \forall j \neq k \varepsilon C \tag{2}$$

where C is a set of all possible alternatives.

Depending on the assumption of the distribution of (2), different regression models can be estimated, usually by means of a maximum-likelihood approximation (Louviere, Hensher, and Joffre 2000). The multinomial logit model is one of the commonly applied specifications used in CE exercises (Hensher, Rose, and Greene 2005; Kaval et al. 2016). A limitation of this model is that the selection from the choice sets must comply with the independence of irrelevant alternatives (IIA)

assumption (Louviere, Hensher, and Joffre 2000). This assumption states that the relative probabilities of two alternatives being selected are not affected by the presence or absence of other alternatives in the choice set. There are various statistical tests that can be applied to test the IIA assumption. Its compliance can be tested following, for example, Hausman and McFadden (1984). If a violation of the IIA assumption is observed, other statistical models can be applied, e.g. a nested logit model, a latent class model, or a random parameter logit model (Train 2003).

A random parameter or mixed logit model is a multinomial logit probability derivation. It is based on random coefficients, generalizing the conditional logit model by the introduction of unobserved preference heterogeneity through the parameters (Train 1998). The latent class approach probabilistically assigns individuals to classes, where preferences are heterogeneous across classes, but homogeneous within each class. A nested logit uses a hierarchical structure with different levels when modelling the reported choices, as explained in more detail below. All three models overcome the IIA problem, and cope with the type of heterogeneity discussed in this study a bit differently (Greene and Hensher 2003) – while the random parameter model does it by assuming a continuous distribution of the parameters, and the latent class model uses discrete classes to reach this objective, the nested logit model relies on the interactions among attributes and characteristics to capture the observed heterogeneity, adding the unobserved one to the error term.

In this study, a multinomial logit model was initially applied to detect the relationships between the attribute levels and the probability of choosing a particular alternative. The Hausman and McFadden (1984) test rejected the IIA assumption at the 0.1% significance level. To overcome the problem, the study focused on the alternative models. The one yielding the best statistical Akaike and Bayesian information criterion values in this particular study was the nested logit model.

A nested logit model is appropriate when the set of alternatives faced by a decision maker can be partitioned into subsets, called nests, where, for any two alternatives that are in the same nest, the ratio of probabilities is independent of the attributes or existence of all other alternatives, i.e. IIA holds within each nest. On the other hand, the ratio of probabilities for any two alternatives in different nests can depend on the attributes of other alternatives in the two nests, i.e. IIA does not hold in general for alternatives in different nests. For example, in this study it was assumed that respondents would consider the different afforestation alternatives as similar (see Figure 1); therefore, they could be placed into the same nest (IIA holds among them). Furthermore, the no afforestation alternative (BAU) was considered as different, with IIA not holding between this and the rest of the alternatives in the choice set. With this structure, there are only two choice alternatives at each level and the issue of 'irrelevant alternatives' is no longer a problem.

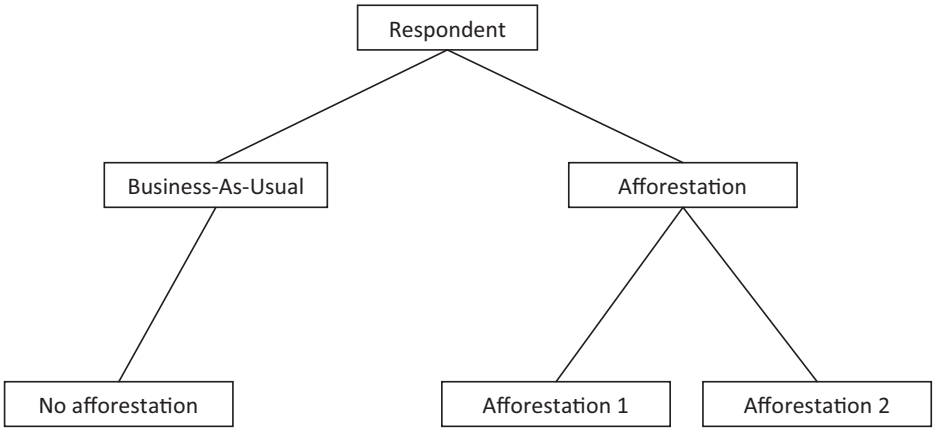


Figure 1. Structure of the used nested logit model.

Following the structure shown in Figure 1, it was further assumed that the selection of the preferred alternative was performed in two steps. In the first step (upper level), respondents choose whether they would support an increase in the forest area (afforestation) or rather to continue with BAU. In the second step (lower level), conditional on supporting the afforestation programme, the choice is between the two afforestation alternatives presented in the choice set.

The utility function associated with the upper-level choice was assumed to be dependent on the respondent's socio-economic characteristics, like age, gender, place of residence, income level, which can interact with the attributes, as detailed in Section 4. The utility function for the upper level can be written as

$$U(\text{BAU}) = \beta_{\text{GENDER}} \cdot \text{GENDER} + \beta_{\text{AGE}} \cdot \text{AGE} + \beta_{\text{SUPP}} \cdot \text{SUPPORT} + \beta_{\text{INCO}_{\text{L}}\text{OW}} \cdot \text{INCOME\_LOW} + \beta_{\text{NW}} \cdot \text{NW} + \beta_{\text{URB}} \cdot \text{URBAN}, \quad (3)$$

where U(BAU) denotes the utility obtained from BAU, and the β parameters express, in this instance, the impact of some socio-economic variables on the utility.

At the lower level, the utility associated with each of the afforestation alternatives was assumed to be influenced by the attributes and their corresponding levels. Thus, the utility for option j is given by

$$U_j = \beta_{\text{BIOD}} \cdot \text{BIODIVERSITY} + \beta_{\text{CARBON}} \cdot \text{CARBON} + \beta_{\text{FIRE}} \cdot \text{FIRE} + \beta_{\text{ERO}} \cdot \text{EROSION} + \beta_{\text{RECR}} \cdot \text{RECREATION} + \beta_{\text{ACCESS}} \cdot \text{ACCESS} + \beta_{\text{PAY}} \cdot \text{PAYMENT}. \quad (4)$$

Louviere, Hensher, and Joffre (2000) show that if price is one of the included attributes, estimates of consumers' surplus associated with the changes in the levels of another attribute can be derived from the estimated regression model. This is based on the interpretation of the parameter of price as the marginal utility of income. For example, the implicit value (willingness to pay) for attribute a in a linear additive specification is calculated as

$$p_a = -\beta_a / \beta_{\text{PAYMENT}}, \quad (5)$$

where β_{PAYMENT} is the parameter estimate of the price variable (in this case PAYMENT), and β_a is the parameter estimate for the attribute a. For non-linear specifications, see, e.g., Riera et al. (2012), and Mogas, Riera, and Bennett (2006) in a forestry application study.

3.2. Questionnaire

The questionnaire scenario was inspired on the XIth National Development Plan (2007–2011), an afforestation programme prepared by the Tunisian forest administration (MARH 2007). The questionnaire explained that the Tunisian administration was considering the afforestation of 150,000 ha of marginal agricultural land within the following five years. Following the Plan main purposes, the questionnaire was not focusing on the commercial wood production of the new native forests, but on other benefits, like reducing soil erosion, increasing carbon sequestration, enhancing biodiversity, and recreation. However, the implementation of the afforestation programme would restrict, for a certain period, the access to the afforested area. This would mostly affect the neighbouring population, limiting their use of forests for grazing and collection of fuel wood and other products. Additionally, the afforestation would convey a risk of forest fire. The first part of the questionnaire described these attributes. In addition, it was indicated that payments would be compulsory from next year and will be spread over 5 years for all Tunisian residents as a green tax.

The central part contained the choice questions. Table 1 summarises the choice set attributes included. Quantitative attributes erosion, CO_2, biodiversity and fire had three levels – the BAU level

Table 1. Attributes and levels of the choice exercise.

Attribute	Description	BAU (without programme)	With afforestation programme (intermediate situation and whole programme)
BIODIVERSITY	Increase of fauna and flora species by *x*%	0%	1%, 2%
CARBON	Carbon sequestered as produced by xxx residents per year	0	75,000, 150,000
FIRE	Percentage of planted area affected by forest fires in 50 years' time	0%	1%, 2%
EROSION	Reduction of negative impacts of erosion by x%	0%	4%, 8%
RECREATION	Possibility or not for allowing recreation activities in the planted forest areas	No	Yes, No
ACCESS	Possibility or not to access to the planted forest areas for grazing and other uses	No	Yes, No
PAYMENT	The required payment per person per year during 5 years for the afforestation programme	0 TND	10 TND, 20 TND, 30 TND, 40 TND

and two more – while Payment had four in addition to the zero payment for the BAU option. Qualitative attribute recreation and access to forest uses had two levels, reflecting whether the activities were allowed. The payment levels, expressed in local TND currency, were determined after a pilot study in which different amounts of willingness to pay were tested.

Each combination of attribute levels constitutes an alternative. Excluding the BAU levels there were 256 ($2^6 \times 4$) possible combinations. In order to make the survey easier to implement, a main-effects fractional factorial orthogonal design allowing for two-way interactions (Hensher, Rose, and Greene 2005) was implemented, reducing to 64 the number of alternatives to be included in the questionnaire. JMP software (SAS Institute Inc., Cary, NC, 1989–2007) was used to obtain the design, including the assignation of alternatives to each choice set. Figure 2 reproduces a choice set example with the BAU option and two afforestation alternatives (options A and B). Four different choice sets were presented to each respondent, yielding eight questionnaire versions. The final part of the questionnaire contained some debriefing and socioeconomic questions.

Table 2 shows the socioeconomic variables finally included in the model estimation.

3.3. Survey

Different versions of the questionnaire were tested in focus groups (resource persons, individuals) and a pilot survey (general population), in preparation for the final questionnaire. The main survey was implemented in Tunisia during 2008. Interviews were conducted face to face, with a typical duration of 25 min. Residents of 20 years of age or above were considered. The sample included a total of 558 individuals.

The sample followed a mixture of randomness selection and representative quotas of age brackets, gender, occupation, region/sub-region and territory of residence to attain representativeness. The interviewers visited rural and urban areas in different regions of the country, and attempted to fill the number of questionnaire by category combining random walks with quotas. Specifically, 63% of the sample was from urban areas, and 37% from rural areas. Regionally, 21% resided in Great Tunis, 14% in the North East, 15% in the North West, 21% in the Centre East, 14% in the Centre West, 8% in the South East, and 7% in the South West. Urban dwellers are more concentrated in the Great Tunis region (32%) and the East of the country (North East (13%), Centre East (26%), and South East (10%)). Rural dwellers, on the other hand, are mainly located in the North and the Centre of the country (North East (16% of the rural dwellers), North West (21%), Centre East (19%), and Centre west (26%)). Table 3 shows the correspondence between sample and population figures for different variables.

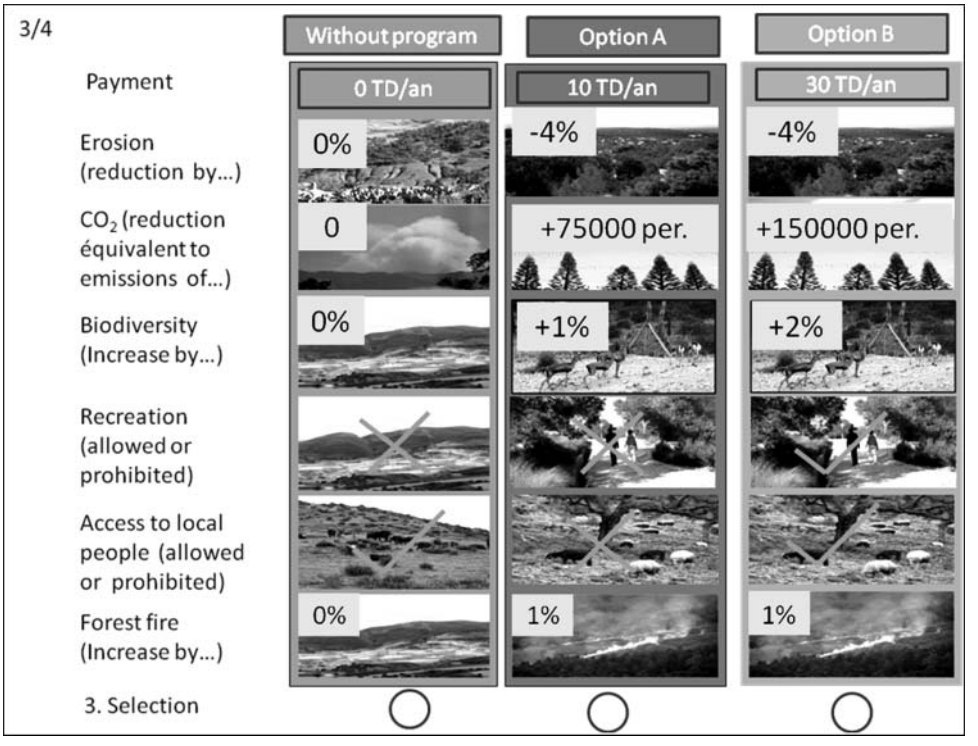


Figure 2. Choice set example from one of the questionnaires.

The sample also followed the proportion of economically active population. In 2004, Tunisia had a population of 6.2 million aged 20 or more years; the active population represented half of them. Interviews were conducted in Arabic.

4. Results

4.1. Descriptive analysis

Out of the 558 persons contacted, 21 did not complete the questionnaire. Additionally, 14 individuals refused the exercise or said not to be confident enough with their answers. Finally, 76 protested the payment scenario, because they considered it was the Government who should cover the cost with its current budget. Thus, 447 valid and completed interviews were obtained, which corresponds to 1788 choice sets.

The introductory part of the questionnaire inquired about the perception of afforestation programmes in general. Over 87% of respondents favoured some types of afforestation programmes,

Table 2. Dummy variables considered in the model.

Variable	Description	Levels
GENDER	Respondent's gender	Male = 1; female = −1
AGE	Respondent's age	in years
SUPPORT	Degree of a respondent's support towards the proposed afforestation programme	Scores from 1 to 5 (where Not at all = 1; Very much = 5)
URBAN	Respondent lives in urban or rural area	urban area = 1; rural area = 0
INCLOW	Respondent's net monthly income is lower than 200 TND	Yes = 1; No = 0
NW	Respondent lives in the north-western part of Tunisia, where the proposed afforestation would take place	Yes = 1; No = 0

Table 3. Socio-economic characteristics of the survey respondents.

Variable	Sample	Tunisia average
Age		
20–39	48%	54%
40–59	39%	31%
>60 years	13%	15%
Gender (in % of female resp.)	50.5%	51%
Location of residence		
Urban	63%	65%
Rural	37%	35%
Education		
No finished formal education (illiterate)	21%	23%
Elementary school	26%	37%
Secondary school	31%	32%
Higher education	22%	8%

Source: Institut National de la Statistique (2004).

with less than 2% feeling that afforesting could be disadvantageous. Nearly, 11% of respondents were indifferent or indecisive.

However, when dealing with the proposed specific and costly afforestation programme, the BAU (no afforestation) option was chosen by 41% of the respondents, when taking into account the payment requested – the rest opted for one of the offered afforestation alternatives. To better understand the selection of the BAU option, respondents were asked about the reason for not choosing a payment alternative. Some argued that they preferred to spend their money on other activities, while others claimed income-related reasons such as poverty, unemployment, or retirement (68% of them reported to have no income), or did not give a concrete answer.

4.2. Regression analysis

Table 4 reports the results of the nested logit model estimations. The attribute signs are in accordance with expectations and statistically significant at the 5% level. The results for the lower level utility function indicate that the selection of a given afforestation programme depended on the levels of biodiversity, carbon sequestration, erosion, forest fires, accessibility and recreation opportunities, and the payment amount. In particular, the positive coefficients for biodiversity, carbon sequestration and erosion protection indicate that respondents were more likely to select the afforestation alternatives when more plant and animal species, more carbon sequestration, and more erosion protection were provided. Also, the positive sign of the access and recreation coefficients indicate that those alternatives were more likely to be selected where access for wood collection and grazing, and recreation, was granted. On the other hand, respondents considered as less desirable the alternatives where forest fires affected larger areas, and the requested payment was higher. Finally, the negative sign of the interaction between biodiversity and lower level education (BIODIVERSITY x EDUCATION_LOW) indicates that illiterate respondents and those with no more than a primary school degree would obtain less utility from an increased number of animal and plant species than the rest of the respondents.

Furthermore, when choosing between BAU and the afforestation alternatives (upper level of the nested model), the following variables had a significant influence: respondent's gender, age, income level, and place of residence, as well as those who expressed support for an afforestation programme. It implies that men, younger respondents, respondents who expressed support for an afforestation programme, respondents with higher income levels (above 200 TND/month), and those living in urban areas or in the north-western part of Tunisia, were less likely to select the BAU option.

Table 4. Results of the nested logit model.

Attribute	Coefficient	Standard error	*p*-value
Attributes in the lower level utility functions			
BIODIVERSITY	0.413	0.144	0.004
CARBON	0.479×10^{-5}	0.119×10^{-5}	0.000
EROSION	0.098	0.025	0.000
FIRE	−0.326	0.112	0.003
RECREATION	0.293	0.043	0.000
ACCESS	0.256	0.079	0.001
PAYMENT	−0.045	0.006	0.000
BIODIVERSITY x EDUCATION_LOW	−0.606	0.153	0.000
Attributes of upper-level utility function			
GENDER	−0.516	0.107	0.000
AGE	0.035	0.003	0.000
SUPPORT	−0.434	0.053	0.000
INCOME_LOW	0.889	0.151	0.000
NW	−0.671	0.151	0.000
URBAN	−0.335	0.108	0.002
Instrumental variable parameters			
BAU		1.000 (fixed parameter)	
AFFORESTATION	0.458	0.100	0.000
Log L		−1730.825	
Adjusted pseudo R^2		0.117	
Number of observations		1788	

Note: *** denotes significance at 0.1% level. ** denotes significance at 1% level. * denotes significance at 5% level.

Overall, the significance of the instrumental variable parameters suggests that the specified model structure was appropriate.

The results reported in Table 4 suggest the presence of significant heterogeneity of preferences among the Tunisian population with regard to the proposed afforestation programme. The significant negative coefficient of NW indicates that residents in the north-western part of the country, where most of the afforestation takes place, were more likely to favour afforestation than the rest of Tunisians, probably because they are the ones benefiting the most from the programme. Heterogeneity of preferences can also be observed between the urban and rural population, with the former being less likely to select the BAU option when compared to rural residents.

To further analyse it, two separate models for the urban and rural population were estimated. They followed the same structure and contained the same variables than the general one reported in Table 4, with the logical exception of the URBAN variable. The comparison of the urban and rural model estimates (Table 5) reveals significant differences in the preferences between the two population groups with regard to carbon sequestration, erosion prevention and fire occurrence. In the urban model, the three variables are significant, which indicates that these attributes influenced the selection of the afforestation alternatives.

4.3. Marginal values and trade-offs

Table 6 reports the welfare estimates for the afforestation programme attributes. The marginal value for biodiversity indicates that, on average, individuals are willing to pay 9.09 TND per year, during five years, to increase in 1% the amount of fauna and flora species. An individual marginal value of 0.11 TND was obtained for the sequestration of the annual quantity of carbon emitted by one thousand persons (2469 tons of CO_2) or 4.29 10^{-5} TND per ton of CO_2 sequestered. Furthermore, to prevent erosion that would result in a 1% decrease of water dam capacities due to sedimentation is worth 2.16 TND per person and year, during five years. Having access to the afforested areas for recreation has an average annual value of 6.46 TND per person, while the value is 5.63 TND per

Table 5. Results of the nested logit models for the urban and rural population.

Attribute	Urban population	Rural population
Attributes in the lower level utility functions		
BIODIVERSITY	0.293 [0.145] *	1.182 [0.390] **
CARBON	0.605×10^{-5} [0.148×10^{-5}] ***	0.202×10^{-5} [0.208×10^{-5}]
EROSION	0.115 [0.030] ***	0.055 [0.044]
FIRE	−0.271 [0.132] *	−0.364 [0.214]
RECREATION	0.329 [0.052] ***	0.210 [0.077] **
ACCESS	0.231 [0.095] *	0.307 [0.143] *
PAYMENT	−0.044 [0.007] ***	−0.046 [0.012] ***
BIODIVERSITY x EDUCATION_LOW	−0.478 [0.161] **	−1.426 [0.397] ***
Attributes in the upper-level utility function		
GENDER	−0.355 [0.136] *	−0.803 [0.178] ***
AGE	0.032 [0.004] ***	0.036 [0.006] ***
SUPPORT	−0.444 [0.068] ***	−0.493 [0.086] ***
INCOME_LOW	0.807 [0.177] ***	0.985 [0.325] **
NW	−0.643 [0.200] **	−0.679 [0.236] **
Instrumental variable parameters		
BAU	1.000 (fixed parameter)	1.000 (fixed parameter)
AFFORESTATION	0.527 [0.130] ***	0.418 [0.161] **
Log L	−1118.453	−604.174
Adjusted pseudo R^2	0.122	0.120
Number of observations	1124	664

Note: Standard errors in square brackets. *** denotes significance at 0.1% level. ** denotes significance at 1% level. * denotes significance at 5% level.

year and person for granting access for grazing and other uses. Finally, the wellbeing per person would decrease by 7.18 TND on average if the area of Tunisian planted forests affected by fires would be of 1% for the next 50 years. Considering that the plantation programme of 150,000, the expression of these marginal values in TND per ha and year, during 5 years, would be: 827 TND/ha for biodiversity conservation, 786 TND for erosion prevention, 750 TND/ha for carbon sequestration, 294 TND/ha for recreation, −258 TND/ha for prohibiting access and −653 TND/ha for the reduction of forest fires.

The trade-offs among non-monetary attributes can also be obtained from the ratio of the coefficients of the variables involved. For instance, limiting the access to the new forests offsets a decrease of erosion by an additional 2.61%. This result shows the relative importance of the access for local users compared, for example, to erosion, which is one of the main explicit concerns of Tunisian forest development programmes.

Table 6. Willingness to pay (based on the delta procedure).

Attribute	Willingness to pay*			Units
	Mean	95% confidence interval		
		Lower interval level	Upper interval level	
BIODIVERSITY	9.09	2.80	15.38	Increasing the number of species by 1%
CARBON	0.11	0.05	0.16	Carbon sequestered as produced by 1000 residents per year
EROSION	2.16	1.20	3.12	Reduction of negative impacts of erosion by 1%
FOREST FIRES	−7.18	−11.67	−2.69	Planted area affected by forest fires by 1% in 50 years' time
RECREATION	6.46	4.37	8.55	Allowing recreation activities in the planted forest
ACCESS	5.63	2.12	9.14	Access to the planted forest for grazing and other forest uses

*Annual values per individual during 5 years, in 2008 TND.

5. Discussion and conclusions

The comparison between the values obtained here and those from previous studies is not straightforward, and has to be taken with caution given the differences in objectives and methods applied. Furthermore, in this study, the values are expressed in TND per person and year during 5 years, while in the available ones they are usually expressed in TND per ha, either as one-time payment or as a perpetuity. In general, however, the estimated values seem to be higher than the ones obtained by previous studies. The CE method accounts for use and non-use values, while other methods based on market prices and travel cost only capture user values. This could partly explain why the values obtained in this study are relatively higher than those obtained by other authors, except to some extent for recreation – a typical user value.

For example, translated into euros, the Tunisian population value a reduction of 1 ton of carbon at 162 euros per year in 2008 values during five years, according to the results, while it was estimated at 25 euros by Daly-Hassen and Ben Mansoura (2005) using a shadow price approach based on the benefits from reduced carbon emissions. On the other hand, the value here obtained for allowing recreation activities, 3.61 euros per person and year, during five years, is similar to the one obtained by a previous study by Aouididi (1996) using the Travel Cost Method: 3.41 euros, when expressed in 2008 values. Considering the entire Tunisian population, the value for the increase in biodiversity is 13.86 M euro per year, for five years, while it was estimated at 0.18 M per year, indefinitely, by Daly-Hassen and Ben Mansoura (2005) after using a cost-based method (cost of forest conservation and guarding). Similarly, the value of watershed protection is valued at 13.12 M euro per year while it was estimated to be 0.71 M per year using the damage cost avoided method (avoided losses to watershed capacity and agricultural yield). The large difference in value, even when accounting for the different annual reference (five years vs. perpetuity), highlights the discrepancy between using cost approaches or a welfare assessment, like with the CE methodology.

A similar CE application was performed in Spain in 2007 (Mavsar and Riera 2007; Mavsar and Farreras 2009). The Tunisian and Spanish studies used almost identical attributes (except for biodiversity), way to express the attribute units, and annual payment format, making them suitable for comparison. Table 7 reflects the values from both applications in euro of the base year, corrected by purchasing power parity. All values are higher for Spain, which may reflect the differences in priorities with respect to the environment, as well as socioeconomic differences between the two populations. However, the estimates for erosion, forest fires, and recreation, are relatively similar, which might be taken as a sign of consistency of the CE applications. Values for the access to the new forests differ more significantly. Nevertheless, they reflect different uses, with the Tunisian variable being of more specific interest to the neighbouring communities, and the Spanish one more related to recreation. The largest difference is with the value of sequestering a tone of CO_2, which differs in one order or magnitude.

Results also revealed some significant spatial differences. On average, the Tunisian urban population was found to consider carbon sequestration as a good, whereas the rural society tended to be

Table 7. Comparison of willingness-to-pay results.

	Willingness to pay*		
Attribute	Tunisia**	Spain***	Units
BIODIVERSITY	7.07	–	Increasing the number of species by 1%
CARBON	3.34×10^{-5}	41.6×10^{-5}	Sequestration of 1 t of CO_2
EROSION	1.68	3.81	Reduction of negative impacts of erosion by 1%
FOREST FIRES	−5.58	−8.85	Increase of burned forest area by 1%
RECREATION	5.02	7.31	Allowing recreation activities in the planted forest
ACCESS	4.38	13.34	Access for forest uses (mostly grazing in Tunisia, and mostly mushroom picking in Spain)

*Annual values per individual during 5 years, in 2008 euro.
**Values in euro, adjusted from TND to Spanish euro according to the purchasing power parity for GDP of the two countries.
***Values from Mavsar and Riera (2007) and Mavsar and Farreras (2009), adjusted for inflation to 2008.

indifferent. Likewise, urban respondents were more likely to select an alternative with higher levels of erosion prevention, and a lower fire risk, keeping the rest of the attributes equal. In contrast, rural respondents seemed to be indifferent to the levels of carbon sequestration, erosion prevention and forest fires. This may denote a current change in environmental perceptions that is not as vigorous in non-urban regions.

By their nature, different attributes have different time horizons. Payments were due in the first five years, coinciding with the main cost of planting. Grazing was to be temporarily banned to allow sprouts to grow into trees– which typically takes no more than 10 years – as explained in the questionnaire. Biodiversity, carbon sequestration, risk of fire, erosion prevention, and recreational enjoyment vary as the forest matures, and last for the duration of the forest life. The long lasting effects make these attributes both of use and non-use value to the respondents. As far as the new forests survive the surveyed individuals, they would be paying for their own enjoyment and for the one of future generations, and consequently, this altruism would be included in their preferences when stated the choices between alternatives.

When moving from the valuation application to an evaluation exercise, a proper cost–benefit analysis, or alike, should be considered, which is beyond the scope of this paper. However, a rough estimate suggests that a forestry programme of that type could yield a positive net social benefit. Evaluated at the highest levels of the attributes considered in the CE application, the total benefits of the programme would be around 29 million euros per year, during five years, while if only erosion control and carbon sequestration are considered, the figure would reduce to around 21.3 million euro. This and other benefits are to be compared against a plantation cost of 16.6 million euros per year, during the five years of the programme, and any other relevant costs. Again, to draw firm conclusions, this ought to be the subjected to a proper evaluation exercise, which is suggested as further research.

Since the exercise took place, the forest plan implementation set by the administration has not been as successful as intended. The annual rhythm of afforestation has slowed from 18,000 ha in 2001–2010 to 7500 ha in 2011–2015 (Daly-Hassen 2016). To a great extent, the slowness is due to problems with the administration and the economic policies, especially after the 2011 revolution. A weaker forest administration authority has led to a less effective territorial planning and management. Furthermore, there has been a lack of incentive policies for afforestation on private land. If this is to be overcome by the development and implementation of a national plan of afforestation and territorial development plans, together with attractive financing mechanism for private owners, the results of this study could be of practical interest to the authorities. They could be used to detail the location, type of species to be planted, and the forestry management scheme to be implemented, paying particular attention to access from the locals, and the compensatory amounts for the incentives, e.g. due to grazing prohibition in afforested areas – if the maximisation of the overall social welfare is to be considered.

Acknowledgments

The authors are grateful to an anonymous reviewer for his/her valuable comments.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

Funding

This work was funded in the frame of the research project ‘Valuation of forest environmental services in Spain and Tunisia’ of the Spanish Agency for International Cooperation (AECI) and the Tunisian Ministry of High Education, Research and Technology.

References

Aouididi, A. 1996. *Evaluation économique du parc national de l'Ichkeul*. Tunis: Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire.

Auclair, L. 2001. "Population et désertification en Tunisie au cours du XXe siècle." In *Régulations démographiques et environnement, actes des 6èmes journées démographiques de l'ORSTOM*, edited by L. Auclair, P. Gubry, M. Picouet, F. Sandron, 237–245. Paris: Paris (FRA), IRD, CEPED.

Agence Nationale pour la Maîtrise de l'Energie (ANME). 2010. K*it sur les changements climatiques et l'énergie*, Vol. 45. Tunis: ANME.

Bateman, I. 2002. "Applying Geographical Information Systems (GIS) to Environmental and Resource Economics." *Environmental and Resource Economics* 22 (1–2): 219–269.

Cesaro, L., V. Cistulli, M. Merlo, and D. Pettenella. 1998. "A Step-wise Procedure to Costs and Benefits Analysis (CBA) of Forestry and Soil Conservation Investments in the Mediterranean Watersheds." In *Future Forest Policies in Europe – Balancing Economic and Ecological Demands,* edited by I. Tikkanen, P. Pajari, 149–167. EFI Proceedings, Vol. 22. Joensuu: European Forest Institute.

Daly-Hassen, H. 2016. *Tunisia Case Study in FAO (Food and Agriculture Organization), The State of the World's Forests*. Rome: SOFO, FAO.

Daly-Hassen, H., and A. Mansoura Ben. 2005. "Case of Tunisia." In *Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value*, edited by M. Merlo and L. Croitoru, 105–122. Wallingford: CABI Publishing.

Daly-Hassen, H., L. Croirtoru, K. Tounsi, A. Aloui, and S. Jebari. 2012. *Evaluation économique des biens et services des forêts tunisiennes* [Economic valuation of Tunisian forest goods and services], Vol. 87. Tunis: DGF/FAO.

DGF (Direction Générale des Forêts). 1995. *Résultats du premier inventaire forestier national en Tunisie* [Results of the first forest inventory in Tunisia]. Tunis: DGF.

DGF (Direction Générale des Forêts). 2005. *Afforestation Clean Development Mechanism (CDM) Projects in Tunisia* [Afforestation clean development mechanism (CDM) projects in Tunisia]. Tunis: DGF.

DGF (Direction Générale des Forêts). 2010. *Résultats du deuxième inventaire forestier et pastoral national* [Results of the second national forest and pastoral inventory]. Tunis: DGF.

DGF (Direction Générale des Forêts), FAO (Food and Agriculture Organization). 2005. *Analyse du processus et formulation du Programme Forestier National, Tunisie*. Tunis: Examen de la Situation Actuelle.

Elberg Nielsen, A.S., T. Hedemark Lundhede, and J. Bredahl Jacobsen. 2016. "Local Consequences of National Policies – A Spatial Analysis of Preferences for Forest Access Reduction." *Forest Policy and Economics* 73: 68–77.

FAO (Food and Agriculture Organization). 1994. *Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES)* [Introduction to the conservative management of water, biomass and soil fertility]. Vol. 70, 243. Bulletin pédagogique de la FAO. Rome: FAO.

FAO (Food and Agriculture Organization). 2010. *Forest Resources Assessment 2010*. National report in French. Rome: FAO.

FAO (Food and Agriculture Organization), DGF. 2012. *Etude sur la caractérisation de la population forestière, elaboré par Tounsi, K., Ben Mimoun, A* [Study on the characterization of the forest population, conducted by Tounsi, K and Ben Mimoun, A]. Tunis: FAO.

Greene, W.H., and D.A. Hensher. 2003. "A Latent Class Model for Discrete Choice Analysis: Contrasts with Mixed Logit." *Transportation Research B* 37: 681–698.

Hadri, H., and H. Tschinkel. 1976. *Hydrologie de trois petits bassins versants caractérisés par une utilisation différente du sol* [Hydrology of three small watersheds characterized by different land uses]. Tunis: INRF.

Hausman, J.A., and D. McFadden. 1984. "Specification Tests for the Multinomial Logit Model." *Econometrica: Journal of the Econometric Society* 52 (5): 1219–1240.

Hensher, D.A., J.M. Rose, and W.H. Greene. 2005. *Applied Choice Analysis: A Primer*. Cambridge: Cambridge University Press.

INS (Institut National de la Statistique). 2004. *General census of population and housing.* Tunis, Tunisia: INS.

Kaval, P., L. Madureira, P.A. Mahieu, J. Meyerhoff, R. Mavsar, P. Riera, and B. Rulleau. 2016. "Stated Preference Guidelines," In *Valuation of Forest Ecosystem Services. A Practical Guide*, edited by P. Riera, G. Signorello. Oklahoma: Books2Read. Chapter 1.

Louviere, J., D.A. Hensher, D. Joffre. 2000. *Stated Choice Methods. Analysis and Application.* Cambridge: Cambridge University Press.

Lancaster, K., 1966. "A New Approach to Consumer Theory." *Journal Policy Economy* 74 (2): 132–157.

MARH (Ministry of Agriculture and Water Resources). 2007. *The 11th Plan of Economic and Social Development*, 76. Sector of Agriculture and Fisheries, in Arabic. Tunis: MARH.

Masiero, M., D.M. Pettenella, and L. Secco. 2016. "From Failure to Value: Economic Valuation for a Selected Set of Products and Services from Mediterranean Forests." *Forest Systems* 25 (1): e051. http://dx.doi.org/10.5424/fs/2016251-08160

Mavsar, R. and V. Farreras. 2009. "A Choice Modeling Approach to Value a Fire Prevention Program in Catalonia (Spain)." Proceedings of the Third International Symposium on Fire Economics, Planning, and Policy: Common

Problems and Approaches, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-227 (English). Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 137–150.
Mavsar, R., and P. Riera. 2007. *Valoración Económica de las Principales Externalidades de los Bosques Mediterráneos Españoles: Informe final*. España: Ministerio de Medio Ambiente.
McFadden, D. 1974. "Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behavior." In *Frontiers of Econometrics*, edited by P. Zarembka, New York, NY: Academic Press.
Ministry of Agriculture. 2013. *Economic Budget for the year 2013: Agriculture and Fisheries*, in Arabic. Tunis, Tunisia: Ministry of Agriculture.
Mogas, J., P. Riera, and J. Bennett. 2006. "A Comparison of Contingent Valuation and Choice Modeling with Second-Order Interactions." *Journal of Forest Economics* 12 (1): 5–30.
Riera, P., G. Signorello, M. Thiene, P.A. Mahieu, S. Navrud, P. Kaval, and B. Rulleau et al., 2012. "Non-Market Valuation Good Practice Guidelines Proposal for Forest Goods and Services." *Journal of Forest Economics* 18 (4): 259–270.
Rosenzweig, M.L. 2007. La biodiversité en équation. *Les dossiers de la Recherche* 28: 20–24.
Termansen, M., C.J. McCleanb, F. Søndergaard Jensen. 2013. "Modelling and Mapping Spatial Heterogeneity in Forest Recreation Services." *Ecological Economics* 92: 48–57.
Train, K. 1998. "Recreation Demand Models with Taste Variation." *Land Economics* 74 (2): 230–239.
Train, K. 2003. *Discrete Choice Methods with Simulation*. New York, NY: Cambridge University Press.
Voces González., L. Díaz Balteiro, and E. López-Peredo Martínez. 2010. "Spatial Valuation of Recreation Activities in Forest Systems: Application to Province of Segovia (Spain)." *Forest Systems* 19 (1): 36–50.
World Bank. 2010. *La génération des bénéfices environnementaux pour améliorer la gestion des bassins versants en Tunisie, rapport no 50192 – tn* [The generation of environmental benefits to improve the management of watersheds in Tunisia. Report 50192 – tn]. Washington, DC: World Bank.

Available online at www.sciencedirect.com

ScienceDirect

Current Opinion in Environmental Sustainability

Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach

Unai Pascual[1,2,3], Patricia Balvanera[4], Sandra Díaz[5,6], György Pataki[7], Eva Roth[8], Marie Stenseke[9], Robert T Watson[10], Esra Başak Dessane[11], Mine Islar[12], Eszter Kelemen[13,14], Virginie Maris[15], Martin Quaas[16], Suneetha M Subramanian[17], Heidi Wittmer[18], Asia Adlan[19], SoEun Ahn[20], Yousef S Al-Hafedh[21], Edward Amankwah[22], Stanley T Asah[23], Pam Berry[24], Adem Bilgin[25], Sara J Breslow[26], Craig Bullock[27], Daniel Cáceres[28,29], Hamed Daly-Hassen[30], Eugenio Figueroa[31], Christopher D Golden[32], Erik Gómez-Baggethun[24,33,34], David González-Jiménez[4,35], Joël Houdet[36], Hans Keune[37,57], Ritesh Kumar[38], Keping Ma[39], Peter H May[40], Aroha Mead[41], Patrick O'Farrell[42], Ram Pandit[43], Walter Pengue[44], Ramón Pichis-Madruga[45], Florin Popa[46], Susan Preston[47], Diego Pacheco-Balanza[48], Heli Saarikoski[49], Bernardo B Strassburg[50,51,52], Marjan van den Belt[53], Madhu Verma[54], Fern Wickson[55] and Noboyuki Yagi[56]

Nature is perceived and valued in starkly different and often conflicting ways. This paper presents the rationale for the inclusive valuation of nature's contributions to people (NCP) in decision making, as well as broad methodological steps for doing so. While developed within the context of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), this approach is more widely applicable to initiatives at the knowledge–policy interface, which require a pluralistic approach to recognizing the diversity of values. We argue that transformative practices aiming at sustainable futures would benefit from embracing such diversity, which require recognizing and addressing power relationships across stakeholder groups that hold different values on human nature-relations and NCP.

Addresses
[1] Basque Centre for Climate Change, Sede Building 1, 1st floor, Scientific Campus of the University of the Basque Country (UPV-EHU), Leioa 48940, Bilbao, Spain
[2] Ikerbasque, Basque Foundation for Science, María Díaz Haro, 3, 48013 Bilbao, Spain
[3] University of Cambridge, Department of Land Economy, 16-21 Silver St., Cambridge CB3 9EP, UK
[4] Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad—IIES, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Morelia, Mexico
[5] Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV-CONICET), Córdoba, Argentina
[6] FCEFyN, Universidad Nacional de Córdoba, CC 495, 5000 Córdoba, Argentina
[7] Department of Decision Sciences Corvinus Business School, Corvinus University of Budapest & Environmental Social Science Research Group—ESSRG, Budapest, Fővám tér 8 1093, Hungary
[8] Department of Environmental and Business Economics, University of Southern Denmark, Niels Bohrs Vej 9-10, DK-6700 Esbjerg, Denmark
[9] Department of Economy and Society, University of Gothenburg, Box 625, 405 30 Gothenburg, Sweden
[10] Tyndall Center Department of Environmental Sciences, University of East Anglia, UK
[11] Project House, Moda Caddesi Borucu Han no: 20/204 Kadıköy, Istanbul, Turkey
[12] Centre for Sustainability Studies, Lund University, Box 170, 221 00 Lund, Sweden
[13] Environmental Social Science Research Group—ESSRG Ltd., Rómer Flóris u. 38, Budapest, Hungary
[14] Department of Decision Sciences, Corvinus University of Budapest. 1093 Budapest, Fővám tér 8, Hungary
[15] Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive—CNRS, 1919 Route de Mende, Montpellier, France
[16] Department of Economics, Kiel University, Wilhelm-Seelig-Platz 1, Kiel, Germany
[17] International Institute of Global Health & Institute for the Advanced Study of Sustainability, United Nations University, UNU-IAS, Jingu mae, Shibuya ku, Tokyo, Japan
[18] Department of Environmental Politics, Helmholtz-Centre for Environmental Research—UFZ, Permoserstraße 15 04318, Leipzig, Germany
[19] Institute of Environmental Studies, University of Khartoum, B.O. Box 321, Ghamhoria Street, Khartoum, Sudan
[20] Korea Environment Institute, 613-2 Bulgwang-dong Eunpyeong-gu, Seoul 122-706, South Korea

[21] Center of Excellence for Wildlife Research, King Abdulaziz City for Science & Technology, P.O. Box 6086, Riyadh, Saudi Arabia
[22] Center for Environmental Governance, P.O. Box LG 376, Legon, Accra, Ghana
[23] School of Environmental and Forest Sciences, University of Washington, College of the Environment, 352100, Seattle, WA 98195, USA
[24] Environmental Change Institute, University of Oxford, Dyson Perrins Building, South Parks Road, Oxford OX1 3QY, UK
[25] Ministry of Forestry and Water Affairs of Turkey, 06560 Ankara, Turkey
[26] Centre for Creative Conservation, University of Washington, Box 355674, Seattle, WA 98195, USA
[27] School of Architecture, Planning and Environmental Policy, University College Dublin, UCD, Belfield, Dublin 4, Ireland
[28] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET) Córdoba, Argentina
[29] Department of Rural Development,Universidad Nacional de Córdoba—UNC, Av. Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina
[30] National Institute for Agricultural Research of Tunisia (INRAT), University of Carthage, Rue Hedi Karray, 2080 Ariana, Tunisia
[31] Department of Economics, University of Chile, Diagonoal Paraguay 257 Of. 1501, Santiago 833015, Chile
[32] Department of Environmental Health, Harvard T.H. Chan School of Public Health, 677 Huntington Ave., Boston, MA 02215 USA
[33] Department of International Environment and Development Studies, Norwegian University of Life Sciences—NMBU, P.O. Box 5003, N-1432 Ås, Norway
[34] Norwegian Institute for Nature Research—NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, Norway
[35] Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmBH, Av. Insurgentes Sur 813 piso 4, C.P. 03840 Ciudad de México, Mexico
[36] The Albert Luthuli Centre for Responsible Leadership, Faculty of Economic and Management Sciences, University of Pretoria, Corner of Lynnwood Road and Roper Street, Hatfield, 0083 Pretoria, South Africa
[37] Belgian Biodiversity Platform & Research Institute for Nature and Forest (INBO), Kliniekstraat 25, 1070 Brussels, Belgium
[38] Wetlands International, A-25, Defence Colony, New Delhi 110024, India
[39] State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, 20 Nanxincum, Xiangshan, Haidian District, Beijing 100093, China
[40] Programa de Pós-Graduação de Ciências Sociais em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade—Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rodovia BR 465, Km 07, Seropédica, RJ 23890-000, Brazil
[41] Commission on Environmental, Economic and Social Policy, IUCN, Wellington, New Zealand
[42] Biodiversity and Ecosystem Services, Natural Resources and the Environment Research Groups, Council for Scientific and Industrial Research—CSIR, P.O. Box 320, Stellenbosch 7599, South Africa
[43] School of Agricultural and Resource Economics, The University of Western Australia, 35 Stirling Highway, Crawley, Western Australia 6009, Australia
[44] Area de Ecología—Instituto del Conurbano, Universidad Nacional de General Sarmiento, Juan María Gutiérrez 1150, 1613 Los Polvorines, Buenos Aires, Argentina
[45] Centro de Investigaciones de la Economía Mundial—CIEM, Calle 22, No. 309 entre 3ra y 5ta Avenida, Miramar, Habana 13 C.P. 11300, Cuba
[46] DG Regional and Urban Policy, European Commission, Avenue de Beaulieu 5, B-1049 Brussels, Belgium
[47] National Biodiversity Policy, Government of Canada, Canada
[48] Deputy Minister of Planning for Development, Plurinational State of Bolivia, La Paz, Bolivia
[49] Environmental Policy Centre, Finnish Environment Institute, Mechelininkatu 34A, Helsinki, Finland
[50] Rio Conservation and Sustainability Science Centre—CSRio, Department of Geography and the Environment, Pontifícia Universidade Católica, Rua Marquês de São Vicente, 225, Gávea, Rio de Janeiro, Brazil
[51] International Institute for Sustainability, Estrada Dona Castorina 124, Rio de Janeiro, Brazil
[52] Department of Biological Sciences, Federal University of Rio de Janeiro, Av. Pedro Calmon. n° 550, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, Brazil
[53] Victoria University of Wellington, New Zealand
[54] Indian Institute of Forest Management, Box 357, Nehru Nagar, Bhopal, India
[55] Society, Ecology and Ethics Department, GenØk Centre for Biosafety, Siva innovasjonssenter, P.O. Box 6418, 9294 Tromsø, Norway
[56] Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, 1-1-1 Yayoi Bunkyo-ku Tokyo, Japan
[57] Faculty of Medicine and Health Sciences, Belgium University of Antwerp. Drie Eiken – gebouw R R.3.07, Universiteitsplein 1, 2610 Wilrijk, Belgium

Corresponding author: Pascual, Unai (unai.pascual@bc3research.org)

Current Opinion in Environmental Sustainability 2017, **26–27**:7–16

This review comes from a themed issue on **Open issue, part II**

Edited by **Eduardo S Brondizio**, **Rik Leemans** and **William D Solecki**

Received 20 July 2016; Revised 22 November 2016; Accepted 10 December 2016

http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006

1877-3435/© 2017 Published by Elsevier B.V.

Introduction

Nature and its contributions to a good quality of life are often perceived and valued by people in starkly different and often conflicting ways [1,2]. People perceive and judge reality, truth, and knowledge in ways that may differ from the mainstream scientific lens [3]. Hence, it is critical to acknowledge that the diversity of values of nature and its contributions to people's good quality of life are associated with different cultural and institutional contexts [4] and are hard to compare on the same yardstick [5,6]. Conflicts over values often affect decision making as well as the way sustainability is conceived [7•]. Further, such value conflicts interfere with effective and equitable decisions about nature and its contributions to people.

The conceptual framework of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) identifies three inclusive elements in the interaction between human societies and the non-human world, among others: nature, nature's benefits to people, and a good quality of life [8••,9]. This paper zooms into the values ascribed to *nature's contributions to people* (hereafter NCP), given that they are the conduit between

nature and a good quality of life.[1] The IPBES category of NCP, is defined here as all the positive contributions, or benefits, *and* occasionally negative contributions, losses or detriments, that people obtain from nature. It resonates with the original use of the term ecosystem services in the MA [10], and goes further by explicitly embracing concepts associated with other worldviews on human–nature relations and knowledge systems (*e.g.* 'nature's gifts' in many indigenous cultures) [8••].

Emphasis in the consideration of diverse values of NCP to inform policies and everyday practices can be placed, for example on food and feed; on protecting the evolutionary processes of biodiversity and the continued functioning of ecosystems; or on honouring the Earth as a sacred living being or on maintaining harmonic relationships between people and nature [11••]. Farmers may value the food they produce in different ways, for example by considering it to be a pure market commodity, which produces a financial benefit, or as an integral part of their continued cultural identity and self-determination. Further, the same farmers may also hold conflicting and evolving values about the food they produce. Hence, the ways in which values are understood, acknowledged, and addressed in practice are complex and have impact on decisions that may affect both present and future outcomes.

The interplay of different worldviews and values associated with NCP produces equally diverse perspectives on aspects pertaining to for instance conservation, equity, resilience and ways of achieving sustainable development goals. However, this wide spectrum of values through which people attribute meaning and importance to NCP is rarely recognized or explicitly taken into account in decision making. Identifying such diversity of values of individuals and social groups is often challenging. But not doing so can undermine the very objectives of those decisions and produce unsustainable outcomes [12]. Better understanding and recognition of the suite of values associated with NCP is thus crucial in sustainability science [7•].

In order to recognize and make visible the diversity of values of NCP and incorporate this diversity into decision making processes, IPBES has developed a guide [13••]. Here, we present the rationale for an inclusive incorporation of the diversity of values of NCP in decision making, as well as a (non-prescriptive) set of methodological steps for doing so. While developed within the context of the IPBES, this approach is more widely applicable to initiatives at the knowledge–policy interface that require a pluralistic approach to the diversity of values underpinning nature–human relationships.

Unpacking the value of 'nature's contributions to people' (NCP)

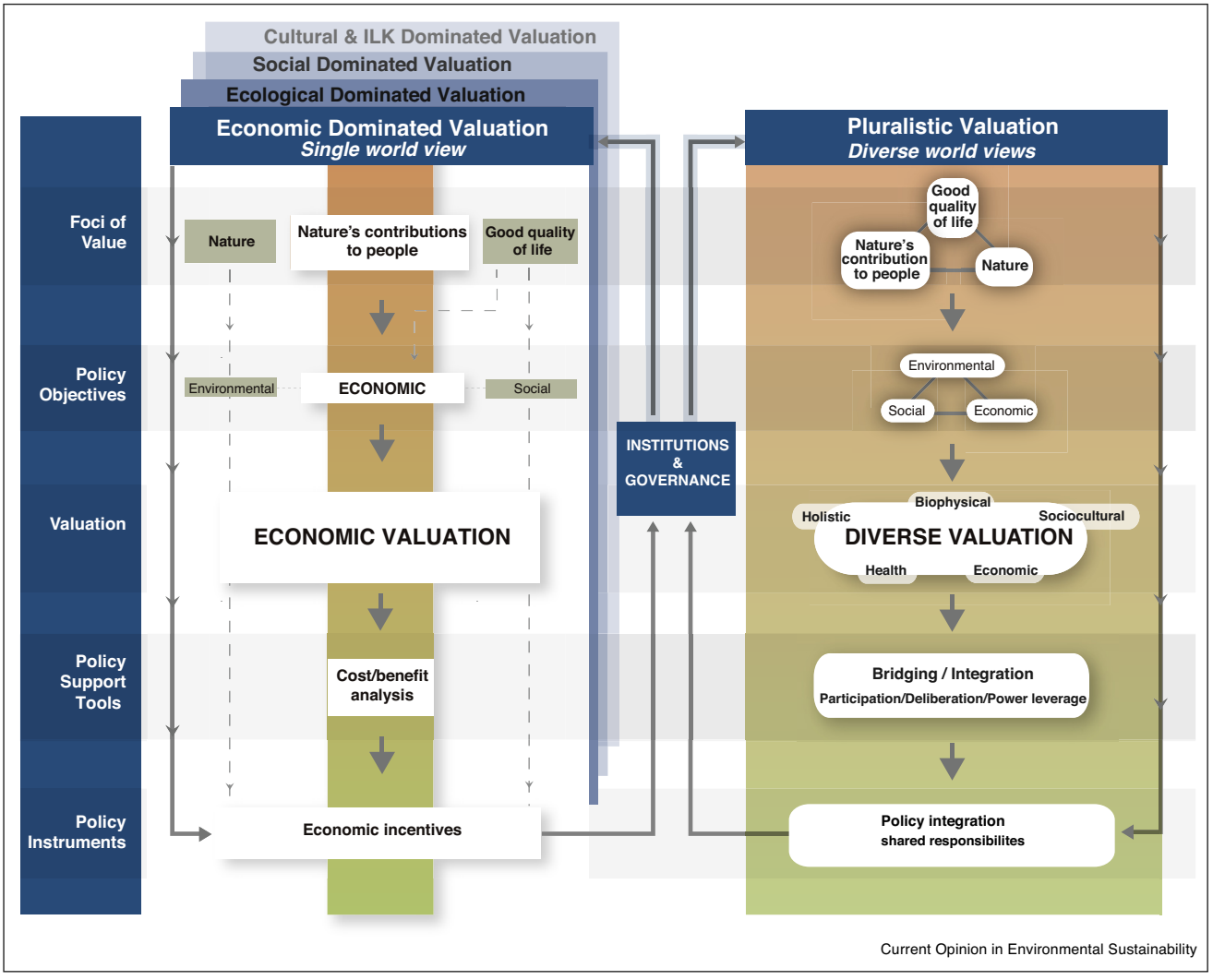
The word 'value' can refer to a *principle* associated with a given worldview or cultural context, a *preference* someone has for a particular state of the world, the *importance* of something for itself or for others, or simply a *measure*. These different meanings of 'value' can be linked, for example when ethical *principles* lead one to assign *importance* to different aspects of NCPs, and to have a *preference* for a specific course of action, which in turn can be *measured* by an appropriate valuation tool. It is important not to conflate these meanings. For example, the biophysical *measure* of how much tropical forest provides habitat to wildlife is only one proxy for the *importance* of forest in terms of its potential for habitat creation from an ecological viewpoint. In the same way, from an economic perspective, individuals' demand (*e.g.* willingness to pay) for the survival of wildlife is just one way to capture people's *preference* orderings where protecting wildlife yields NCP that can be associated, with for instance, inspiration and cultural identity connections, often related to non-use (existence and bequest) values [14].

While ways to integrate these unidimensional values are actively being developed and reported in the literature (*e.g.* [14,15]), this is seldom explicitly reflected in the sustainability science-policy arena. The dominant discourses and approaches tend to emphasize the dichotomy between instrumental (*i.e.* values of living entities as means to achieve human ends, or satisfy human preferences), vs. intrinsic (*i.e.* values inherent to nature, independent of human judgement) dimensions of nature [11••,16]. Hence, much of the policy discourse on the need for valuation of NCP heavily relies on either a unidimensional value lens (*value-monism*) that derives from a utilitarian economic perspective or an environmental ethics stance of nature–human relationships, strengthening the instrumental vs. intrinsic dichotomy. Depending whether a unidimensional or a more diverse (*value pluralism*) lens is applied, policy objectives, as well as policy instruments will be determined differently through formal and informal institutions, which themselves co-evolve with such value systems.

Figure 1 illustrates the contrast between the use of unidimensional value framings, for example economic, socio-cultural, and ecological (left panel), with the application of a more integrated approach that aims at bridging different value dimensions (right panel), associated with value pluralism. Here, we use the example of utilitarian value ethics based on individual self-interested behaviour, often associated with a belief in material economic growth as the basis for a good quality of life, which should

[1] The IPBES conceptual framework as presented in Díaz *et al.* [8••] used the expression 'nature's benefits to people'. The word 'benefit' was later replaced with 'contribution' because it is more comprehensive and neutral (Díaz *et al.* submitted).

Figure 1

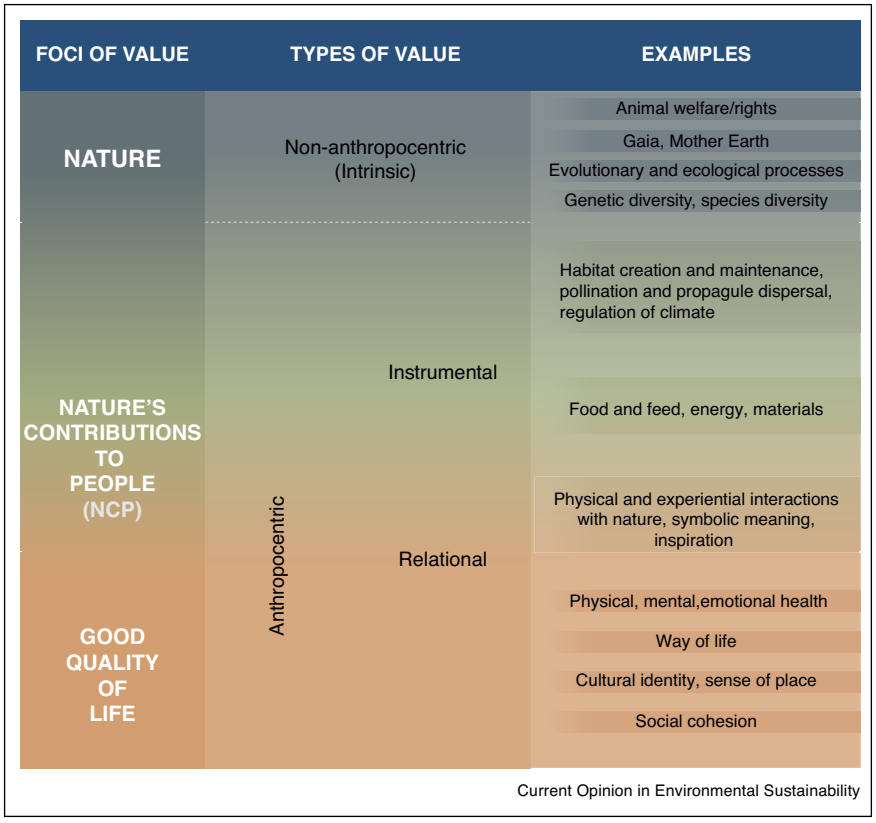


A stylized illustrative framework of contrasting approaches to the process of valuation. The right side panel emphasizes the importance of a pluralistic valuation approach, compared with value monism or unidimensional valuation approaches to human–nature relationships represented in the left side panel.

eventually result in protection and conservation of the environment [17], as well as in equity and poverty alleviation. This is often related to the view that economic growth trickles down to the disadvantaged and poor people, conflating the ideas of growth and development [18]. In such a worldview, either market-based valuation may be used disregarding negative externalities of economic growth policies or non-market valuation tools may be called upon to identify the relative importance of negative externalities associated with such pro-growth market-led governance [13••]; valuing environmental externalities is generally seen to better reflect the impact of policies on human wellbeing as the object to be sustained [15,19], and this is complemented with the development of indicators such as 'genuine or inclusive wealth' [20]. In turn, such normative valuation approach informs the composition of a policy toolbox aimed at internalising externalities, often at the jurisdictional scale [19], and thereby to include more beneficiaries in the distribution of wealth, for example through economic incentives such as Payments for Ecosystem Services, which may also have equity and poverty alleviation as co-objectives [21,22•].

By contrast, a value ethics that embraces value pluralism by acknowledging the diversity of worldviews and values (Figure 1 right panel) may lead to a different iterative approach regarding identification of policy objectives and instruments. Such an approach would take a social-ecological perspective, where nature, NCP and a good quality of life are seen as interdependent [8••]. Additionally this approach, would require activating deliberative

Figure 2



Diverse values related to nature, nature's contributions to people (NCP) and a good quality of life. The grading in the colors indicate that both instrumental and relational values can be ascribed to the value of NCP, and to highlight that NCP are intertwined with nature and a good quality of life.

approaches towards potential conflict resolution over values. It is associated with the need to leverage power relations through participatory negotiation among stakeholders holding incommensurable values over human–nature relations [23•]. Recognizing, making visible, and respecting the diverse values at stake and addressing power relations through which these are expressed, are all needed in order to effectively and equitably bridge different value systems, eventually allowing processes of social learning [24]. This integrative approach opens the opportunity to bridge NCP values in terms of biophysical, socio-cultural, economic, health, or holistic perspectives. This approach also calls for acknowledging the existence of different perceptions of what constitutes 'a good life' across social groups and cultures. Last but not least, it highlights the need to acknowledge the role of institutions, including social norms that underpin human–nature relations [25]. Policy cannot only support changes in social norms but also favour deliberative policy tools, which recognize the diversity of values as well as resolution approaches when value conflicts arise [26].

Conceptualising and visualizing the diversity of values

IPBES acknowledges that different types of values need to be promoted in decision making. While the intrinsic values of 'nature' are recognized as important for decision making, IPBES also acknowledges that decision making relies to a great extent on the instrumental values of NCP [11••,16,19]. In addition, NCP can embody symbolic relationships with natural entities to the extent that such relationships are inextricably linked to people's sense of identity and spirituality, to a meaningful life and to 'doing the right thing'. In this case NCP are associated with relational values, that is values that do not directly emanate from nature but are derivative of our relationships with it and our responsibilities towards it [11••].

Some of NCP are closely related to fundamental constituents of a 'good quality of life'; NCP can embody symbolic relationships with natural entities to the extent that such relationships are part and parcel of how people's sense of identity and spirituality fulfil human life. In this

case NCP are associated with relational values. Relational values reflect elements of cultural identity, social cohesion, social responsibility and moral responsibility towards nature [9]. This type of relationship with nature is also part of the set of NCP that impinge on people's good quality of life, such as those associated with learning and artistic inspiration, symbolic meanings, and cultural identity connections.

This kaleidoscopic view on values – intrinsic, instrumental and relational – permeates the ways we understand our relationship with nature. This makes it necessary to expand the way society recognizes the diversity of values and to embrace pluralistic valuation approaches. The IPBES approach to unravelling such diversity of values, presented here, is neither exhaustive nor prescriptive. Figure 2 maps the main types of values (intrinsic, instrumental and relational) with different foci of value related to nature, NCP and good quality of life. It emphasizes that NCP values are fluid and sometimes cannot be placed squarely into one category of value (*e.g.* instrumental or relational). This is illustrated by the colour gradient. The examples provided are not exhaustive and they indicate the objects which different types of values can be associated with. The definitions of the types of values used here and other key concepts are provided in the Annex.

A practical approach to pluralistic valuation and assessments

Once the diversity of values attributed to NCPs are recognized, a transparent way is required to capture and make available knowledge of such diversity to stakeholders. Here, we propose a five-step approach, illustrated in Figure 3 with the aim of facilitating comparability of valuation results, as well as transparency and accountability of the valuation process.[2]

(1) *Identifying the purpose* of the valuation or assessment of values is critical for providing relevant and context-specific understanding of the use of such values. The purpose of valuation may include multi-level decision making, whether at a community, landscape, bioregional or national level, as well as raising awareness, litigation, or using valuation as a conflict resolution instrument [28].

(2) *Scoping* means delineating the boundaries of the valuation approach with the aim of choosing the most appropriate procedures. Key issues to consider are: (i) which worldviews are at stake and which ones are actually recognized and reflected? (ii) Which foci of values are the most relevant (is it nature, NCP or dimensions of a good quality of life)? (iii) Which value types need to be elicited to capture the diversity of values? (iv) Which spatial, temporal and social organizational scales are targeted? (v) How do stakeholders engage to express values? (vi) How do different valuation methods shape the equitable relationships among stakeholders as regards value articulation? And (vii) how can practical requirements of valuation methods be fulfilled and improved?

(3) *Undertaking the assessment or valuation*, based on scoping. The plurality of worldviews leading to a diversity of values, heterogeneous valuation methods, and their integration across domains (biophysical, economic, health-based, holistic-indigenous and socio-cultural) should be considered. When identifying the diversity of values across different value foci, it will sometimes be the case that value trade-offs and incommensurability among values will be encountered and thus need to be acknowledged [29]. This would in turn require that the power relations among those holding conflicting and incommensurable values would need to be assessed.

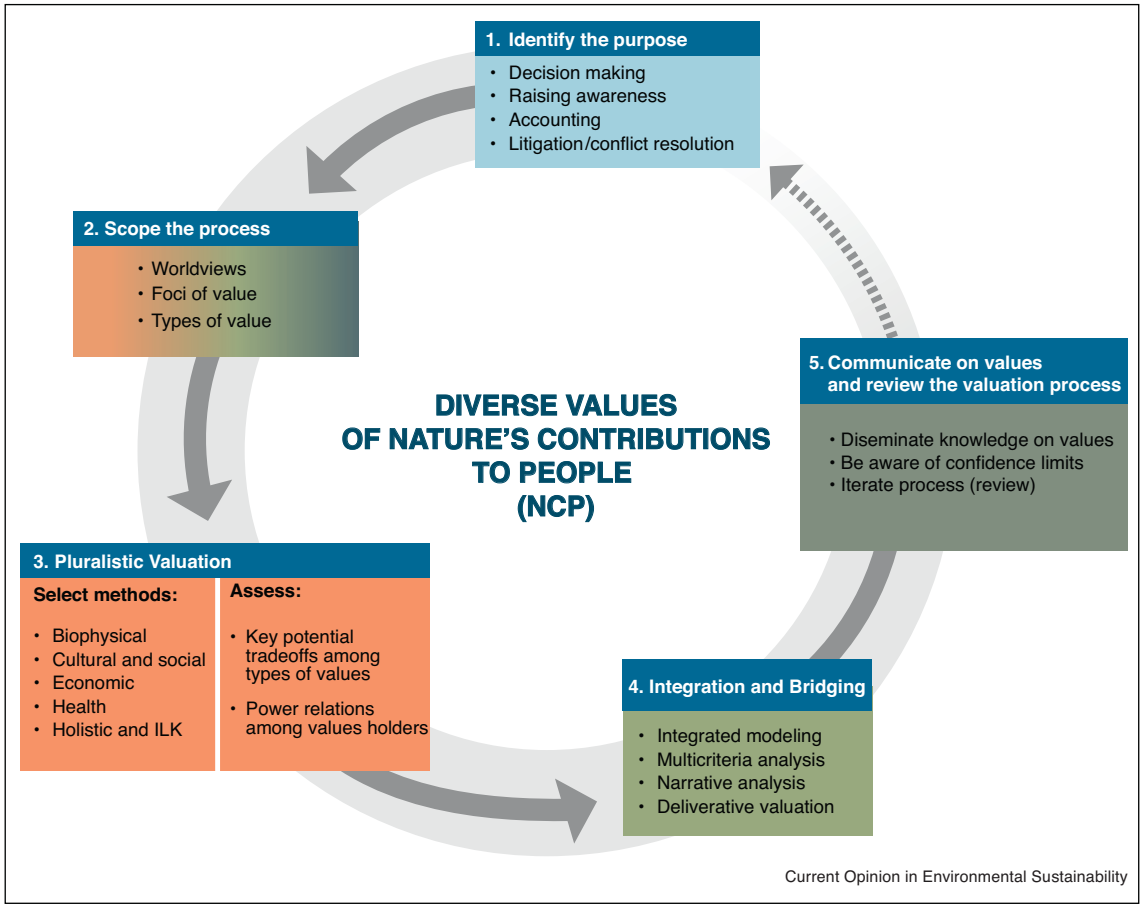
(4) *Integrating and bridging values.* A non-trivial question is how to synthesize the information or bridge among, sometimes, incommensurable value dimensions in a coherent and transparent way [30]. No matter what approach to bridging of values is chosen, it will include some elements of valuation itself, either by an implicit weighting of values, or explicitly through adopting a particular method rather than other. Hence, transparent participatory processes may be required to leverage power relations over diverse values, negotiate, and bridge upon incommensurable values. It is acknowledged though that deliberative processes, on their own, may not always lead to a shared understanding or consensus when an irreducible plurality of standpoints exists [31]. In this case, the reasons behind the challenge of bridging values ought to be identified. Various approaches for bridging and integrating values to support decision making can be used, such as integrated modelling approaches, multi-criteria analysis as well as deliberative and narrative approaches.

a) *Integrated modelling* reflects a multi- or inter-disciplinary effort. For example, when valuing changes in NCP the objective can be to simulate changes in elements of ecosystems across space and time [32]. Such modelling approaches may emphasize multiple dimensions including socio-economic and institutional system dynamics, and therefore a key challenge is the need to maintain coherence in their representation [33,34•].

b) *Multi-Criteria Decision Analysis* (MCDA) can be employed as a method to simultaneously embrace, combine, and structure a diversity of often incommensurable information (*e.g.* qualitative and quantitative data, as well as associated uncertainty), of opinions (also among experts), of actors' perspectives (and stakes), and of decision making criteria [34•,35,36].

[2] There are similar approaches to assess environmental values in order to aid decision making (*e.g.* see Ref. [27]). The full detail of the valuation approach suggested here is explained in the guide on values [14].

Figure 3



The IPBES approach for assessing values and conducting valuation studies. Orange and green colours in step 2 indicate that the scoping applies to methods for both valuation and integrating/bridging diverse values (boxes 3 and 4).

c) *Narrative approaches* often prove to be a powerful communication tool that integrates knowledge and information based on the expertise within different cultural systems, such as scientific information and indigenous and local knowledge [37].

d) *Deliberative valuation* allows values to be discovered, constructed and reflected in a dialogue/negotiation among stakeholders [38,39]. It is useful to bridge values which are expressions of personal utility or motivated by other factors, such as moral or ethical considerations and thus different to be integrated through modelling [40]. MCDA can also inform deliberation and help to pave the way to decision making.

These approaches require different degrees of transdisciplinarity, where expert valuation is blended with social participatory processes to co-elicit stakeholders' diverse value perspectives. Deepening into transdisciplinary valuation approaches can also help achieving self-reflection and learning, prerequisites for a transformative vision about nature–human relationships where different worldviews are recognized and respected.

(5) *Communication with the public and decision makers*. Once values are identified and the results of the valuation attained, the information, knowledge gained and developed, can be shared through dialogue and dissemination activities. At this stage it is important to reflect on the confidence limits on the different types of values obtained from different data sources and the pluralistic valuation process. Communication is understood as process where stakeholders' views on the strengths and weaknesses of the pluralistic valuation approach chosen serves as the starting point for iterative and adaptive decision making.

IPBES principles on valuation and value assessments

Genuinely understanding the diversity of values of NCP entails two key principles. First, valuation and value assessments require the recognition of a broad range of

worldviews and thus the need to express and respect the ways through which people ascribe meaning and importance to nature, NCP and different constituents of a good quality of life. When possible, promoting different conceptualizations of value and valuation approaches is more appropriate than a deeper focus on a subset of unidimensional values (*e.g.* economic, biophysical, social-cultural). This requires the ability to overcome paralysis in the face of value pluralism, to engage in bridging, and to mobilise transdisciplinary collaboration across a broad range of natural and social sciences as well as other knowledge systems. While a pluralistic valuation approach is likely to be more time and resource consuming than the application of approaches based on value-monism, it is likely to be more equitable, which is a prerequisite of any sustainable pathway.

Second, valuation requires learning that the incorporation of values and valuation methods into decision making processes are themselves value-laden [27,36]. The adopted approach to valuation depends on peoples' particular ways of thinking, their perspectives and the ways in which these influence their interaction with nature [41,42•]. These are all subject to manipulation from power relations and the politicization of such relations within a given socio-economic and institutional context [23•,43]. This implies the recognition that how to frame scoping questions, use methods, collect data, and interpret results, all involve a somewhat normative framework that, to some extent, can be difficult to subtract from purely technical aspects in valuation. The effectiveness of a science-policy body such as IPBES relies on society's perception of the need of a paradigm that recognizes and fully embraces the diversity of values as fundamental to achieving societal goals for sustainability.

Annex Glossary

Anthropocentric value: It means 'human-centred', so an anthropocentric value is a value that something has for human beings and human purposes.

Biophysical values: A biophysical value is a measure of the importance of components of nature (living being or non-living element), of the processes that are derived from the interactions among these components, or those of particular properties of those components and processes.

Economic values: Economists group values in terms of ' use' or 'non-use' value categories, each of which is associated with a selection of valuation methods. Use values can be both direct and indirect, and relate to the current or future (option) uses. Direct use values may be 'consumptive' (*e.g.* drinking water) or 'non-consumptive' (*e.g.* nature-based recreational activities). Indirect use values capture the ways that people benefit from something without necessarily directly seeking it out (*e.g.* flood protection). Non-use values are based on the preference for components of nature's existence without the valuer using or experiencing it, and are of three types: existence value, altruistic value, and bequest value.

Good quality of life: The achievement of a fulfilled human life, the criteria for which may vary greatly across different societies and groups within societies. It is a context-dependent state of individuals and human groups, comprising aspects such access to food, water, energy and livelihood security, and also health, good social relationships and equity, security, cultural identity, and freedom of choice and action. 'Living in harmony with nature', 'living-well in balance and harmony with Mother Earth' and 'human well-being' are examples of different perspectives on good quality of life.

Indigenous and local knowledge *(ILK)* system: A cumulative body of knowledge, practice and belief, evolving by adaptive processes and handed down through generations by cultural transmission, about the relationship of living beings (including humans) with one another and with their environment. It is also referred to by other terms such as, for example indigenous, local or traditional knowledge, traditional ecological/environmental knowledge (TEK), ethnoscience, indigenous science, and folk science.

Institutions: Encompass all formal and informal interactions among stakeholders and social structures that determine how decisions are taken and implemented, how power is exercised and how responsibilities are distributed.

Intrinsic value: This concept refers to inherent value, that is the value something has independent of any human experience or evaluation. Such a value is viewed as an inherent property of the entity (*e.g.* an organism) and not ascribed or generated by external valuing agents (such as human beings).

Instrumental value: An instrumental value is the value attributed to something as a means to achieve a particular end.

Integrated valuation: The process of collecting, synthesizing, and communicating knowledge about the ways in which people ascribe importance and meaning to NCP to humans, to facilitate deliberation and agreement for decision making and planning.

Knowledge system: A body of propositions that are adhered to, whether formally or informally, and are routinely used to claim truth.

Nature: The non-human world, including co-produced features. Within the context of science, it includes categories such as biodiversity, ecosystems, ecosystem

functioning, evolution, the biosphere, humankind's shared evolutionary heritage, and biocultural diversity. Within the context of other knowledge systems, it includes categories such as Mother Earth and systems of life.

Nature's contributions to people (NCP): All the positive contributions or benefits, *and* occasionally negative contributions, losses or detriments, that people obtain from nature. It resonates with the use of the term ecosystem services, and goes further by explicitly embracing concepts associated with other worldviews on human–nature relations and knowledge systems (*e.g.* 'nature's gifts' in many indigenous cultures).

Non-anthropocentric value: A non-anthropocentric value is a value centered on something other than human beings. These values can be non-instrumental (*e.g.* a value ascribed to the existence of specific species for their own sake) or instrumental to non-human ends (*e.g.* the instrumental value a habitat has for the existence of a specific species).

Non-instrumental value: A non-instrumental value is the value attributed to something as an end in itself, regardless of its utility for other ends.

Policy instruments: Instruments used by governance bodies at all scales to implement their policies. Environmental policies, for example could be implemented through tools such as legislation, economic incentives or dis-incentives, including taxes and tax exemptions, or tradeable permits and fees.

Relational values: Values relative to the meaningfulness of relationships, including the relationships between individuals or societies and other animals and aspects of the lifeworld (all of whom may be understood as conscious persons), as well as those among individuals and articulated by formal and informal institutions. Another type of relational values, *eudaimonistic* values are associated with a good life, which include considerations of principles and virtues, and value the actions and habits that are conducive to a meaningful and satisfying life.

Shared values: Values shared by people in groups and/or those that inform shared identity of a particular group.

Value systems: Set of values according to which people, societies and organizations regulate their behaviour. Value systems can be identified in both individuals and social groups.

References and recommended reading

Papers of particular interest, published within the period of review, have been highlighted as:

- • of special interest
- •• of outstanding interest

1. Martinez-Alier J: *The Environmentalism of the Poor: A Study of Ecological Conflicts and Valuation*. Edward Elgar Publishing; 2003.

2. Daily GC, Söderqvist T, Aniyar S, Arrow K, Dasgupta P, Ehrlich PR, Folke C, Jansson A, Jansson B-O, Kautsky N *et al.*: **The value of nature and the nature of value**. *Science* 2000, **289**:395-396.

3. Tengö M, Brondizio ES, Elmqvist T, Malmer P, Spierenburg M: **Connecting diverse knowledge systems for enhanced ecosystem governance: the multiple evidence base approach**. *Ambio* 2014, **43**:579-591.

4. Brondizio ES, Ostrom E, Young OR: **Connectivity and the governance of multilevel social-ecological systems: the role of social capital**. *Annu Rev Environ Resour* 2009, **34**:253-278.

5. Martinez-Alier J, Munda G, O'Neill J: **Weak comparability of values as a foundation for ecological economics**. *Ecol Econ* 1998, **26**:277-286.

6. Gómez-Baggethun E, Barton D, Berry P, Dunford R, Harrison P: **Concepts and methods in ecosystem services valuation**. In *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Edited by Potschin M, Haines-Young R, Fish R, Turner RK. London and New York: Routledge; 2016. pp. 99–111.

7. • Bennett EM, Cramer W, Begossi A, Cundill G, Diaz S, Egoh E, Geijzendorffer IR, Krug CB, Lavorel S, Lazos E *et al.*: **Linking ecosystem services to human well-being: three challenges for designing research for sustainability**. *Curr Opin Environ Sustain* 2015, **14**:76-85.

Provides a social-ecological research agenda to answer key questions in ecosystem service science for decision making aiming at the the sustainable use of natural resources to improve human well-being.

8. •• Díaz S, Demissew S, Carabias J, Joly C, Lonsdale M, Ash N, Larigauderie A, Adhikari JA, Arico A, Báldi A *et al.*: **The IPBES conceptual frameworkíconnecting nature and people**. *Curr Opin Environ Sustain* 2015, **14**:1-16.

The conceptual framework of IPBES is developed as the first public output of the Platform. It recognizes that values of nature, nature's benefits to people and a good quality of life are associated with three broad types of values: intrinsic, instrumental and relational values.

9. UNEP: **IPBES-2/4: conceptual framework for the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. In Report of the Second Session of the Plenary of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2014: http://www.ipbes.net/images/IPBES-2-17%20%20%20-%20%20Advance%20En.pdf.

10. Millennium Ecosystem Assessment: *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington DC: Island Press; 2005.

11. •• Chan K, Balvanera P, Benessaiah K, Chapman M, Díaz S, Gómez-Baggethun E, Gould RK, Hannahs N, Jax K, Klain SC *et al.*: **Why protect nature? Rethinking values and the environment**. *Proc Natl Acad Sci U S A* 2016, **113**:1462-1465.

Reframes the discussion about environmental protection by defining relational values. It suggests that although intrinsic and instrumental values are critical to conservation, thinking only in these terms may miss a fundamental basis of concern for nature.

12. Martin A, Coolsaet B, Corbera E, Dawson NM, Fraser JA, Lehmann I, Rodriguez I: **Justice and conservation: the need to incorporate recognition**. *Biol Conserv* 2016, **197**:254-261.

13. •• UNEP: **IPBES/4/INF/1: preliminary guide regarding diverse conceptualization of multiple values of nature and its benefits, including biodiversity and ecosystem functions and services (deliverable 3(d))**. *Report of the Fourth Session of the Plenary of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* 2015 In: *http://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/IPBES-4-INF-13_EN.pdf*.

It is the document on diverse conceptualization of values of nature and nature's benefits to people for a good quality of life approved by the 4th Plenary of IPBES, held in Kuala Lumpur in February 2016. It is the basis of the present paper.

14. Pascual U, Muradian R, Brander L, Gómez-Baggethun E, Martín-López B, Verma M, Armsworth P, Christie H, Eppink F, Farley J *et al.*: **The economics of valuing ecosystem services and**

biodiversity. In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity, Ecological and Economic Foundations.* Edited by Kumar P. London: Earthscan; 2010:183-255.

15. TEEB: In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations.* Edited by Kumar P. London: Earthscan; 2010.

16. Tallis H, Lubchenco J, Adams VM, Adams-Hosking C, Agostini VN, Kovács-Hostyánszki A: **Working together: a call for inclusive conservation**. *Nature* 2014, **515**:27-28.

17. Stern DI: **The rise and fall of the environmental Kuznets curve**. *World Dev* 2004, **32**:1419-1439.

18. Cannon T, Müller-Mahn D: **Vulnerability, resilience and development discourses in context of climate change**. *Nat Hazards* 2010, **55**:621-635.

19. Bateman IJ, Harwood AR, Mace GM, Watson RT, Abson DJ, Andrews B, Binner A, Crowe A, Day BH, Dugdale S *et al.*: **Bringing ecosystem services into economic decision making: land use in the UK**. *Science* 2013, **341**:45-50.

20. Duraiappah AK, Muñoz P: **Inclusive wealth: a tool for the United Nations**. *Environ Dev Econ* 2012, **17**:362-367.

21. Muradian R, Arsel M, Pellegrini L, Adaman F, Aguilar B, Agarwal B, Corbera E, Ezzine de Blas D, Farley J, Froger G *et al.*: **Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win–win solutions**. *Conserv Lett* 2013, **6**:274-279.

22. • Pascual U, Phelps J, Garmendia E, Brown K, Corbera E, Martin A, Gomez-Baggethun E: **Social equity matters in payments for ecosystem services**. *Bioscience* 2014, **64**:1027-1036.
It illustrates how subjective notions of social equity and fairness affect the perception of the value of protecting nature's benefits to people through economic incentive mechanisms such as Payments for Ecosystem Services.

23. • Berbés-Blázquez M, González JA, Pascual U: **Towards an ecosystem services approach that addresses social power relations**. *Curr Opin Environ Sustain* 2016, **19**:134-143.
Addresses the importance of historical co-evolution of power relations and environmental change in shaping biodiversity and ecosystem services values.

24. Cundill G, Rodela R: **A review of assertions about the processes and outcomes of social learning in natural resource management**. *J Environ Manage* 2012, **113**:7-14.

25. Nyborg K, Anderies JM, Dannenberg A, Lindahl T, Schill C, Schlüter M, Adger WN, Arrow KJ, Barrett S, Carpenter S *et al.*: **Social norms as solutions**. *Science* 2016, **354**:42-43.

26. Wittmer H, Rauschmayer F, Klauer B: **How to select instruments for the resolution of environmental conflicts?** *Land Use Policy* 2006, **23**:1-9.

27. Kelemen E, Barton D, Jacobs S, Martín-López B, Saarikoski H, Termansen M, Bela G, Braat L, Demeyer R, García-Llorente M: *Preliminary guidelines for integrated assessment and valuation of ecosystem services in specific policy contexts*. EU FP7 OpenNESS Project Deliverable 4.3., European Commission FP7; 2015.

28. Gomez-Baggethun E, Barton DN: **Classifying and valuing ecosystem services for urban planning**. *Ecol Econ* 2013, **86**:235-245.

29. Stirling A: **Analysis, participation and power. Justification and closure in participatory multi-criteria analysis**. *Land Use Policy* 2006, **23**:95-107.

30. Gomez-Baggethun E, de Groot R: **Natural capital and ecosystem services: the ecological foundation of human society**. In *Ecosystem Services*, vol. 30. Edited by Jacobs S, Dendoncker N, Keune H. Elsevier; 2014 Global Issues, Local Practices.

31. Muro M, Jeffrey P: **A critical review of the theory and application of social learning in participatory natural resource management processes**. *J Environ Plann Manage* 2008, **51**:325-344.

32. Rincón-Ruíz A, Echeverry-Duque M, Piñeros AM, Tapia CH, David A, Arias-Arévalo P, Zuluaga PA: *Valoración integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos: Aspectos conceptuales y metodológicos*. Bogotá, D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH); 2014, 151.

33. Giampietro M, Mayumi K: **Multiple-scale integrated assessments of societal metabolism integrating biophysical and economic representations across scales**. *Popul Environ* 2000, **22**:155-210.

34. • Etxano E, Garmendia E, Pascual U, Hoyos D, Díez MA, Cadiñanos JA, Lozano PJ: **A participatory integrated assessment approach for Natura 2000 network sites**. *Environ Plann C Gov Policy* 2015, **33**:1207-1232.
Provides an example of an integrated quantitative valuation aroach, based on a social multi-criteria assessment tool that incorporates information on both monetary and non-monetary values of ecosystem services as perceived by different stakeholders. It is applied in the context of a European Natura 2000 conservation site in the Basque Country.

35. Saarikoski H, Mustajoki J, Barton DN, Geneletti D, Langemeyer J, Gomez-Baggethun E, Marttunen E, Antunes P, Keune H, Santos R: **Multi-criteria decision analysis and cost-benefit analysis: comparing alternative frameworks for integrated valuation of ecosystem services**. *Ecosyst Serv* 2016, **22**:238-249 http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.014.

36. Vatn A: **An institutional analysis of methods for environmental appraisal**. *Ecol Econ* 2009, **68**:2207-2215.

37. Satterfield T: **In search of value literacy: suggestions for the elicitation of environmental values**. *Environ Values* 2001, **10**:331-359.

38. Wilson MA, Howarth RB: **Discourse-based valuation of ecosystem services establishing fair outcomes through group deliberation**. *Ecol Econ* 2002, **41**:431.

39. Spash CL: **Deliberative monetary valuation (DMV) issues in combining economic and political processes to value environmental change**. *Ecol Econ* 2007, **63**:690-699.

40. Wegner G, Pascual U: **Cost-benefit analysis in the context of ecosystem services for human well-being: a multidisciplinary critique**. *Glob Environ Change* 2011, **21**:492-504.

41. Brondízio ES, Gatzweiler FW, Zografos C, Kumar M, Jianchu X, McNeely J, Kadekodi GK, Martinez-Alier J: **Chapter 4. Socio-cultural context of ecosystem and biodiversity valuation**. In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity.* Edited by Kumar P. London and Washington: Earthscan; 2010. pp. 149–182.

42. • Kenter JO, O'Brien L, Hockley N, Ravenscroft N, Fazey I, Irvine KN, Reed MS, Christie M, Brady E, Bryce R, Church A: **What are shared and social values of ecosystems?** *Ecol Econ* 2015, **111**:86-99.
Provides a conceptual framework about different dimensions of shared/social values and supports identifying shared values of ecosystem services to enhance legitimacy, effectiveness and transparency of valuation approaches which in turn would help decision making.

43. Cáceres DM, Felicitas S, Díaz S: **The rockypath from policy-relevant science to policy implementation—a case study from the South American Chaco**. *Curr Opin Environ Sustain* 2016, **19**:57-66.

XIVe CONGRES FORESTIER MONDIAL
Durban, Afrique du Sud, 7-11 septembre 2015

Une approche économique pour choisir les options d'adaptation des forêts au changement climatique : Application à la forêt de chêne liège en Tunisie

Hamed Daly-Hassen[1], Ghazi Gader[2], Maike-Christine Potthast[3]

[1]INRAT, Tunis, hamed.daly1@gmail.com
[2]World Food Program (WFP), Mauritanie,ghazi.gader@wfp.org
[3]GIZ, Costa Rica, maike-christine.potthast@giz.de

Résumé

Le maintien des écosystèmes exige la reconnaissance explicite des bénéfices économiques qu'ils génèrent, une évaluation de leurs biens et services et celle des coûts de dégradation engendrée par le changement climatique et autres facteurs humains, ainsi que l'examen des différentes options d'adaptation. Pour cela, un guide méthodologique de l'approche d'évaluation des biens et services des écosystèmes a été élaboré par la GIZ afin de faciliter la prise de décision concernant les mesures d'adaptation qui renforcent la résilience de tels écosystèmes à travers des arguments économiques.
L'approche d'évaluation proposée est composée des huit étapes suivantes : (1) Délimiter un cadre pertinent pour mener l'étude, (2) Identifier l'ensemble des biens et services, (3) Sélectionner les méthodes d'évaluation économique les plus appropriées, (4) Collecter les données requises pour l'application des méthodes choisies, (5) Estimer la valeur économique totale, (6) Evaluer la valeur économique potentielle perdue sous l'effet des différents scénarios du changement climatique, (7) Procéder à une analyse coûts-bénéfices pour le choix des options d'adaptation, (8) et Identifier les mécanismes de financement pour encourager l'adoption des options d'adaptation.
L'application à la forêt de chêne liège en Tunisie a permis de montrer l'importance des valeurs des biens et services fournis pour différents usages (élevage, industrie, conservation des réservoirs d'eau, etc.), et des pertes qui risquent de survenir selon le scénario du changement climatique. En outre, elle a permis de démontrer que les options d'adaptation basées sur l'amélioration de la production fourragère (DEHESA) sont les plus intéressantes de point de vue social. Enfin, il faut mentionner que l'application de cette approche soulève quelques difficultés en relation avec la disponibilité des données, qui peuvent être surmontées par l'implication d'une équipe de recherche multidisciplinaire.

Keywords: Evaluation économique, adaptation, Chêne liège, Tunisie

1. Introduction et principaux objectifs

Le changement climatique (CC) provoque des modifications des écosystèmes, et entraîne des conséquences sur le développement et parfois la survie de certaines espèces végétales et animales. Par exemple, le CC affecte la croissance, la régénération et la santé des forêts, leur capacité à séquestrer du carbone, la disponibilité en eaux pour les forêts et les autres usages, la qualité de l'eau, et le contrôle de l'érosion du sol aussi bien que la diversité des forêts de façon directe ou indirecte, les risques accrus des feux incontrôlés, d'attaques de ravageurs et de maladies pour les forêts dû à la sècheresse (MARH/GIZ, 2007). Il est évident que le CC a des répercussions sur l'économie nationale et les bénéfices des écosystèmes en général. Le type, la magnitude et la sévérité potentielle des impacts attribués au CC (scénarios climatiques) doivent être estimés économiquement afin d'aider à la prise de décision. A l'échelle du globe terrestre, le coût global de la non action serait de perdre annuellement l'équivalent de

5% à 20% du PIB mondial suite au déclin de la production agricole, la sècheresse, les inondations, la perte de la biodiversité, la propagation des maladies et l'érosion du sol (Stern 2007), de plus, les pays et les populations les plus pauvres souffriront le plus et en premier. Une politique d'adaptation est donc cruciale pour traiter les impacts inévitables du changement climatique. Les bénéfices d'une action forte et immédiate sur le CC seront considérablement plus importants que les coûts : un investissement de 1% du PIB mondial par an est nécessaire pour éviter les effets néfastes du CC.
Les principaux objectifs de cet article est de présenter une approche d'évaluation des biens et services des écosystèmes afin de faciliter la prise de décision concernant les mesures d'adaptation qui renforcent la résilience de tels écosystèmes à travers des arguments économiques, et puis de l'appliquer à l'écosystème chêne liège en Tunisie.

2. Approche

L'approche d'évaluation économique des biens et services des écosystèmes proposée est composée des huit étapes suivantes :

2.1. Délimiter un cadre pertinent pour mener l'étude (incluant l'écosystème, la zone d'étude, etc.)

La zone d'étude choisie doit être représentative de l'écosystème, en considérant les différents étages bioclimatiques. Aussi, le choix du site doit se baser sur un ensemble de critères pertinents tels que l'importance des services non marchands fournis par ce site (par exemple la conservation de la biodiversité, la réduction de la sédimentation d'un barrage), les pressions potentielles du CC, l'appui que cette évaluation pourrait apporter à un projet d'aménagement ou de protection en cours ou futur, et la disponibilité de suffisamment de données pour appliquer les méthodes d'évaluation.

2.2. Identifier l'ensemble des biens et des services marchands et non marchands fournis par l'écosystème

Afin d'estimer la valeur globale fournie par un écosystème et sa contribution à l'amélioration du bien être humain, le concept de la Valeur Economique Totale (VET) a été développé en distinguant les valeurs d'usage et de non-usage. Ce concept a été utilisé pour les zones humides (Turner et al. 2000), pour les forêts méditerranéennes (Merlo et Croitoru 2005) et pour les forêts tunisiennes (Daly-Hassen et al. 2012). Pour tenter de dépasser la stricte évaluation économique soulevée par le concept de la VET, et les difficultés d'évaluation des services découlant du fonctionnement d'un processus complexe de l'écosystème, l'initiative « The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) », supporte l'idée que la vision économique de la biodiversité devrait se focaliser sur le lien entre la biodiversité et le bien être humain (TEEB, 2010). Selon leur contribution au bien être humain, les biens et services des écosystèmes peuvent être classés en trois catégories : (1) les services d'approvisionnement issus des écosystèmes tels que la nourriture, l'eau douce, le bois de feu, les ressources génétiques, etc. ; (2) les services de régulation, issus de la régulation des processus des écosystèmes (tels que la régulation de l'eau et du climat, la purification de l'eau), et (3) les services culturels : spirituels, d'agrément et écotouristique, beauté écologique et récréatifs.

2.3. Sélectionner les méthodes d'évaluation économique des biens et des services les plus appropriés

La littérature économique environnementale fournit une riche sélection de méthodes et techniques pour estimer les composantes de la VET d'un écosystème, par exemple (Banque Mondiale 2005 ; Bishop 1999). Les méthodes d'évaluation varient des approches basées sur le prix de marché à celles basées sur les marchés de substitution, la fonction de production, les préférences exprimées et les coûts (cf. Figure 1).

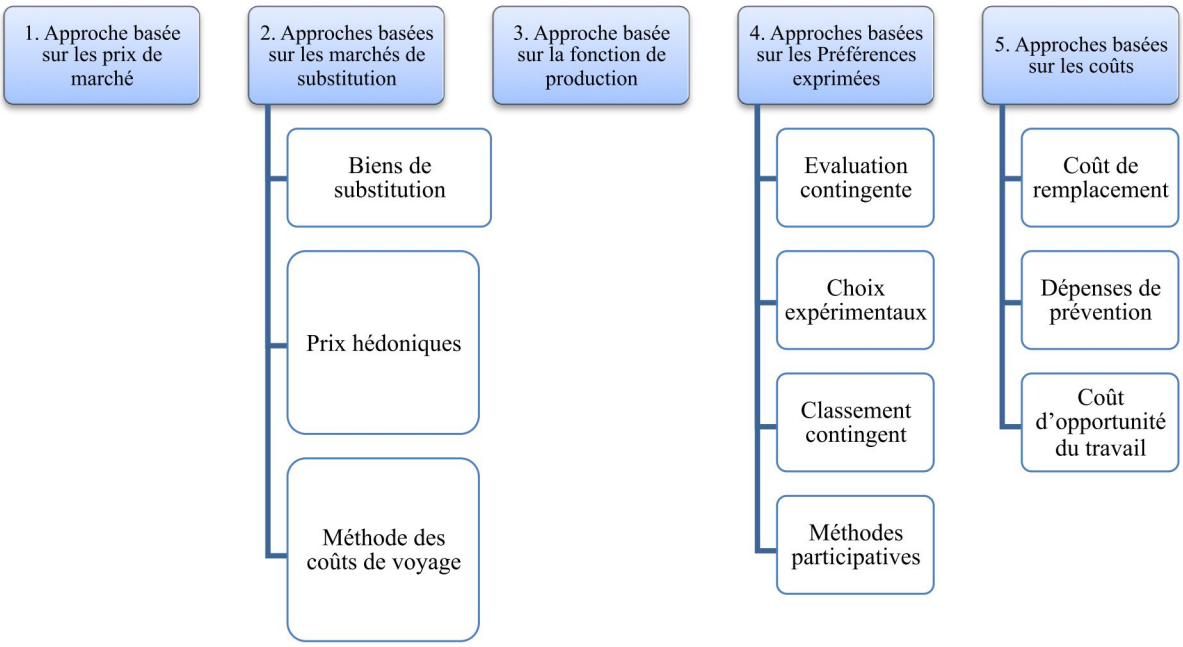


Figure 1 : Méthodes d'évaluation des écosystèmes (Bishop 1999)

2.4. Collecter les données requises pour l'application des méthodes choisies

L'évaluation de la valeur économique dépend de la bonne application des méthodes et de la fiabilité des données utilisées. Les connaissances acquises sur les effets des changements des écosystèmes sur l'amélioration / la dégradation des biens et services fournis sont très utiles.

2.5. Estimer la valeur économique totale (VET)

Les valeurs économiques des différents biens et services peuvent être estimées pour l'année la plus récente en utilisant les différentes méthodes indiquées ci-dessus. La valeur économique totale peut être obtenue par leur agrégation. De plus, la répartition de cette VET permet de montrer l'importance de la valeur économique des biens et services pour les différents *stakeholders* (propriétaire, communautés locales, société et communauté globale).

2.6. Evaluer la valeur économique potentielle perdue des différents biens et services des écosystèmes sous l'effet du CC

Deux principales méthodes peuvent être utilisées pour l'évaluation de l'impact du CC sur les écosystèmes, à travers les changements dans la production des biens et services attribuée au CC :

- La méthode des coûts de dommages : elle est basée sur la perte de production en termes de réduction des superficies (perte de capital naturel) et de croissance des écosystèmes sous l'effet du CC (perte de rendement, perte de revenu). Tous les biens et services affectés par les effets du CC sont considérés. Ces dommages sont considérés pour l'année en cours ainsi que pour le futur en cas de réduction du capital naturel.

- La méthode des coûts de remplacement. Les coûts de restauration constituent une base d'évaluation des dommages réalisés. En cas de feux de forêts par exemple, les coûts de régénération artificielle et autres activités liées à la conduite de peuplement sont pris en compte.

Afin d'apprécier la sévérité potentielle des impacts, on peut comparer la valeur économique potentielle perdue sous l'effet du CC par rapport à la valeur économique totale des biens et services de l'écosystème (scénario de référence « sans changement climatique »).

2.7. Evaluer les options d'adaptation

La conduite d'une analyse coûts-bénéfices permet de choisir la meilleure option et la période d'intervention adéquate (immédiate ou différée). En effet, les perceptions sur les risques probables et les bénéfices de l'adaptation à court et long terme sont primordiaux pour intervenir au bon moment. La distribution des coûts et bénéfices entre les acteurs permet de dégager les conflits ou les complémentarités qui peuvent apparaitre entre les bénéficiaires des biens et services en vue de développer un meilleur processus de coordination et de gouvernance entre eux

L'ensemble des coûts et bénéfices futurs devrait être convertis à leurs valeurs actualisées, par le biais d'un taux d'actualisation. Le choix de ce taux est déterminant, étant donné la longue période d'analyse. A titre d'exemple, le rapport Stern a utilisé un taux d'actualisation de 1,4% pour évaluer les dommages liés au CC (CEA 2009) et l'étude (TEEB 2010) préconise d'utiliser des taux d'actualisation faibles (de 1 à 4%) pour les projets affectant le capital naturel.
Cette analyse permet d'estimer le bénéfice net additionnel des options. L'option d'adaptation est considérée rentable si cet indicateur est positif.

2.8. Identifier les mécanismes de financement pour encourager l'adoption des options d'adaptation

L'adoption de mesures d'adaptation nécessite le développement de mécanismes de financement permettant de créer des incitations pour la gestion durable des écosystèmes. Des mécanismes tels que le payement des services écosystémiques, les réformes fiscales environnementales, le partenariat public-privé, les incitations règlementaires, la microfinance, etc. sont en mesure d'internaliser les risques climatiques dans la décision des agents (propriétaires privés, utilisateurs). Par ailleurs, il faut saisir les opportunités de financement offertes par les conventions de Rio et analyser la possibilité de leur adaptation au contexte national.

3. Résultats

3.1. Cadre de l'étude

La subéraie tunisienne est située principalement en Kroumirie et aux Mogods. Selon l'inventaire National Forestier et Pastoral (DGF, 2005), le chêne-liège occupe une superficie de 90.424 ha dont 70.208 ha à l'état pur et 20.216 ha en mélange principalement avec le chêne Zen, suivi par les pins. Elle couvre environ 8% de la superficie totale des forêts tunisiennes (DGF, 2005).

3.2. Identification et évaluation des biens et des services

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour l'évaluation des biens et services :

- La méthode de prix de marché : Les prix de marché en 2010 ont été utilisés pour l'évaluation des bénéfices nets du liège brut, du bois de feu sur pied, des champignons, des escargots et de la chasse. La valeur est obtenue en tenant compte de l'exploitation ou le prélèvement et non pas de la production potentielle.

- L'approche des biens de substitution : La valeur des ressources fourragères se réfère au prix économique de l'orge, considéré comme un produit de substitution, à 0,3 Dinar Tunisien (DT)[1]/kg, par ailleurs, 1 kg d'orge est assimilé à une unité fourragère (UF). Les ressources fourragères sont évaluées selon les données de l'inventaire (DGF, 1995), à 362 UF/ha pour le chêne liège mûr, et à 550 UF/ha le chêne liège en éclaircie.

[1] $ E.U. 1 = 1,43 DT

- La fonction de production : La réduction de la sédimentation des barrages a été évaluée en estimant les coûts des dommages évités. Sur la base du taux de sédimentation annuel observé dans la région du Nord-Ouest de 8 m^3/ha/an (DGBTH, 2005), une réduction de taux de sédimentation de 11,2 à 0,5 m^3/ha et par an est attribuée aux services rendus par la forêt de chêne liège, soit une réduction de l'envasement de 1 million m^3 par an, et donc une perte évitée de disponibilité en eau pour l'irrigation surtout durant les années de sècheresse. Sur la base des observations effectuées des années sèches durant la période 1980-2005, d'un coût d'opportunité de l'eau estimée à 0,2 DT/m^3 et d'un taux d'actualisation de 2%, la valeur des pertes évitées de capacité en eaux pendant une période de 40 ans, a été estimée à 1,7 millions DT.

- L'approche des dépenses de prévention : La valeur des bénéfices liés à la conservation de la biodiversité est supposée au moins égale au coût des mesures préventives pour sa conservation, en d'autres termes les dépenses de supervision et de gardiennage, les dépenses de contrôle de la chasse et les dépenses de surveillance (poste vigie). Sur la base des dépenses de gardiennage des forêts dans la région, la valeur est estimée à 25,3 DT/ha de forêts et maquis.

- La méthode de transfert de bénéfices : Le nombre de visites au parc El Feija est estimé à 3000 visites par an (CRDA Jendouba). La valeur liée à la récréation a été obtenue en utilisant la disposition à payer pour la récréation dans une autre zone forestière (Ichkeul), soit 6,5 DT en 2009.

3.3. Evaluation de la valeur économique totale

La valeur des bénéfices est estimée à 27,6 millions DT en 2010 pour une superficie de 90423 ha, soit 305,4 DT/ha. Cette valeur est composée principalement de la valeur du liège, du fourrage, de la séquestration du carbone et de la réduction de la sédimentation des barrages (cf. Figure 2). Les bénéficiaires sont la population locale (53%), l'Etat (20%), la société tunisienne (13%) et la communauté globale (14%).

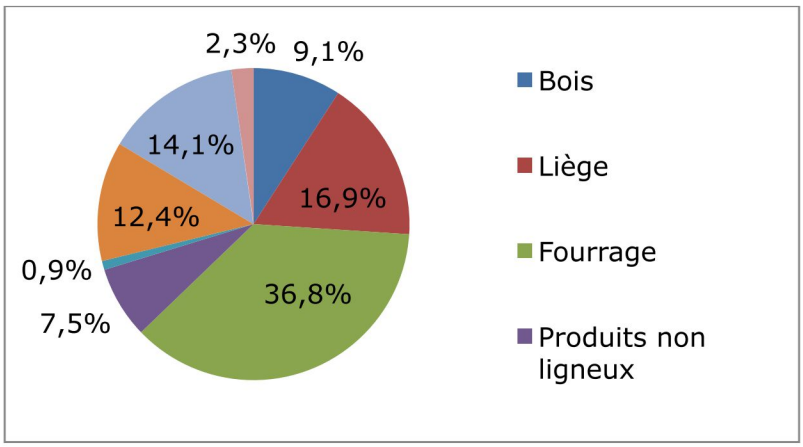


Figure 2 : Répartition de la valeur des biens et services rendus par l'écosystème chêne liège en 2010

3.4. Evaluation de la valeur économique potentielle perdue des différents biens et services des écosystèmes sous l'effet du CC.

Des analyses de la vulnérabilité de l'écosystème chêne liège au CC ont été menées en 2010. Les changements potentiels de l'écosystème dans des conditions climatiques projetées (scénarios A2 et B2) ont été prédits en utilisant l'approche de la modélisation des niches écologiques (l'enveloppe climatique) et en étudiant les facteurs biotiques, physiques et anthropiques influençant les écosystèmes. Les résultats montrent que la superficie resterait inchangée en 2020, par contre, des pertes par dépérissement sont prévues en 2050, soit 1196 équivalent ha selon le scénario B2, et 18369 ha selon le scénario A2 en 2050.

3.5. Evaluation de la valeur économique potentielle perdue sous l'effet du CC

La figure 3 montre bien que les coûts des dommages sont concentrés en 2050. La valeur actualisée (2010) des pertes serait de 2,5 millions DT selon le scénario B2, alors qu'elle serait de 38,3 millions DT selon le scénario A2, ceci correspond à une réduction de la valeur de la production cumulée 2010-2050 de 0,3% selon le scénario B2 et de 4,8% selon le scénario A2. Les coûts de remplacement, estimés aussi sur la base d'un taux d'actualisation de 2%, sont légèrement moins élevés : soit 2,2 millions DT pour le scénario B2 et 33,4 millions DT pour le scénario A2. On peut ainsi déduire une marge d'incertitude assez forte des effets du CC, et que la perte significative qui risque de se manifester selon le scénario A2 serait concentrée à un horizon un peu lointain en 2050.

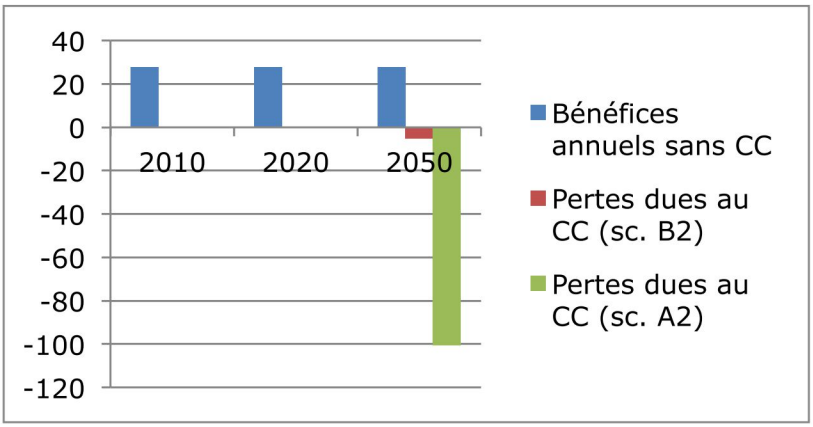


Figure 3 : Valeurs réelles des pertes dues au CC selon les scénarios A2 et B2 comparées à ceux des biens et services sans effet CC (millions DT)

Ces pertes sont composées principalement des valeurs du liège (29%), des émissions de carbone (27%), des ressources en eau (18%) et du bois (13%). Par ailleurs, les pertes seront subies en premier lieu par l'Etat, propriétaire des forêts, à hauteur de 37%, puis, la communauté globale (28%), la société tunisienne en général (19%) et les communautés locales avec une proportion de 16%.

3.6. Evaluation des options d'adaptation

La mesure d'adaptation proposée est d'appliquer un Système de gestion *Dehesa*, adoptée en Espagne, avec un taux de recouvrement de 25% et une amélioration pastorale sur une période de 40 ans. Cette action d'adaptation coûte 600 DT/ha tous les 5 ans, soit une valeur actualisée de 5190 DT/ha sur la période 2011-2100 (avec un taux d'actualisation de 2%). Le bénéfice brut de l'adaptation est assez élevé (différence entre les dommages dus aux CC avec et sans adaptation), soit 5837 DT. Il en résulte un bénéfice net de 647 DT/ha (cf. Tableau 1). En cas de non action, c'est l'Etat et la communauté internationale qui subissent les pertes, par contre, si le système *Dehesa* serait appliqué, l'Etat subirait des coûts significatifs, et la population locale bénéficierait des améliorations de la production fourragère.

Le système *Dehesa* s'avère rentable même à un taux d'actualisation de 6%. Globalement, la période d'intervention n'a pas d'effet significatif sur la rentabilité économique. Toutefois, si cette intervention serait conduite immédiatement, elle entraînerait un gain pour la population locale, mais des pertes à la fois pour le gouvernement et la communauté globale. En effet, la faible superficie risquant d'être perdue à moyen terme selon les deux scénarios d'une part, et la concentration des pertes en 2050 d'autre part, indique que l'intervention n'est pas urgente. Cette intervention peut être appliquée en priorité dans les peuplements les plus vulnérables et les zones ayant des besoins en ressources fourragères importants.

Tableau 1 : Valeur nette actualisée sur la période (2011-2100) avec un taux d'actualisation de 2%

DT/ha - 2010	Sans intervention	Option d'adaptation « DeHESA »
Coûts de l'adaptation		5190
Bénéfice	9851	15688
Bénéfice net	9851	10498
Bénéfice net additionnel		647

Discussion

Il faut mentionner que cette approche soulève certaines difficultés de type méthodologique, ou en relation avec la disponibilité des données. Il faut d'abord mentionner que cette analyse ne tient pas compte de la valeur intrinsèque des écosystèmes ou du patrimoine. Ensuite, il convient de préciser que les résultats de l'évaluation économique dépendent en particulier de la qualité des informations concernant les scénarios et les modèles climatiques (la marge d'incertitude est souvent importante), et les impacts physiques et biologiques des différents scénarios sur l'écosystème et la perte probable des biens et services. Enfin, il y a une difficulté d'évaluer et de distinguer clairement entre les pertes dues au CC et à d'autres facteurs anthropiques. Le CC est souvent considéré comme un facteur additionnel qui accentue les pressions et les facteurs de tension sur les écosystèmes, mais, il est difficile de l'isoler par rapport aux changements socio-économiques, surtout sur le long terme. Pour cela, l'amélioration de l'évaluation économique nécessite un programme de recherche multidisciplinaire à long terme sur les différents écosystèmes.

Conclusions

L'application à la forêt de chêne liège en Tunisie a permis de montrer l'importance des valeurs des biens et services fournis pour différents usages (élevage, industrie, conservation des réservoirs d'eau, etc.), et des pertes qui risquent de survenir selon le scénario du changement climatique. En outre, elle a permis de démontrer que l'option d'adaptation basée sur l'amélioration de la production fourragère (DEHESA) est la plus intéressante de point de vue social. Enfin, il faut mentionner que l'application de cette approche soulève quelques difficultés en relation avec la disponibilité des données, qui peuvent être surmontées par l'implication d'une équipe de recherche multidisciplinaire.

Remerciements

Les auteurs voudraient remercier vivement la GIZ pour l'appui financier apporté à ce travail et à la publication du guide méthodologique.

The views expressed in this information product are those of the author(s) and do not necessarily reflect the views or policies of FAO.

Références

Banque mondiale, 2005. *Evaluer les coûts de la dégradation de l'environnement*, élaboré par K. Bolt, G. Ruta et M. Sarraf, Document n°106

Bishop J.T. (Editor), 1999. *Valuing forests : A Review of Methods and Applications in Developing Countries*, IIED, London

Centre d'analyse stratégique (CEA), 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*. Rapport du groupe de travail présidé par Chevassus-au-Louis B., Premier Ministère, Paris.

Daly-Hassen H., Croitoru L., Tounsi K., Aloui A., Jebari S., 2012. *Evaluation économique des forêts tunisiennes*. PFN-FAO/DGF, Tunis, 75 p. + annexes

DGF, 1995. Résultats du premier inventaire forestier en Tunisie. Tunis. MARH, Tunis.

GIZ, 2011. *Etudes sur la vulnérabilité de la subéraie (Jendouba et Béja) et des nappes alfatières (Kasserine)*, Ministère de l'environnement, Tunis

Merlo M. and L. Croitoru (Eds), *Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value*. CABI Publication, Cambridge, Mass, USA, 406 p.

Ministère de l'agriculture et des ressources hydrauliques (MARH) / Coopération Technique Allemande (GIZ), 2007. *Stratégie nationale d'adaptation de l'agriculture tunisienne et des écosystèmes aux changements climatiques*, 7 cahiers, Tunis

OECD, 2008. *Economic aspects of adaptation to climate change. Costs, benefits and policy instruments*, Paris, 157p.

Stern N., 2007. The economics of climate change: The Stern review. University Press, Cambridge. 692p.

TEEB, 2010. The economics of ecosystems and Biodiversity for local and regional policy makers. Earthscan, London.

Chapter 14

Cork Oak Woodland Conservation and Household Subsistence Economy Challenges in Northern Tunisia

Pablo Campos, Paola Ovando, Ali Chebil, and Hamed Daly-Hassen

Cork oak is the most common native tree species in northwestern Tunisia, occurring especially throughout the Kroumerie-Mogod mountain range. Over the past half century, however, cork oak woodlands in this area have been reduced and converted into agriculture and pastureland (Chebil et al. 2009). In 2003 it was officially estimated that cork oak woodlands in Tunisia covered 90,000 hectares (CNT/DGF 2005), which represents a loss of one third from estimates made in the 1950s (Boudy 1952). One key management problem is that the Tunisian Forest Code lists livestock grazing among the usage rights that can be freely practiced by rural inhabitants but does not set periods for grazing exclusion. Unrestricted grazing, increasing demographic pressure, and lack of proper surveillance have led to degradation and natural resource destruction throughout the cork oak woodlands of the country (FAO 2001; Ben-Mansoura et al. 2001; Daly-Hassen et al. 2007).

Despite their declining area, cork oak woodlands continue to play a prominent economic role for rural households and also for the state, which is the sole legal owner of all Tunisian woodlands. Market benefits from the cork oak woodland area derive from multiple final products, including cork, mushrooms, berries, essential oils, wildlife game, and firewood collected for domestic uses (see Chapter 3). Nevertheless, rural households benefit mainly from traditional livestock rearing and subsistence crops grown in small, treeless parcels within or bordering the cork oak woodlands.

In this chapter we analyze natural resource use and the challenges for conservation in cork oak woodlands, in the context of the developing economy of Tunisia. For this purpose, cork oak woodland area includes associated shrubland (hereafter *woodland*). Our analysis focus only on total income supplied by cork oak woodland activities, although we refer also to livestock rearing and

crop activities, which are the other two activities in agroforestry (cf. Campos et al. 2008a).

Our main objective is to measure the total income accrued from the current unsustainable woodland use in a specific case study of a state-owned but communally grazed woodland, located in northern Tunisia (Iteimia), and its distribution to local households, the state, and private firms working with cork harvesting, firewood, myrtle, and other woodland products. Second, we estimate the livestock keeper's income loss if current overgrazing is reduced to a sustainable grazing regime in order to facilitate and promote the natural regeneration of cork oak and associated shrub vegetation. This analysis should be useful for householders, nongovernment organizations, and government decision makers concerned with woodland natural resource conservation and restoration management in Tunisia.

We first present the Iteimia case study, in view of current woodland management practices and the actual distribution of woodland resources. Next, we consider the criteria for valuing goods and services derived from woodland use. Third, we measure cork oak woodland total income and discuss how it is distributed to the state, private firms, and local households. Fourth, we discuss the conflicts that arise between a hypothetical woodland conservation policy and local householder's subsistence economy. Finally, our concluding remarks are framed by two perspectives: the need to improve current scientific knowledge of the environmental services provided by Tunisian woodlands and the need to enforce natural resource conservation policy, including local householders' needs and equity tradeoffs.

Case Study: Iteimia

Current Woodland Management

Campos et al. (2008a) estimated a set of economic indicators derived from the agroforestry on-site uses in the *douar* (village) of Iteimia under subsistence farming conditions. Iteimia is located in the Ain Snoussi region of northern Tunisia, a midelevational mountain area with altitude ranging from 400 to 642 meters. This region has a humid Mediterranean climate, with an average annual rainfall ranging from 1,000 to 1,500 millimeters (Oliveira et al. 2004).

The agroforestry area was farmed and managed by 110 households and 508 inhabitants. We conducted our study considering only woodland area. Cork oak area covers 444 hectares, or 72 percent of the overall agroforestry area, with an average density of 583 cork oaks per hectare (Campos et al. 2008b). Shrubland occupies 44 hectares, or 7 percent of the area. The wood-

land area thus totals 488 hectares and consists of 91 percent cork oak area and 9 percent shrubland. The most common shrub species are mastic, myrtle, and strawberry tree. Subsistence crops are cultivated in small treeless plots bordering the woodlands, making up a total of 127 hectares (21 percent of the agroforestry area).

The agroforestry area belongs to the state, but local inhabitants have specific use rights. The state is represented by the Forest Administration Service of the Ain Snoussi region, which is engaged in natural resource management operations (except for grazing resource use), from which it gets commercial benefits, mainly from cork (which is also entirely owned by the state) and firewood outputs. The Forest Administration profits also, but to a lesser extent, from selling licenses (through the auction system established by the Tunisian government in the area) for wild boar hunting and from selling the right to collect mushrooms and myrtle to private firms, which hire local workers to gather those products (see Site Profile 14.1).

The household subsistence economy in the agroforestry area generates diverse uses of natural resources, especially the freely accessed grazing resources and the collection of woodland goods, such as acorns (see Color Plate 7b), firewood from cork oaks (legally restricted to dead wood lying on the forest floor), and shrub biomass, used for fodder, firewood, charcoal, and shelter (see Chapter 3). Local householders also benefit from seasonal woodland jobs—mainly for men—and the cultivation of subsistence crops. Women and children play a major role in rearing livestock and tending crops. Livestock herds consist of local races and cross-breeds of cattle, as well as goats, sheep, mules, and horses.

The Forest Administration aims to generate woodland capital income (net benefit) to the government and, simultaneously, to develop local householders' subsistence economy while respecting the Tunisian Forest Code regarding forest resource usage rights and restrictions. This allows attempted livestock production improvement through introduction of exotic breeds of hybrid meat and milk cows. Concurrently, the local people use natural resources with the aim of maximizing their household income, given their labor capacity and knowing that alternative job opportunities in the area are scarce. Labor market regulation is weak, and most operations, except cork stripping, occasional sanitary felling of trees, and private firm operations, are performed by household members (self-employed labor).

Private Economic Benefits and Costs Valuation Criteria

We follow the conventional system of national accounts for measuring woodland benefits and costs (Eurostat 2000). Accordingly, Iteimia woodland

TABLE 14.1.

Total benefits from state cork oak woodlands, Iteimia, Tunisia, 2002.

Class	Quantity/ha	Price[a] (€/unit)	Value[a] (€/ha)[b]
1. Cork (kg)	207.800	0.390	81.5
1.1 Summer cork	113.800	0.650	74.0
1.2 Winter cork	94.000	0.080	7.5
2. Firewood (kg)	867.300	0.010	8.9
2.1 Cork oak firewood	397.000	0.014	5.4
2.2 Shrub firewood	470.300	0.008	3.5
3. Charcoal (kg)	49.400	0.260	12.8
4. Grazing rent (forage units)	651.700	0.070	44.4
5. Other woodland goods	21.902	0.360	7.8
5.1 Acorns (collected) (kg)	20.400	0.060	1.3
5.2 Myrtle (t)	0.100	27.450	3.5
5.3 Mushrooms (kg)	1.400	2.050	2.8
5.4 Hunting rent (license)	0.002	97.60	0.2
6. Subsidies net of taxes			–2.5
Total benefits (1 + 2 + 3 + 4 + 5 + 6)			152.9

[a]Exchange rate in 2002: 1.34 Tunisian dinar = €1.
[b]"ha" indicates woodland hectare, including cork oak woodlands and associated shrubland.

benefits are determined by market exchange values (i.e., price time quantity), except for free access grazing resources, whose rental rates were estimated subjectively (Table 14.1). Total costs considered were labor costs (employees and self-employed labor cost), intermediate consumption (raw materials and services), and machinery depreciation. All except self-employed labor costs are also derived directly from known market values (Table 14.2). We also measure householders' total livestock income as the *market accounting residual value* from livestock benefits minus intermediate costs (for details see Campos et al. 2008b).

For woodlands we also assume a subjectively estimated grazing *forage unit (FU)* price and then estimate the grazing rent as the quantity of extracted FUs times assumed price (€/FU). (An FU is the energy equivalent of 1 kilogram of barley.) Consequently, if we assign a positive grazing rent, then it conditions the joint livestock *self-employed labor income*, but the householders' total income derived from livestock husbandry does not change because the hypothetical open-access grazing rent is entirely appropriated by livestock keepers.

Assuming a positive grazing rent, we assign an FU price of €0.07/FU for grazing resources, which is nearly equivalent to 50 percent of the barley FU price at the farm gate (Table 14.1). This implies a household livestock self-employed wage rate of €0.22 per worked hour, assuming the later FU

TABLE 14.2.

Iteimia woodland total cost, 2002.

Class	Quantity/ha	Price[a] (€/unit)	Value[a] (€/ha)[b]
1. Raw materials and services			10.2
1.1 Summer cork			3.4
1.2 Winter cork			0.7
1.3 Firewood			3.1
1.4 Charcoal			2.7
1.5 Other woodland goods			0.3
2. Labor cost (h)[c]	134.2	0.31	41.3
2.1 Employee labor cost (h)	66.2	0.37	24.7
Summer cork	*45.3*	*0.37*	*16.9*
Winter cork	*2.4*	*0.37*	*0.9*
Firewood	*10.2*	*0.37*	*3.8*
Other woodland goods	*8.4*	*0.37*	*3.1*
2.2 Self-employed labor cost (h)	68.0	0.25	16.6
Firewood	*54.3*	*0.11*	*5.7*
Charcoal	*6.5*	*1.56*	*10.2*
Other woodland goods	*7.2*	*0.10*	*0.7*
3. Machinery depreciation			0.5
4. Total cost (1 + 2 + 3)			52.1
4.1 Summer cork			20.4
4.2 Winter cork			1.7
4.3 Firewood			13.0
4.4 Charcoal			12.9
4.5 Other woodland goods			4.1

[a]Exchange rate in 2002: 1.34 Tunisian dinar = €1.
[b]"ha" indicates woodland hectare.
[c]"h" indicates working hours.

price gives a household livestock self-employed wage rate equal to only 60 percent of the average woodland worker wage rate. If no monetary value is assigned to woodland grazing resources, then the livestock self-employed wage rate increases to 82 percent. The latter result is an objective figure and reveals that assumed woodland grazing rent might have been reduced under current conditions of chronic overgrazing, as usually occurs in open access livestock overgrazing regimes (Campbell and Luckert 2001).

Woodland Income

As in Chapter 13, our indicators here are based on an average year, 2002. Annual cork yields are considered in terms of the latest outcomes from a complete stripping rotation cycle of twelve years. However, we recognize that future cork stripping will gradually decline, given the natural regeneration

problems that cork oak woodlands in Iteimia and elsewhere are currently facing (see Chapter 10). We estimated total income accrued from open cork oak woodlands natural resource use as the difference between a reduced number of benefits and costs (Campos et al. 2008a). But given that our analysis does not integrate income changes caused by the gradual decline in cork yields and by losses in soil fertility due to excessive grazing or cropping, the estimated woodland total income is probably overvalued. We measured single and total benefit values offered by the current woodland use (Table 14.1). Note that summer cork stripping and grazing rent contributed 47 percent and 29 percent of woodland total benefits, respectively. The remaining woodland uses yielded 24 percent of woodland benefits, of which 5 percent corresponds to a range of products collected by private firms. Woodland uses did not benefit from government subsidies, and taxes on products were low.

Total cost is shown, including individual inputs and tasks (Table 14.2). Raw material and service expenditures are only 20 percent, and machinery depreciation has a negligible value of 1 percent of total cost. By contrast, labor (employees and self-employed) accounts for 79 percent of the woodland total cost. Total woodland income is shown in Table 14.3, distributed among households, the landowner, and private firms working in the area.

Woodland total income consists of 29 percent labor income and 71 percent capital income (Table 14.3). The capital income is shared by the state

TABLE 14.3.

Woodland labor, capital, and total income at Iteimia, 2002.

Class	Labor income (€/ha)[b]	Capital income (€/ha)[b]	Total income (€/ha)[b]
1. Cork	17.8	57.0	74.8
1.1 Summer cork	16.9	51.2	68.1
1.2 Winter cork	0.9	5.8	6.7
2. Firewood	9.5	–4.1	5.4
3. Charcoal	10.2	0.0	10.2
4. Grazing rent		44.4	44.4
5. Other woodland goods	3.8	3.6	7.4
6. Total income (1 + 2 + 3 + 4 + 5)	41.5	100.8	142.2
6.1 Woodland owner		52.8	52.8
6.2 Private firms		3.6	3.6
6.3 Households	41.5	44.4	85.8
Grazing rent		*44.4*	*44.4*
Self-employed labor cost	*16.6*		*16.6*
Employee labor cost	*24.7*		*24.7*

[a]Exchange rate in 2002: 1.34 Tunisian dinar = €1.
[b]"ha" indicates woodland hectares.

(52 percent), private firms (4 percent), and livestock keepers (44 percent), who appropriate the grazing rent. Householders' woodland income makes up 60 percent of total woodland income. This comes from grazing rent (52 percent), self-employed labor costs (19 percent), and employee compensation (29 percent). The state and private firms receive 37 percent and 3 percent, respectively, of total woodland income (Table 14.3).

Conflicts between Woodland Resource Conservation and Householders' Subsistence Economy

Livestock rearing is certainly the most important activity for the local population. No less than 80 percent of householders' agroforestry-based income (self-employed labor income plus grazing rent) comes from livestock rearing. This activity strongly depends on woodland for free-access grazing resources for feeding animals and, to a lesser extent, on forage crops and crop fallows.

We estimate that current grazing resource consumption is 527.8 FU per hectare of agroforestry area (Campos et al. 2008a). Likewise, it is estimated that livestock obtains 80 FU/ha from cropland (OEP 1992) and 651.7 FU/ha from woodland. This latter FU consumption rate comes from areas populated by cork oaks (642 FU/ha) and shrubland (750 FU/ha). These FU values are compared with the edible growth output of FUs in cork oak area and shrubland, which have been estimated to attain 422 FU/ha and 493 FU/ha, respectively (for further details see DGF 1995). Considering the former edible biomass annual growth figures and the distribution between cork oak areas and shrubland, we estimate that the sustainable grazing consumption totals 428.4 FU/ha of woodland. In other words, there is an overgrazing problem, which is estimated to reach an average rate of 223.3 FU per woodland hectare per year. Thus, current annual FU extraction is nearly 1.5 times the estimated edible biomass growth.

As indicated earlier, overgrazing has undoubtedly caused soil and vegetation degradation. Therefore, it seems likely that Iteimia—and similarly managed woodlands throughout northwestern Africa—will gradually lose their value as a productive natural resource. However, this situation could be corrected by enforcing livestock grazing regimes compatible with cork oak woodland tree regeneration while avoiding livestock keeper income losses.

Simulated Comparison

To analyze the potential economic effects of sustainable grazing on householders' income, we conducted a simulation, assuming that supplementary

feed could replace the quantity of FUs considered to overshoot the sustainable level of livestock grazing. For doing so, we assumed that herd size and composition remain constant.

If livestock keepers were to reduce their annual woodland grazing to a sustainable level corresponding to edible biomass growth, then cork tree recruitment and woodland pasture resources could be improved in the long term, but household income would decrease significantly. In theory the overgrazing could be offset by supplementary hay, and therefore consumption of pasture resources would decrease from the current 84 to 56 percent of livestock's total energy requirement, according to our simulation. This would imply a grazing rent loss of €15.2/ha of woodland, representing a woodland income loss of 11 percent (Figure 14.1). The average cost of supplementary hay feed in Iteimia is €0.28/FU. This raw material forage unit price is four times higher than our imputed grazing forage unit rent (€0.07/FU). As a result, the substitution of grazing resources for supplementary hay decreases household livestock income by 37 percent. The combined grazing rent and livestock self-employed labor income losses under this scenario lead to a household total income loss of 39 percent (Figure 14.1).

Certainly, this hypothetical approach to estimating the effects of grazing restrictions has several caveats because we ignore what would be the real feedback effects, in terms of herd composition, size, management intensity,

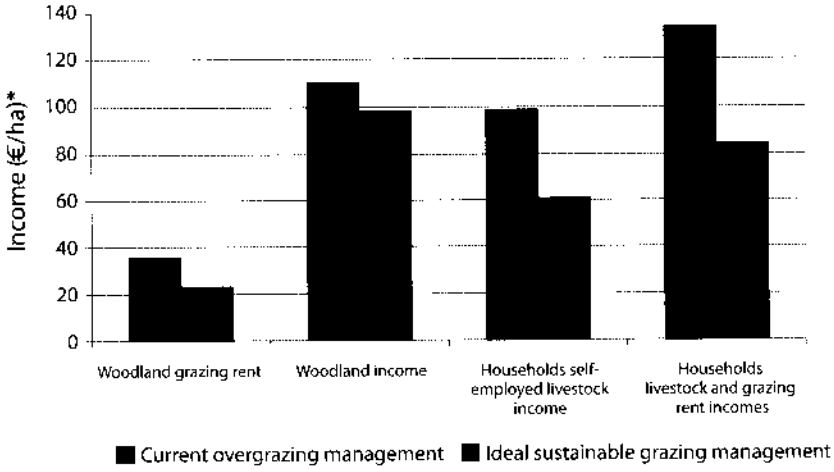


FIGURE 14.1. Householders' income with overgrazing and under ideal sustainable grazing management in Iteimia, northern Tunisia.

and land use change. This analysis should also consider alternative market opportunities (e.g., a dairy industry) to offset householders' income loss.

Conclusions

Our economic analysis indicates that households are the main beneficiaries of the goods and services generated in the woodland area, obtaining up to 60 percent of total income. This share actually is higher for agroforestry areas, when crop and livestock activities are considered, given that household income accounts for 81 percent of total income. On average, households get an annual woodland income of €480, and it increases to €948 when the agroforestry area is taken into account (Campos et al. 2008b).

Grazing and crops (forages and residues) grown in the agroforestry area are the main sources of livestock feed. As shown, comparing a hypothetically nonovergrazing woodland management scenario entailing supplementary feed with the current lack of tree regeneration management, characterized by chronic overgrazing, shows that householders' total income would decrease but that range conditions would be improved. In this regard, the quantity of available feed could be increased by creating improved grassland areas because climatic conditions are favorable in the area (1,000 mm/year of rainfall). Some parcels have been allocated to local communities for hay cropping in order to decrease overgrazing. A shift in livestock structure was also promoted by the Tunisian Forest Administration, introducing more productive cattle breeds that cannot be fed from forest grazing resources and encouraging local communities to develop new woodland activities in order to diversify and enhance their income. But to date, all attempts by the Forest Administration and local householders to manage woodland grazing in a sustainable ways have failed. Management practices for woodland areas, such as rotation of grazing parcels, surveillance, and control of illegal grazing, should be improved, with the local population involved in decision making about property rights and resource allocation, but these measures will entail changes in Tunisian government forest policy.

Householders' economic opportunities in the area are currently restricted to livestock rearing and subsistence cropping. These villagers rely on grazing resources as the mainstay of their subsistence economy, even though this leads to problems in resource conservation of woodlands and related pasture lands. The government could implement a wide array of steps to increase the income of the local population while reducing woodland degradation. Income losses from grazing restrictions should be compensated for, given the subsistence economy of most or all households. It is reasonable to base this

compensation partly on the capital income that the state currently receives from stripped cork and other miscellaneous woodland rents in Iteimia and partly on a transfer compensation mechanism from developed countries when Iteimia households suffer the economic losses of generating global environmental benefits or mitigating environmental losses. Otherwise, it is inequitable that the state, as the woodland owner, benefits from a relevant capital income (similar to a resource rent) from Iteimia woodlands while its investments in local development projects, such as roads, electricity, potable drinking water, housing, education, and health services, are grossly inadequate with respect to basic needs. The compensation scheme should also consider the public benefits of the woodland conservation services provided by local householders' livestock, such as a reduction of the risk of catastrophic woodland and shrubland fires and biodiversity losses.

This study has focused on woodland incomes derived from private goods and services controlled by the state but with the Iteimia householders being beneficiaries of certain natural resource usage rights. Therefore, total private commercial income provides an incomplete picture of the total woodland benefits (see Chapters 13 and 15). Mediterranean woodlands give refuge to exceptional levels of biodiversity, provide watershed and habitat, sequester (or release) carbon, offer historically meaningful landscapes, and are aesthetically pleasing. Neither these benefits nor the cost of losing cork oak woodlands has been taken into account in this study. Consideration of these public values in further studies is essential in order to assess the total sustainable income in Iteimia and similar woodlands.

However, even if these benefits are not considered, their existence and the evidence of gradual cork oak woodland depletion should warrant the creation of a specific program for woodland conservation, paying special attention to mitigating the income losses of livestock keepers from woodland sustainable management in Tunisia and in other Mediterranean countries. In the next chapter we apply a cost–benefit analysis to two land management scenarios in Spanish cork oak woodlands.

Acknowledgments

This work was funded as part of the research project "Sustainable Silvopastoral Management Models in Mediterranean Forests: Application on Cork Oak Forest in Spain (Cadiz) and Tunisia (Ain Draham)." We are grateful to the Spanish Agency for International Cooperation and the Tunisian Ministry of Research for partial funding. We would also like to thank the Forest Administration and Rural Development Office of Ain Snoussi.

Total commercial income from a cork oak forest agroforestry system in the region of Iteimia, Tunisia*

Ali CHEBIL
Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts

Pablo CAMPOS-PALACÍN
Paola OVANDO POL
Consejo Superior de Investigaciones Científicas

Hamed DALY-HASSEN
Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts

* This work was funded in the framework of the research project "Sustainable silvo-pastoral management models in Mediterranean forests: Application on cork oak forests in Spain (Cádiz) and Tunisia (Ain Draham)" (6P/02), financed by the Spanish Agency for the International Cooperation and Tunisian Ministry of Scientific Research and Technology. The authors are also grateful to the Forest Administration and rural development office "ODESYPANO" of Ain Snoussi for providing data and their collaboration in undertaking interviews. The authors wish to thank their colleague Yolanda Rodríguez for her help in the preliminary stages of this study.

ABSTRACT

An Agro-forestry Accounting System (AAS) is applied to assess total commercial income of multiple uses of a cork oak forest in the region of Iteimia (Northern Tunisia). The cork oak forest in Iteimia is an important source of income for both the State owner, whose revenues are especially drawn from cork stripping, as well as for the self-employed local population. The local population earns its income primarily from grazing resource usage rights, "free grazing", livestock and crops grown for self-consumption and sale, firewood collection for domestic use, and forest employment. While market values are assessed using market prices, non-market goods and services require other valuation techniques. This paper proposes a restricted simulated exchange price approach for combining grazing resource rent and household self-employed labour as an alternative to unfit income theory applications. Results of the AAS application indicate the importance of family self-employment labour, grazing resources, and cork and firewood gathering to the entire Iteimia agroforestry commercial income. Current cork oak forest use for grazing involves overgrazing, endangering its long-term conservation. Hence, a comparison between a real situation and a sustainable management scenario, where there is no overgrazing, is done to determine the extent to which livestock fodder consumption and economic indicators might be affected.

Key words: total commercial income, cork oak forest, multiple-use, overgrazing, Tunisia.

1. INTRODUCTION

Cork oak is the principal autochthonous species in north-western Tunisia. Its surface area has greatly decreased from more than 127,000 ha in 1950 (Boudy, 1952) to around 60,000 ha currently (DGF, 2002a). Cork oak forests produce many goods and services as well as provide permanent and seasonal employment for local inhabitants involved in activities such as cork stripping, livestock rearing, crops, essential oil and perfume operations, mushroom picking, firewood collection for domestic consumption and other non-wood goods gathering. Cork oak stands are declining mainly due to lack of regeneration, degradation, ageing and poor health of the trees.

Despite their limited area, Tunisian cork oak forests continue to play a prominent socio-economic role in the rural household economy. The study area is in the Ain Snoussi region, situated in the northwest of Tunisia (20 km from Ain Draham). The Iteimia surface area of about 634 ha (DGF, 2002b and ODESYPANO, 2001), is made up of cork oak woodlands (68,9%) with a density of 583 cork oak trees per hectare[1], shrublands (7,4%), croplands (20,3%) and unproductive lands (3,3%) (Figure 1).

The Tunisian State, owner of the cork oak forest and shrublands[2], is engaged in forest management operations from which it draws some commercial benefits, mainly from cork, firewood, mushrooms, myrtle and game. The Iteimia local population[3] also obtains income from the forestland in the form of grazing resource usage rights "free grazing", firewood and acorns collected in the forest, and shrublands. Locals also take advantage of forestry jobs and subsistence agriculture carried out in small treeless plots inside the forestland that are taken into account in this research. The main labour activity of local households is livestock rearing. The average number of livestock per household in Iteimia is estimated at 3,6 SLU[4] per hectare and on utilised agricultural land (UAL) at 0,64 (ODESYPANO, 20.

For years, the local population has had usage rights for practicing subsistence agriculture in the previously mentioned parcels. Locals can inherent these property rights; however, the property of agricultural lands as an asset is incomplete[5]. Tunisian forest legislation maintains that livestock grazing is among those usage rights that can be freely practiced by the local people[6]. Local families appropriate the capital income of croplands, although the Tunisian State is also the incomplete owner of the forestland.

The Forest Administration (FA) is represented by the forest service manager of the area, who is responsible for silvicultural operations and the implementation of forest regulations. Forestry activities include cork stripping, sanitary cutting of trees, fire prevention, and guarding the forest.

The economic valuation of a multiple-use cork oak forest is useful for local decision-making, non-government organisations and public administration. The shortcomings

---

1] Stiti, Khaldi and Sebei, 2004.

2] Iteimia land ownership from a legal perspective belongs to the Tunisian state, but for economic analysis, only true economic rights, not "nominal legal rights" (Eggertsson, 2003, p. 73) are analysed, considering that local inhabitants have specific agroforestry use rights.

3] *Itemia* has 110 households and 508 inhabitants with an average of 0.8 inhabitants per hectare.

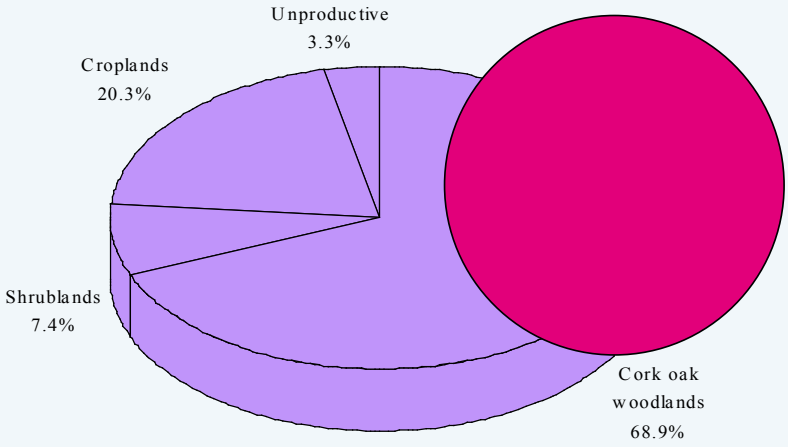
4] Standard Livestock Unit (SLU) = 1,4 local cattle = 1,2 improved cattle=5 sheep = 6 goats = 1,4 equines. There are 44 local cattle, 106 improved cattle, 361 sheep, 812 goats and 55 equines in Iteimia.

5] Those property rights are considered incomplete in relation to an absolute property right standard, which implies exclusive property rights on assets and the benefit flows derived from them; Anderson and McChesney, 2003.

6] Since there are no animal restrictions, the overgrazing problem, an inhibitor to natural cork oak regeneration, becomes one of the main factors that cause soil degradation in northern Tunisia; Ben Mansoura *et al.*, 2001.

of the Tunisian national accounting system for agriculture and silviculture, and the lack of a suitable system of statistical data, lead to incomplete income measurements[7]. Recently, a study using the total economic value concept demonstrated the predominance of grazing resources and the value of watershed protection in the production value of the forest (Daly and Ben Mansoura, 2005). However, this approach cannot determine the various incomes of the forest area. In consequence, to assess the total commercial income of the Iteimia area, an Agro-forestry Accounting System (AAS) is applied (Campos, 1999; Campos *et al.* 2001; Caparrós *et al.*, 2003; Campos, 2004a; Rodríguez *et al.*, 2004; Campos *et al.*, 2005). This is the first time that the AAS methodology will be used to assess the total commercial income in a Tunisian cork oak forest.

FIGURE 1. Land uses and vegetation distribution in the Iteimia area



SOURCES: DGF, 2002b; ODESYPANO, 2001.

The AAS application intends to measure the Iteimia area "territorial" commercial total income, regardless of its final distribution among State, local population and external enterprises. Commercial income is considered private, due to the fact that FA expenditures have mainly private purposes8.

The objectives of this paper are twofold. First, total commercial income of multiple-use cork oak woodland in Iteimia is measured and distributed amongst stakeholders. Second, the real situation of the Iteimia agro-forestry system is compared to a sustainable grazing resource management scenario (having no overgrazing), while the remainder of cork oak woodland uses stay constant. To achieve these objectives, the rest of this paper is organised as follows: section 2 presents a set of commercial income indicators from the information generated by the AAS methodology, taking into

7] The Tunisian accounting system follows the rules established by the International Accounting Standard Committee (IASC) accounting system. Differences between the Tunisian accounting system and the AAS are mainly: the AAS takes into account all land uses and integrated activities of the area whereas the Tunisian system considers only the following products: wood, cork, charcoal, esparto grass, and other plant products (aromatic plants). The Tunisian accounting system considers only government costs such as labour costs but the AAS also takes into account self-employed labour costs for wood and grazing. The grazing resources rent are not included in the forest's net value added. Livestock is over-valued because forest grazing resources do not include livestock intermediate consumption.

8] FA expenditures are mainly devoted to favouring production of goods and services that are controlled by the State, owner of the Iteimia woodland.

account only commercial and private incomes, and describes the assumptions and valuation criteria adopted for the Iteimia study case at 2002 average prices. Section 3 contains the results regarding physical and commercial indicators for the Iteimia area. Section 4 discusses the comparative results between the real situation and the sustainable management scenario. Finally, section 5 presents the main conclusion drawn from the AAS commercial results and suggests some recommendations for measuring total Iteimia sustainable income.

2. METHODOLOGY

2.1. AGRO-FORESTRY ACCOUNT SYSTEM

The AAS organizes information into three different accounts, enabling total income to be estimated[9]. The production account (PA) incorporates all economic flows related to the production process during the accounting period. Capital variations arise from two different balances: the production in progress balance (PPB) and the fixed capital balance (FCB). The first balance records price variations of products that remain for more than one period as working in progress, and the second includes variations borne by fixed capital.

The production account (PA) gives a residual value called net operating margin (NOM), calculated as the difference between total output (TO) and total cost (TC), before operating subsidies and taxes[10]. TO is classified as intermediate output (IO) –intra-unit consumption– and final output (FO). Final output includes gross internal investment in fixed capital goods (IFO), sales of final output (SFO), final stock (FSO) which records the entrance of working in progress goods, and other final output (OFO) which accounts for self-consumption of differenzt goods and services generated by the agroforestry system throughout the accounting period. Total cost (TC) comes from the sum of intermediate consumption (IC), labour cost (LC) and fixed capital consumption (FCC). Intermediate consumption (IC) is the result of the aggregation of own or internal (ORM) and external raw materials (ERM), internal and external services (ISS and ESS, respectively) and production in progress used (PP_U) recorded in the accounting period. Labour cost (LC) includes employees (ELC) and those who are self-employed (SELC), the latter to be detailed further on, estimated as a residual value from households' output minus consumption expenditures (intermediate consumption and fixed capital consumption expenditures) and taxes or resource rent expenditures.

Capital income (CI) indicates the income attributed to capital services as a production factor when the owner of affected capital demands a risk benefit from a capital investment. This income indicator is significant for a private owner that employs remunerated workers and less important or negligible for economies where family self-employment is more relevant. CI is defined as the sum of the two residual values net operating margin (NOM) and capital gains (CG).

Capital gains (CG) represent the income accrued from changes in working in progress (inventory of existences) and durable goods (assets) prices –capital revaluation (Cr)– during the accounting period, net of capital destructions (Cd), and adding fixed capital consumption (FCC) to avoid double accounting[11]. Production in progress and fixed capi-

9] The AAS uses the *Hicksian* criterion; Hicks, 1946, p. 172; adding the change in the real value of capital balances to the gross operating income of the accounting period and taking away from it the value of capital destruction of controlled natural or man-made capital.

10] Net Operating Surplus (NOS) = NOM + Net government taxes on products (NT).

11] Fixed capital consumption is added to capital revaluation to avoid double accounting since FCC accounts for total cost and final fixed capital value calculations.

tal balances provide the values of capital revaluations (Cr)[12] as the difference between final and initial capital and capital withdrawals and entrances.

By adding labour cost (LC) to CI, the total sustainable income (TSI) of a given accounting period can be estimated. Since TSI estimation includes changes in real capital value, it indicates the maximum consumption of commercial resources of a territory during the accounting period, without diminishing the value of the initial wealth of that territory at the end of the period[13] (Caparrós *et al.*, 2003).

Analysis of commercial results of an average year in the Iteimia area is performed given the following assumptions: i) input and output prices equal average prices of 2002, (ii) there is no extraordinary destruction of capital goods, and (iii) capital is perfectly divisible. Those assumptions imply that annual gross investment in amortizable fixed assets may be equal to fixed capital consumption. Therefore, capital gains (CG) during the accounting period arise from production in progress current revaluation due to the discount effect for reducing in one year the time needed for the next cork stripping at the end of the period. TSI is the same as net value added (NVA) –estimated by adding NOM or NOS and LC– for activities other than cork oak woodland silviculture, whose capital gains under the latter assumption are zero.

Under constant prices and steady state assumptions, the replacement of durable production factor consumed (consumable fixed capital) entails that fixed capital destruction revaluation (FCr) match fixed capital consumption (FCC) during the accounting period[14]:

2.2. DATA SOURCES

Data are mainly collected from the Forest Administration and ODESYPANO (secondary data), household surveys (primary data) and some technical published references. In all, 36 households from a total of 110 were interviewed in 2003 using a structured survey. Questions focused on the socioeconomic situation (number of members, income sources, etc.), livestock breeding data (Oudhini, 2003) (census, age, production, costs, days spent on different livestock rearing tasks, etc.), use of forest products (firewood, acorns, etc.), and crop production data (surface, production, costs, etc.).

2.3. SELF-EMPLOYMENT LABOUR VALUATION

The determination of marginal price for self-employed labour in a simulated labour market can lead to unrealistic results in an area with abundant self-employed labour (as is the case in Iteimia). This assumption for valuing self-employed labour implies frequently low or negative profitability results, which could explain a farmer's irrational behaviour in the presence of other employment opportunities. Some authors suggest that farmers' subsistence economies are guided by their own rational rules for distributing scarce goods and productive factors, which are different from the capitalist firm's point of view (Wolf, 1975; Schejtman, 1980).

It is assumed that subsistence farm economies optimise their own labour endowment distribution between unpaid land-related activities, in order to maximise their total family income. This objective implies, first of all, that families seek to satisfy their own basic needs and secondly, that they obtain resources for the reposition of production means employed and consumed by the production process.

Under these assumptions, the AAS approach accepts that self-employed labour costs

12] Production in progress (PPr) and fixed capital (FCr) revaluations are included in capital revaluations (Cr).

13] The absence of net donations or new discoveries of wealth in the area is assumed.

14] Annual gross fixed capital investment (FCgi) on durable goods must be equal to the depreciation (FCC), sales (FCs) and fixed capital self-consumption (FCo) values. Therefore, FCC = – FCr.

(SELC) are estimated as a residual value by using the following formula, when all activities from the agroforestry system are considered and before operating subsidies and taxes (Campos, 2004b):

$$SELC = TO - IC - FCC - ELC - NOM \quad (1)$$

The net operating margin (NOM) includes the natural resource capital income (NRCI), which reflects the usage rights value of any natural resource that families could implicitly receive. In Iteimia, households generate low self-employment productivity and a high auto-consumption level of their incomes, and this study case assumed that the only natural resource income that comes to them is from free grazing rights.

2.4. VALUATION CRITERIA FOR GOODS AND SERVICES

The basic criterion for valuing goods and services is through local market prices. However, since local market prices are not available, other criteria have been chosen in this study.

2.4.1. Cork oak silviculture

In Iteimia, silviculture is represented by woody vegetation treatments to favour the growth of standing cork. The government is currently responsible for two silviculture improvements: sanitary felling and shrub clearing. Cork natural growth and internal silviculture improvements are the main outputs accrued from the government expenditures on current Iteimia cork oak silviculture.

The gross natural cork growth (GNG) value is calculated by the following expression:

$$\mathrm{GNG}_t = \sum_{j=1}^{J} \frac{\mathrm{X}_j \cdot \mathrm{Pp}}{(1+r)^{T-t_j}} \quad (2)$$

where GNG_t: value of gross natural growth in year t, X_j: plot j production per year, where $j \in \{1,2,...,J\}$, Pp: stumpage price of cork, r: discount rate[15], T: cork stripping turn, and $T\text{-}t_j$: time for reaching the next cork stripping turn in plot j.

Cork stumpage prices are estimated as the difference between cork market prices at farm gate and stripping costs plus the net operating margin that an external enterprise would require for taking on stripping costs[16].

Silviculture improvements are valued by the direct production cost criterion, since they are carried out directly by the FA. Iteimia households indirectly contribute to those silviculture treatments by felling standing dead cork oak trees or removing fallen ones for fuelwood provision. Both the FA and family costs are taken into account in estimating silvicultural improvements' internal gross investment. Families contribute by self-employed work and animal drive used for carrying firewood from the cork oak woodland. The first figure is estimated as a residual value between total firewood (collected by the local population) market value minus the second figure, which is valued according to equine daily rental price in Iteimia.

2.4.2. Cork stripping

The FA is responsible for cork stripping using local employees. Cork stripping occurs every 12 years (turn) after the first virgin cork stripping, from the time a tree reaches 40 years of age until it is approximately 150. Cork stripping has been annualised, assuming that the surface area is composed of 12 homogeneous plots of cork oak

15] A real rate of 3% is assumed as the opportunity cost of capital, which correspond to a lower limit of capital opportunity costs considering the real profitability of the long-term public debt.

16] The required commercial benefits are estimated at 10%.

bearing cork of 12 different consecutive ages. The gross natural growth is therefore assumed to be linear and uniform throughout the 12 year cycle[17]. These assumptions state that the physical quantity of cork stripped matches the cork grown in the 12 cork oak plots during the accounting period (Rodríguez *et al.*, 2004).

2.4.3. Firewood and charcoal

The local population gathers firewood from shrubs and dead cork oak trees or buys it from the FA[18]. Collected firewood from shrubs and cork oaks are valued using local farm gate market prices and are included as silviculture final outputs. The FA establishes a stumpage price per cubic meter of shrub firewood and dead standing cork oak trees, while collection of firewood from fallen dead cork oak trees is free for the local inhabitants.

The FA also sells cork oak firewood obtained as a sub-product from silvicultural treatments to the local population. Sanitary felling costs are higher than FA cork oak firewood sales, which is not surprising considering that the main aim of this treatment is favouring cork production, not making money from sales.

Frequently locals collect firewood from shrubs without paying the stumpage prices determined by the FA. However, stumpage prices for dead standing cork oak trees are paid to the FA, and are in consequence included as sales of silviculture use final output, as well as subtracted from the total firewood output in estimating the self-employed labour costs related to cork oak firewood collection.

Charcoal final sales and self-consumption are valued using local market prices[19]. The production account also includes the self-employed labour cost (SELC), estimated as a residual value, and services (SS), which take into account animal drive required for charcoal transportation valued using the Iteimia equine daily rental price.

2.4.4. Grazing resources

The grazing resources consumed by livestock are considered forest and agricultural land intermediate outputs. The gross value attributed to grazing resources is the sum of the estimated value for an extracted forage unit (FU[20]) and the attributed value of livestock dung[21] (Rodríguez *et al.*, 2004). Grazing resources come from the cork oak forest, shrubland and cereal stubble. In the absence of market prices for valuing grazing resources, the FU value for extraction by grazing is determined by simulation, as detailed further on, taking into account the trade-off between non-market grazing resource rent and self-employed cost.

The livestock household self-employed net value added ($NVA_{L,SE}$) from open access livestock activity can be objectively measured considering the following steady state formula as a residual market value:

17] Cork production was annualised from 1991 to 2002 in the Ain Snoussi cork oak woodland; Centre Forestier Ain Snoussi, 2003.

18] The average firewood consumption is about 3.7 tons per household per year; Ministère de l'Agriculture, 1999. This result corresponds to all firewood types used by the local population. The quantity of firewood from shrubs was estimated using information about the quantity that women collect per week, which is about 40 kg per household. The cork oak firewood consumption was calculated by the difference between total firewood consumption and shrub firewood collection.

19] The production of charcoal is prohibited by the FA in order to reduce fire risks. Although this activity is illegal, there are some families in Iteimia that produce charcoal for the local market and for their own consumption (five families according to Imen, 2002). Generally, households with lower incomes from agriculture and livestock production are involved in this activity. According to Auclair and Saïdi, 2002, in the Ain Snoussi region, one household that has produced charcoal for 6 months is capable of producing about 800 Kg of charcoal per month. Therefore, the total Iteimia production is estimated at 24 tons of charcoal per year.

20] A forage unit (FU) represents the energy contained in one kilogram of barley, with 14,1% humidity, that is to say 2.723 Kilocalories of metabolic energy; INRA, 1978.

21] This figure is estimated using ruminant manure local market price.

$$NVA_{L,SE} = R_{L,SE} + SELC_{L,SE} - CE_{L,SE} - ELC_{L,SE} - ORM_{L,SE} - TL_{G,SE} \quad (3)$$

Being, $R_{L,SE}$: livestock self-employed revenues, $SELC_{L,SE}$: livestock household self-employment labour costs, $CE_{L,SE}$: livestock household self-employed equivalent consumption expenditures[22], $ELC_{L,SE}$: livestock employee compensations paid by household self-employed livestock keepers, $ORM_{L,SE}$: livestock household self-employed own forage unit supplementary consumption and $TL_{G,SE}$: government taxes on products.

The above livestock accounting steady state formula indicates that joint livestock household net value added at market prices is shared by production factor household self-employed cost ($SELC_{L,SE}$) and current consumption of forest open grazing resource rent (GR_{CC}). Given an imputed value for livestock household self-employed wage rate ($W_{L,SE}$), the residual exchange value of current grazing resource consumption could be estimated as:

$$GR_{CC} = NVA_{L,SE} - SELC_{L,SE} \quad (4)$$

A negative value was found for Iteimia GR_{CC} when $W_{L,SE}$ is assumed to be 70% of the Iteimia forestry activity employee wage rate ($W_{F,E}$)[23] and equals the market barley price when $W_{L,SE}$ is 30% of $W_{F,E}$. Considering that Iteimia livestock rearing usually employs women and children, a $W_{L,SE}$ equal to 50% of $W_{F,E}$ is assumed. This assumption gives an Iteimia current local grazing resource consumption (GR_{CC}) simulated forage unit exchange value of 0,09 Tunisian Dinars (TND)[24]/FU.

The open access grazing resources could have a conditioned positive or negative exchange value depending on the imputed livestock household self-employed labour cost, but this subjective $LC_{L,SE}$ does not affect the livestock household self-employed net value added ($NVA_{L,SE}$).

2.4.5. Livestock and hunting

Livestock represents the main activity for the local population. A stabilized balance has been constructed by species, animal age and sex class[25]. The estimate of outputs and costs of livestock in an average year assumes that the herd is stable. Total output of livestock includes the value attributed to livestock dung and to animal drives as intermediate outputs, and as final output, the values of final sales (stocks and milk), the final stock and self-consumption of livestock products. Livestock outputs are estimated at farm gate market prices. Livestock aging and deaths (destruction) cause a fixed capital loss that is taken into account in calculating the total sustainable livestock income (Rodríguez *et al.*, 2004; Campos *et al.*, 2005).

The honey value corresponds to the market value of the estimated productivity obtained in the forest. There are five beekeepers in the Iteimia area. The cost and production values come from interviews with the beekeepers. The government does not receive licenses or taxes for this use.

The hunting rent value corresponds to the licences and taxes paid to the FA by hunters in the area. The main species hunted by foreign visitors are wild boars. For them, licences and taxes are 100 TND per season and 100 TND per wild boar, respectively. Hares, thrushes and starlings are hunted by local hunters, with a licence fee of 17 TND per season (Centre Forestier Ain Snoussi, 2003).

22] Consumption expenditures are estimated as the sum of intermediate consumption expenditures and external fixed capital consumption.

23] In 2002, $W_{F,E}$ is equal to 0,5 TND/hour (i.e. 4,2 TND per working day – 8 working hours).

24] US$1 = 1.3 TND in 2002; Banque Centrale de Tunisie, 2003.

25] Livestock productivity data are required in order to construct a stabilized livestock balance. Livestock productivity is defined as the number of animals born, net deaths, obtained per female in one year. The productivity data used in this study case are 0,6, 0,7, 0,95, and 1,09 for local cattle, improved cattle, sheep and goats, respectively; OEP, 1992.

2.4.6. Myrtle, mushrooms and acorns

Myrtle and mushroom production (other forestry goods) is controlled by the FA who sells the collection rights to external enterprises by public auction. Myrtle sales are estimated at farm gate prices. Mushroom prices are assessed by adding auction prices, direct cutting costs and the operating margin that an external enterprise would require for extraction (10% over direct costs is assumed). The production account reflects the direct collection labour costs. The net operating margin (NOM) of those goods reflect their standing value (which equals the amount paid by external enterprises for those goods' collection rights) plus the net operating margin that the enterprises receive from myrtle and mushroom sales at farm gate[26].

Acorn collection is estimated using the number of trees per hectare and the production per tree (Nsibi, 2005). Only 20% of this production is picked by self-employed families and used for livestock as supplementary feed; the rest is consumed by livestock and wild animals by grazing. The price of the acorns is the market value at farm gate.

2.4.7. Crops

The main crops in the Iteimia area are cereals, forages and fruit trees. These crops do not occupy much surface area compared to forest land. As livestock activity, these crops generate intermediate and final outputs. They are used for human consumption and animal feeding. The cost and production of crops have been obtained by survey. Self-employment is estimated as stated in equation (2).

2.4.8. Services and infrastructure

Dwelling services have been calculated by multiplying the number of residential houses by the imputed house rent (cost opportunity value) in the region.

The machinery services and animal drive are included as external and own services, respectively, as intermediate consumption costs. Both services have been calculated for each activity by local market leasing prices.

Infrastructure construction (a gross internal investment) that is directly conducted by the FA (buildings used by forest guards, roads, artificial insemination nave, and fences, among others) has been valued by the direct production cost criterion. Infrastructure construction carried out by families (cowsheds, dwellings and hives) is valued by estimating the cost that this construction would have cost had families hired daily workers.

2.4.9. Government expenditures

FA employee labour costs and intermediate consumption expenditures on guarding the forest and preventing fires are registered in the production account. Employee labour costs mostly affect forestry activity (cork stripping and silviculture), thus it has been distributed between these forestry uses in function of their direct employee labour cost.

2.4.10. Fixed capital values

Fixed capital balance leaves out the initial and final capital values of land from other natural or man made capital, since there are no market transactions for this asset. The capital inflow related to land reflects the internal gross investment on forest and agricultural land improvements (silviculture treatments and permanent forage crop plantation).

Initial and final inventories of livestock are calculated by livestock breed market prices. Livestock fixed capital revaluation takes into account capital entrances (new livestock breeds) and capital withdrawals due to sales, self-consumption and destructions.

26] As mentioned before, the AAS approach aims to estimate the total commercial agroforestry system income, regardless of its final distribution amongst economic agents.

Breeders' sales and self-consumption are not considered an output for the accounting year. An adult animal, if not fattened or grown, does not generate value added but is a wealth completed from the beginning of the year like any other wealth; however, it directly impacts income through capital gains (Campos *et al.*, 2005).

Man made capital (infrastructure and machinery) is valued taking into account the age and reposition cost of 2002. The infrastructure inventories and investments in 2002 are obtained from the FA and through surveys. Internal and external gross investments are valued at 2002 reposition costs at constant fixed capital endowment, since each year gross fixed capital investment equals fixed capital consumption for the accounting period.

3. RESULTS

The main results obtained are organised into two subsections to describe a group of AAS physical and economic indicators. Some physical and all economic indicators are computed for an average hectare of 'useful agricultural land' (UAL) without counting unproductive lands.

3.1. PHYSICAL INDICATORS

The importance of cork, livestock activity and self-employed labour justifies the choice of cork production; livestock fodder consumption and labour make up the set of physical indicators that best reflect the distinctive features of Iteimia economic activities.

3.1.1. Cork production

The average quantities of stripped cork derived from the annual balance are almost 73,9 Kg per hectare and year of reproductive cork and 6,2 Kg per hectare and year of virgin cork and 10,2 Kg per hectare and year of miscellaneous cork (Table 1). These quantities match cork gross natural growth during the accounting period. There is also an important yield (84 kg/ha) of winter cork which is gathered using local employees (Table 1).

3.1.2. Livestock fodder consumption

Table 2 shows the distribution of livestock feed consumption by fodder type. The total annual energy requirements of Iteimia livestock amount to 626,8 FU per hectare. One of the features that characterises the way that livestock feeding is handled in Iteimia is the importance of grazing resources. Current consumption of grazing resources totals on average a volume of 556,8 FU per hectare of forest and croplands (i.e. 652,4 FU/ha from forestland and 80 FU/ha from cereal stubble)[27]. This means that 84% of the total annual livestock energy requirements are met with feed resources provided by forest grazing and stubble from crops grown. The extensive livestock management system and grazing freely practiced by the local population are the main reasons for this result.

The main source of supplementary feed comes from crops grown at the study area, which represents 11% of total livestock energy requirements. Barley and hay are the most important supplementary feed (Table 2). Acorns collected in cork oak woodlands by the local population cover about 1,9% of the total FU consumption. Last of all, the mixed feed (external raw materials) supplied represents only 3% of total livestock energetic requirements.

Grazing resources and crops grown cover 78% and 20%, respectively, of the energy requirements for local cattle. They represent about 61% and 29% for improved cattle.

27] The quantity of FU extracted by grazing is estimated as a residual value between total energy requirements and supplementary feed.

In contrast, they average approximately 95% and 4.5% for sheep, goats and equines. The use of mixed feed is not common except for improved cattle; goats, sheep and equines depend mainly on grazing resources.

TABLE 1. Selection of physical and economic indicators of Iteimia forestry production (data per UAL hectare and year)

Class	Unit	Quantity/ha[1]	Unitary price	Total value
			TND/unit	TND/ha/year
Cork extraction		164,9	0,53	87,4
Reproductive cork	Kg	73,9	1,02	75,4
Virgin cork	Kg	6,2	0,19	1,2
Miscellaneous cork	Kg	10,2	0,26	2,6
Gathered cork	Kg	74,6	0,11	8,1
Firewood				10,7
From cork oak trees	m3	0,6	9,23	5,8
From shrubs	m3	0,7	5,00	3,7
Charcoal	Kg	39,2	0,35	13,7
Acorn collection	Kg	16,3	0,08	1,3
Myrtle	t	0,1	41,25	3,7
Mushrooms	Kg	1,1	2,80	3,1

1] For the total Iteimia useful agricultural land (UAL) surface.

TABLE 2. Consumption and unitary costs of livestock feed (2002)

Class	Livestock feed			Unitary feed cost (DT/FU)		
	Consumption	Consumption	CGR* FU/ha	Raw material	Labour costs	Total
	FU	FU (%)				
Grazing	323.515,27	84,20	556,82	0,09	0,19	0,28
Forestland	315.755,27	82,18	652,39	0,09	0,19	0,28
Cropland (stubble)	7.760,00	2,02	80,00	0,09	0,19	0,28
Supplementary feed	60.726,02	15,80	273,512	0,29	0,04	0,33
Barley	17.893,33	4,66	447,33	0,18	0,04	0,22
Broad bean	3.295,20	0,86	82,38	0,23	0,04	0,27
Glands	7.181,84	1,87	16,43	0,11	0,04	0,16
Hay	15.981,29	4,16	280,37	0,38	0,04	0,42
Straw	5.055,42	1,32	126,39	0,26	0,04	0,30
Mixed feed	11.318,93	2,95		0,47	0,04	0,51
Total	384.241,29	100,00	626,82	0,12	0,17	0,29

* CGR: Consumed grazing resources estimated for the real utilised forest and cropland surfaces.

3.1.3. Self-employed labour demand

Table 3 shows direct familiar labour distribution by activity in Iteimia. The high level of self-employment (532 hours per hectare per year) is mainly due to the considerable requirements for livestock rearing that accounts for 83,5% of the self-employment demand in Iteimia. A large part of this percentage is devoted to goats and improved cattle breeding. Livestock grazing, milking and livestock feeding are the individual tasks with a higher demand for family labour (mostly female work).

Firewood collection and charcoal elaboration represent approximately 9% of self-employment labour requirements, whereas agriculture activity accounts for 7,5% (Table 3).

TABLE 3. Direct self-employed labour distribution

Class	Hours ha-1 year	Percentage (%)	Cost		Total
			TND/hr	TND/day	TND/UAL ha
Firewood gathering	43,0	8,1	0,1	0,8	4,5
Cork oak firewood	5,7	1,1	0,1	1,1	0,8
Shrub firewood	37,3	7,0	0,1	0,8	3,7
Charcoal elaboration	5,2	1,0	2,3	18,4	12,0
Livestock	444,1	83,5	0,3	2,0	112,4
Local cattle	56,3	10,6	0,2	1,4	9,8
Mixed cattle breeds	150,9	28,4	0,4	3,6	67,0
Sheep	69,1	13,0	0,2	2,0	17,0
Goats	167,9	31,6	0,2	1,5	32,4
Agriculture	39,7	7,5	0,7	5,7	28,2
Others					3,7
Total	532,1	100,0	0,3	2,7	178,3

3.2. ECONOMIC INDICATORS

3.2.1. Commercial unitary costs of livestock fodder

The total commercial cost of a forage unit (FU) is composed of the raw material price[28] plus the cost of imputed self-employed labour associated with the supply of supplementary feed and grazing (Table 2). In Iteimia, the total unitary cost related to supplementary feed supply is 0,33 TND/FU. This cost is composed of 0,29 TND/FU for raw materials and 0,04 TND/FU for labour costs. The unitary raw material cost of grazing resources is only 0,09 TND/UF, but the high self-employment labour requirements for livestock grazing makes one FU grazed increase to 0,28 TND/FU. The average FU consumed by livestock in Iteimia costs 0,29 TND/FU in turn made of 58% labour cost and 42% raw materials.

3.2.2. Self-employment labour cost

One of the basic features of the Iteimia agroforestry economy is the important contribution of self-employment to the total labour cost (LC). Approximately 88% of LC corresponds to self-employed cost (SELC) (Table 4, at the end of the test).

Self-employed labour costs by activity are shown in Table 3. SELC is estimated at 0,8 TND/day for firewood gathering. Lower production values and high family labour requirements for firewood gathering determined that its SELC has the lowest economic value of all the activities. In contrast, the highest level of SELC corresponds to charcoal elaboration (18,4 TND/day). This is partially due to relatively high charcoal prices combined with lower labour requirements.

In regards to livestock rearing, the SELC has an average value of 2 TND per day which varies according to the livestock species. Improved cattle generates a higher livestock labour income per working-day (3,6 TND/day), while goats and local cattle produce the lower ones (1,5 TND/day and 1,4 TND/day, respectively). Agriculture activity SELC amounts to 5,7 TND/day, a considerable amount. The average SELC value for all activities is estimated to be 2,7 TND per day**,** which is about two thirds of the Iteimia daily wage for forestry activities (4 TND/day)**.**

3.2.3. Commercial values

Table 4 shows the results of total production, total cost and net operating margin for all agroforestry activities from the forest (silviculture, cork, firewood, and other forest

28] Dung is not included in this price. However dung value makes up part of the grazing resource total output.

products), grazing resources (forest and croplands), animals (livestock and hunting), crops, services and infrastructure construction. One of the main features of the AAS results in Iteimia is the significance of intermediate output (IO) with respect to total output (TO).

TABLE 4. Production account of Iiteimia (2002 TND per UAL hectare)

Class	Forestry						
	Silviculture			Grazing resources	Cork stripping	Charcoal elaboration	Others forestry goods
	Sanitary felling	Shrubs clearing	Cork natural growth				
1. Total output (TO)	18.4	3.7	52.8	46.4	89.7	13.7	8.1
1.1 Intermediate output (IO)	0.0	0.0		46.4	0.0	0.0	1.3
1.1.1 Intermediate raw materials (IRM)	0.0	0.0		46.4	0.0	0.0	1.3
1.1.2 Intermediate services (IS)		0.0			0.0	0.0	0.0
1.2. Final output (FO)	18.4	3.7	52.8		89.7	13.7	6.8
1.2.1 Gross internal investment (IFO)	12.6				2.3		0.0
1.2.2 Final sales (SFO)	1.5				87.4	13.4	6.8
1.2.3 Final stock (FSO)	0.0		52.8			0.0	0.0
1.2.4 Other final output (OFO)	4.3	3.7				0.3	0.0
2. Total cost (TC)	23.6	3.7	0.0		85.7	13.7	3.4
2.1 Intermediate cost (IC)	5.7		0.0		65.2	1.7	0.0
2.1.1 Raw materials (RM)	0.7				0.9		0.0
2.1.1.1 Own raw materials (ORM)							0.0
2.1.1.2 External raw materials (ERM)	0.7				0.9	0.0	0.0
2.1.2 Services (SS)	5.0				2.4	1.7	0.0
2.1.2.1 Internal services (ISS)	4.0					1.7	0.0
2.1.2.2 External Services (ESS)	0.9				2.4	0.0	0.0
2.1.3 Production in progress used (PPu)					61.8	0.0	0.0
2.2 Labour cost (LC)	5.1	3.7	0.0	0.0	18.0	12.0	3.4
2.2.1 Employees (ELC)	4.3	0.0			18.0	0.0	2.1
2.2.2 Self-employed cost (SELC)	0.8	3.7			0.0	12.0	1.3
2.3 Fixed capital consumption (FCC)	12.9				2.6	0.0	0.0
Net operating margin (NOM=TO-TC)	-5.2	0.0	52.8	46.4	3.9	0.0	4.6

1] This class includes mushrooms, acorns and myrtle.

TABLE 5. Production in progress balance of Iiteimia (2002 TND per UAL hectare)

Class	Initial stock	Entrances	Withdrawal	Final stock	Current revaluation
		Own	Utilised		
	(PPi)	(PPo)	(PPu)	(PPf)	(PCr)
Cork	300,1	52,8	61,8	300,1	9,0
Livestock	199,6	199,6	199,6	199,6	
Crops	15,9	15,9	15,9	15,9	
Total	5155	268,3	277,3	515,5	9,0

TABLE 6. Fixed capital balance of Iiteimia (2002 TND per UAL hectare)

Class	Land		Livestock	Infrastructure and machinery	Total
	Forestland	Agricultural land			
	(1)	(2)	(3)	(4)	5=1+2+3+4
1. Initial Fixed Capital (FCi)			372,63	1.060,4	1.433,1
2. Fixed Capital Entrance (Fce)	15,46	5,30	77,73		98,5
2.1 Existing external stock (FCee)					0,0
2.2 Gross investment (FCgi)	15,46	5,30	77,73		98,5
2.2.1 Internal gross investment (FCii)	14,93	2,26	75,54		92,7
2.2.2 External gross investment (Fcei)	0,52	3,04	2,19		5,7
3. Fixed Capital Withdrawal (FCw)			50,40		50,4
3.1 Sales (FCs)			25,99		26,0
3.2 Use (FCu)					0,0
3.3 Destruction (FCd)			4,7		4,7
3.4 Other withdrawal (FCo)			19,69		19,7
4. Final Fixed Capital (FCf)			372,63	1.060,4	1.433,1
Current Revaluation (FCr)	-15,5	-5,3	-27,3	0.0	-48,1

About 9,3% of the total monetary value of the commercial goods and services generated in the Iteimia area are those of different activities reemployed into the production function of other activities in the same accounting period.

Final output (FO) is composed of livestock output (61,2%), forest products (30,4%), crops (8,4%) . Intermediate consumption (IC) accounts for 61,6% of the total cost (TC) at the study area. Labour cost (LC) makes up 31,0% of it while fixed capital consumption (FCC) accounts for the remaining 7,4%. Livestock breeding generates approximately 71% of TC. Own raw materials account for 17,1% of total intermediate consumption and production in progress used contributes 68,8%. The total net operating margin (NOM) is estimated at 112,9 TND/ha. This is similar to NOS because subsidies have been progressively eliminated since 1986.

Table 5 and Table 6 show the results of production in progress balance (PPB) and fixed capital balance (FCB), respectively. Production in progress revaluation (PPr = 9.0 TND/ha) is entirely due to the discounting effect of reducing the time required to reach the next cork stripping turn all at once at the end of the accounting year. While fixed capital revaluation (FCr = -48,1 TND /ha) is generated only by fixed capital consumption, the reduced unit price reflects this depreciation.

Commercial income results are given in Table 7 (at the end of the test). Iteimia generates a commercial capital income at factor cost of 110,2 TND/ha. The high labour demand for livestock rearing in Iteimia implies that over 44% of net value added –NVA_{FC}– (308,7 TND/ha) is generated by this activity. The estimated total commercial income (TI_{FC}) is 313,0 TND/ha. TI_{FC} is generated by forest products and grazing (48,3%), livestock (42,3%), crops (9,4%) and other sources (0,1%).

TABLE 7. Commercial income indicators of Iiteimia (2002 TND per UAL hectare)

Class[1]	Forestry					Hunting rent	Livestock	Crops	Total
	Silviculture	Cork stripping	Grazing	Other forestry[2]	Subtotal				
Total output (TO)	75.0	89.7	46.4	21.8	232.8	0.2	469.5	64.1	766.7
Total cost (TC)	27.4	85.7		17.1	130.2	0.0	461.4	62.2	653.8
Net operating margin (NOM)	47.6	3.9	46.4	4.6	102.6	0.2	8.1	2.0	112.9
Net transfers of government (NT)	-0.1	-2.5		-0.1	-2.7	0.0	-3.4	-0.8	-6.9
Net operating surplus (NOS=NOM+NT)	47.5	1.5	46.4	4.5	99.9	0.2	4.7	1.1	105.9
Labour costs (LC)	8.8	18.0		15.4	42.2	0.0	132.4	28.2	202.7
Net value added at mp (NVAMP=NOM+LC)	56.4	21.9	46.4	20.0	144.7	0.2	140.5	30.2	315.6
Net value added at fc (NVAFC=NOS+LC)	56.3	19.4	46.4	19.9	142.1	0.2	137.1	29.3	308.7
Capital revaluation (Cr=PCr+FCr)	-3.9	-2.6		0.0	-6.5	0.00	-27.3	-5.3	-39.1
Capital destruction (Cd=CFd+PCd)	0.0	0.0		0.0		0.00	4.7	0.0	4.7
Fixed capital consumption (FCC)	12.9	2.6		0.0	15.5	0.00	27.3	5.3	48.1
Capital gains (CG=Cr-Cd+FCC)	9.0	0.0	0.0	0.0	9.0	0.0	-4.7	0.0	4.3
Capital income at mp (CIMP=NOM+CG)	56.6	3.9	46.4	4.6	111.6	0.2	3.4	2.0	117.2
Capital income at fc (CIFC=NOS+CG)	56.5	1.5	46.4	4.5	108.9	0.2	0.0	1.1	110.2
Total income at mp (TIMP= NVAMP+CG)	65.4	21.9	46.4	20.0	153.7	0.2	135.8	30.2	319.9
Total income at fc (TIFC= NVAFC+CG)	65.3	19.4	46.4	19.9	151.1	0.2	132.4	29.3	313.0

1] Subscripts mp and fc denote market price and factor cost indicators, respectively.
2] This class includes mushrooms, acorns, myrtle and charcoal elaboration.

FIGURE 2. Total commercial income distribution in Iteimia

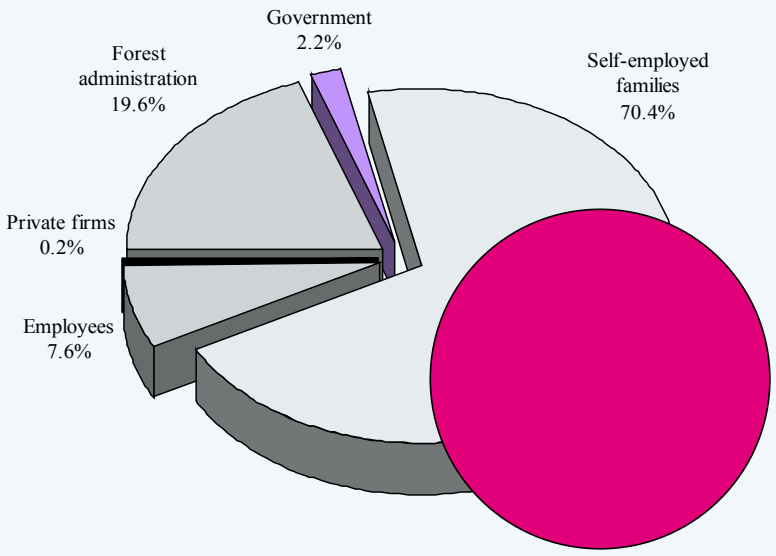


Figure 2 shows the current distribution of the generated total commercial income (TI_{FC}). Capital income associated with cork, firewood, and that corresponding to stumpage values of myrtle and mushrooms and hunting is attributed to the FA as the private manager of the forestland (19,6% of TI), while self-employment and grazing resource incomes are assigned to the local population (70,4%). Grazing resources are considered part of family income because of the free usage rights for grazing in Iteimia. Net transfers to the government make up 2,2% of the total Iteimia commercial income and employees benefit from 7,6% of it. Finally, the remainder of the capital income goes to external firms, who participate very little towards total income, for other forestry goods (0,2%).

4. REAL VERSUS SUSTAINABLE GRAZING RESOURCE EXTRACTION SCENARIOS

Livestock rearing in Iteimia is the most important activity for the local population because it is the main source of self-employed labour. It is greatly dependent on cork oak forest and shrubland grazing resources that provide animal feed all year. In fact, forest and cropland grazing in this area represents approximately 84% of total annual livestock consumption.

Current grazing resource consumption per hectare is 556,8 FU (Table 2). It is estimated that livestock graze about 80 FU/ha of cereal stubble (OEP, 1992) and 652 FU per hectare of forestland. This latter FU consumption comes from both cork oak woodland (641,9 FU/ha) and shrubland (749,9 FU/ha). These FU values are compared with the edible growth output of FU. Total production of FU in cork oak woodlands and shrublands in Iteimia is 422 FU/ha and 493 FU/ha, respectively (DGF, 1995). That used by grazing is higher than the FU annual growth; therefore, current Iteimia grazing resource management is not sustainable due to overgrazing. There is about 108.177 of FU overgrazed in the Iteimia area, an average of 186 FU/ha (Table 8), coming from both cork oak woodland (220 FU/ha) and shrubland (257 FU/ha).

Due to today's larger numbers of livestock heads per forest user and the consequent excess in carrying capacity, Iteimia forestlands face growing pressures. This trend has most certainly caused degradation of the forestland in Iteimia and, if the current rate of degradation continues, most Iteimia forestlands will be destroyed as an economic resource. Unfortunately, excessive grazing will have negative repercussions not only on the sustainability of the woodland, but also on product gathering and cork oak regeneration.

The real situation can be corrected by considering the maximum FU that could be consumed without overgrazing and with no adjustments to herd count. In the sustainability management scenario where there is no overgrazing, supplementary mixed feedings can satisfy the overgrazed quantity of forage units. The comparison of this scenario with the real situation can be seen in Table 9. The importance of grazed feed to total livestock consumption, assuming that herd size, cropping area and yields remains invariant, has decreased from 84,2% to 56%, while supplementary feed has increased from 15,4% to 44%. The increase of purchased FU[29] affects the economic indicators by lowering NOS, self-employment labour costs, forestry income, livestock income and total income (14,7 TND/ha, 67,2TND/ha, 14,7TND/ha, 67,2 TND/ha and 81,9 TND/ha, respectively). The decrease in the economic indicators is mainly due to the losses in self-employment labour income that equals the difference between FU grazed and mixed feed prices by the increment on FU met by supplementary feed, and losses on families' income from diminishing the grazing resources extraction.

29] Additional supplementary feed is valued using the average raw material cost per FU of mixed feed (0,29 TND/FU).

TABLE 8. Iteimia grazing resource consumption and edible growth on various land uses

Class	Surface area	Consumed	Edible growth	Overgrazed
	(%)	(FU/ha)	(FU/ha)	(FU/ha)
Cork oak woodland	0,75	641,9	422,0	219,9
Shrubland	0,08	749,9	493,0	256,9
Cereal stubble	0,17	80,0	80,0	0,0
Total	1,00			
Average		556,8	370,6	186,2

SOURCE: Personal elaboration based on DGF, 2002b; DGF, 1995; and Table 2 data.

TABLE 9. Comparison between real and sustainable grazing scenarios in the Iteimia agroforestry system (per UAL hectare)

Class	Real situation (with overgrazing)	Sustainable situation (no overgrazing)	Difference
Livestock fodder consumption			
Grazing resources (%)	84,2	56,0	-28,2
Supplementary feed (%)	15,8	44,0	28,2
Economic indicators			
Net operating surplus (TND)	105,9	91,2	-14,7
Self-employed labour costs (TND)	178,3	111,1	-67,2
Forestry total income at factor cost (TND)	151,1	136,3	-14,7
Livestock total income at factor cost (TND)	132,4	65,2	-67,2
Total income at factor cost (TND)	313,0	231,0	-81,9

5. CONCLUSIONS

The results derived from the Agro-forestry Accounting System application indicate that livestock rearing, silviculture, cork and grazing resources are the most important sources of total commercial income in the Iteimia cork oak agroforestry system. Local families, though not the cork forest owners, are the main beneficiaries of the total commercial income generated in the Iteimia cork oak forest, since self-employment accounts for more than 70% of total generated commercial income.

Livestock rearing is the most important activity for the local population. It requires the highest self-employment demand, mainly for grazing activity. The study results of the estimated self-employed costs by activity –as residual values– show a great difference between self-employed wages and forest employee wages. Consequently, the use of the latter for economic analysis could generate biased results.

Grazing and crops grown in this area are the main sources of livestock feeding. Forage units used in grazing are higher on average than their annual growth and therefore the current management is not sustainable because of overgrazing. Comparing the sustainability management scenario (where there is no overgrazing) with the real situation shows that the amount of grazed feed consumed by all livestock would decrease 39% and supplementary feed would increase 208%, assuming there were no adjustments

on herd size. The main economic indicators (net operating surplus, labour costs, forestry income, livestock income and total income) would also then decrease, mainly due to self-employment income losses from grazing and the difference in price between FU grazed and mixed feed.

The Tunisian State should take steps to enhance the income of the local population and reduce threatened forest degradation as well. Gains lost from grazing restrictions should be monetarily compensated. The quantity of available feed should be increased by creating grassland areas since climatic conditions are favourable in the area (1000 mm/year of rainfall). Management practices of forest areas such as rotation of grazing parcels and surveillance and control of illegal grazing should be improved by involving the local population in the management decision- making process.

Finally, it is important to point out that the commercial results presented here are incomplete, since an evaluation of environmental services and potential capital losses from insufficient natural regeneration of cork oak woodlands are not included. The consideration of these values in further studies is essential in order to assess the total sustainable income in Iteimia.

REFERENCES

ANDERSON, T. L.; McCHESNEY, F. S. (2003): "Introduction: Economic approach to property rights", in ANDERSON, T. L.; McCHESNEY, F. S (eds.), *Property rights. Cooperation, conflict and law*, Princeton, Princeton University Press, pp.1-11.

AUCLAIR, L.; SAIDI, M. R. (2002): "Charbonnage en Tunisie: les filières informelles révélatrices de la crise du monde rural", *Forêt Méditerranéenne*, 2, pp. 133-147.

BANQUE CENTRALE DE TUNISIE (2003): *Rapport annuel 2002*, Tunis.

BEN MANSOURA, A.; GARCHI, S.; DALY, H. (2001): "Analyzing forest users' destructive in Northern Tunisia", *Land Use Policy*, 18, pp.153-163.

BOUDY, P. (1952): *Guide du forestier en Afrique du Nord,* Paris, La Maison Rustique.

CAMPOS, P. (1999): "Hacia la medición de la renta de bienestar del uso múltiple de un bosque", *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 2, pp. 407-422.

CAMPOS, P.; RODRÍGUEZ, Y.; CAPARRÓS, A. (2001): "Towards the dehesa total income accounting theory and operative Monfragüe study cases", *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, (Fuera de serie) 1, pp. 43-67.

CAMPOS, P. (2004a): "Towards a sustainable global economy for Mediterranean agro-forestry systems", in SCHNABEL, S.; GONÇALVES, A. (eds.), *Advances in GeoEcology 37. Sustainability of Agro-silvo-pastoral Systems –Dehesas, Montados*–, Reiskirchen, Catena, pp. 13-28.

CAMPOS, P. (2004b): *Notas sobre el sistema CAF y el cálculo del valor del trabajo no-asalariado familiar*, Madrid, Instituto de Economía y Geografía, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, (Internal working paper).

CAMPOS, P.; OVANDO, P.; RODRÍGUEZ, Y. (2005): "Comparative Analysis of EAA/EAF and AAS Agro-Forestry Accounting Systems: Theoretical Aspects", in MOSQUERA-LOSADA, R.; RIQUERO-RODRIGUEZ, A.; McADAM, J. (eds.), *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*, CABI, (Forthcoming).

CAPARRÓS, A.; CAMPOS, P.; MONTERO, G. (2003): "An Operative Framework for Total Hicksian Income Measurement: Application to a Multiple Use Forest", *Environmental and Resources Economics*, 26, pp.173-198.

CENTRE FORESTIER AIN SNOUSSI (2003): *Rapport d'activités 2002*, (Not published).

DALY-HASSEN H.; BEN MANSOURA, A. (2005): "Tunisia", in MERLO, M.; CROITORU, L. (eds.), *Valuing Mediterranean forests: Towards the Total Economic Value*, Wallingford, CABI, pp. 105-122.

DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS (DGF) (2002a): *Étude sur les indicateurs de gestion durable des forêts en Tunisi*e, Tunis, Ministère de l'Agriculture.

DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS (DGF) (2002b): *Data base INFOTEL*, Tunis, Ministère de l'Agriculture.

DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS (DGF) (1995): *Résultats du premier inventaire pastoral national en Tunisie*, Tunis, Ministère de l'Agriculture.

EGGERTSSON, T. (2003): "Open access versus common property", in ANDERSON, T. L.; McCHESNEY, F. S (eds.), *Property rights. Cooperation, conflict and law*, Princeton, Princeton University Press.

HICKS, J. (1946): *Value and capital*, Oxford, Oxford University Press, (2th edition).

IMEN, B. S. (2002): *Analyse Coûts-Avantages des différents usages de la forêt: cas de la forêt de* Ain Snoussi", Ecole Supérieure d'Agriculture Mograne, (Final degree work).

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE (INRA) (1978): *Principes de la nutrition et de d'alimentation des ruminants. Besoins alimentaires des animaux. Valeur nutritive des aliments,* Versailles.

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE. DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS (1999): *Analyse du bilan du bois d'énergie et identification d'un plan d'action*, SCET-Tunisie et Scandiaconsult Natura AB.

NSIBI, R. (2005): *Sénescence et rajeunissement des subéraies du Nord Ouest de la Tunisie avec approche écologique et biotechnologique*, Tunis, Faculté de Sciences de Tunis.

OFFICE DE DEVELOPPEMENT SYLVO-PASTORAL DU NORD OUEST (ODESYPANO) (2001): *Programme de développement communautaire la zone de* Iteimia, Beja.

OFFICE DE DEVELOPPEMENT SYLVO-PASTORAL DU NORD OUEST (2002): *Données statistiques de la zone de* Iteimia, Beja, (Not published).

OFFICE DE L'ÉLEVAGE ET DES PATURAGES (OEP) (1992): *L'élevage traditionnel dans les zones montagneuses du Nord de la Tunisie*, Tunis, Ministère de l'Agriculture.

OUDHINI, F. (2003) : *Rentabilité de l'élevage dans la région de* Ain Snoussi, École Supérieure d'Agriculture Mograne, (Final degree work).

RODRÍGUEZ, Y.; CAMPOS, P.; OVANDO, P. (2004): "Commercial economics of a public Dehesa in the Monfragüe Shire", in SCHNABEL, S.; GONÇALVES, A. (eds.), *Advances in GeoEcology 37. Sustainability of Agro-silvo-pastoral Systems -Dehesas, Montados-*, Reiskirchen, Catena,pp. 85-96.

SCHEJTMAN, A. (1980): "Economía campesina: lógica interna, articulación y persistencia", *Revista de la CEPAL*, 11, pp. 121-140.

STITI, B.; KHALDI, A.; SEBEI, H. (2004): "Evaluation de la régénération et analyse de la croissance du chêne liège dans la forêt de Ain Snoussi (Tunisie)", *4th Meeting of the IOBC/WPRS Working Group "Integrated Protection in Quercus spp. Forests*", Hammamet (Tunisie).

WOLF, E. (1975): *Los campesinos,* Barcelona, Nueva Labor.

View publication stats

available at www.sciencedirect.com

ScienceDirect

www.elsevier.com/locate/ecolecon

ANALYSIS

Accounting for single and aggregated forest incomes: Application to public cork oak forests in Jerez (Spain) and Iteimia (Tunisia)

Pablo Campos[a,*], *Hamed Daly-Hassen*[b], *José L. Oviedo*[a], *Paola Ovando*[a], *Ali Chebil*[b]

[a]*Institute of Economics and Geography, Spanish Council for Scientific Research (CSIC), Pinar 25, 28006 Madrid, Spain*
[b]*Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts (INRGREF), B.P. 10, 2080 Ariana, Tunisia*

ARTICLE INFO

Article history:
Received 23 August 2006
Received in revised form
31 May 2007
Accepted 1 June 2007
Available online 31 July 2007

Keywords:
Agroforestry accounting system
Total commercial income
Household economic rationality
Public ownership
Cork oak forest

ABSTRACT

This study presents an applied improvement in the agroforestry accounting system (AAS) approach to two public cork oak forests in the Mediterranean region: Jerez (Spain) and Iteimia (Tunisia). Both forests have similar environments but differ in land property rights, labour markets and countries (developed and developing economy, respectively).

The income analysis considers the differences between forest ownership, and household and landowner economic rationalities. In the case of Jerez, the public landowner has a right to exclude others from using the forest resources; community employment and natural resource conservation criteria determine Jerez's management. In the Iteimia case, the public landowner has regulated free-use rights for livestock grazing, firewood and crops so that local households can meet their needs and improve their income. Households operate by maximizing their income from the full employment of their own family workforce.

The results show that Jerez's management generates negative commercial capital income for the public landowner, despite receiving significant public subsidies, while it maintains high internal forestry investment that generates additional local employment. Conversely, Iteimia produces positive commercial capital income for the public landowner and high household self-employed labour income per hectare.

© 2007 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Traditionally, in Western Europe and North Africa the main commercial uses of oak forests have been timber, livestock grazing, cork stripping, charcoal and firewood. However, a major highlight of these forests is the growing importance of private forest amenities and big game in Western Europe (Campos et al., 2006), while livestock grazing and fuel wood are still of key importance in North Africa (Daly and Ben-Mansoura, 2005).

Cork oak (*Quercus suber* L.) forests are located only in the Mediterranean climate zone of Western Europe (Italy, France, Spain and Portugal) and North Africa (Morocco, Algeria and Tunisia), with an area of 2275 thousand hectares (37% in Africa and 63% in Europe). Spain and Portugal account for 54.5% of the world's cork oak forest area (DGF, 2006). Spanish cork oak forests contribute with 500 thousand hectares and most of them are privately owned, while Tunisia's 99 thousand hectares of cork oak forests are publicly owned. The last

* *Corresponding author*. Tel.: +34 91 411198; fax: +34 91 5625567.
E-mail address: pcampos@ieg.csic.es (P. Campos).

0921-8009/$ - see front matter © 2007 Elsevier B.V. All rights reserved.
doi:10.1016/j.ecolecon.2007.06.001

three centuries of commercial management of cork oak forests have led to a complex form of natural resource exploitation, resulting in tree aging on the two continents and a decrease in the cork oak forest surface area in Africa. Their diverse use and vegetation reflect the ways in which human influences have shaped their natural resource endowment.

Western European and North African cork oak forests are notable reservoirs of wild flora and fauna and a large carbon stock, so they are an environmental resource of global concern. Despite the commercial importance of cork oak forests in the Mediterranean region, only recent economic analyses have been applied to measure their commercial income with economic data using the Hicksian income theory on multiple land use. In Spain, there are few cork oak forest income measurement applications (Campos et al., 2001; Campos and Caparrós, 2006). In Morocco, Tunisia and Portugal, pioneering studies have measured only the total output (Daly and Ben-Mansoura, 2005; Ellatifi, 2005; Mendes, 2005).

Official Economic Accounts for Agriculture and Forestry (EAA/EAF) for measuring the nation's total commercial income of a multiple agroforestry use have been regulated worldwide (FAO, 1998; Eurostat, 2000). However, statistical data are poor and they need to be generated mainly by an analyst for a specific purpose (Whitby, 2005). In addition, the EAA/EAF and the European Farm Accountancy Data Network–FADN — (European Commission, 2006) applications do not measure total output, total cost and single income of multiple agroforestry use.

These official systems of accounts shortcomings led us then to extend to a more comprehensive economic approach that does overcome these accounting failures. In this study, the total private income of agroforestry-based activities is measured based on the methodological foundations of the new agroforestry accounting system (AAS) proposal, as developed in Campos et al. (2001), and Campos and Caparrós (2006). The major objective of this paper is to improve the application of AAS methodology to two public Mediterranean cork oak forest case studies (Jerez in Spain and Iteimia in Tunisia). To carry out this approach, we compare land ownership, labour market and local economy similarities and dissimilarities in each case study and the differences in the cork oak forest management objectives. Our aim is not to carry out a statistical inference but to perform a comparative income measurement analysis of two cork oak forest with the advantage that there is detailed microeconomic data that enables us to make an in-depth analysis of the natural resource conservation and total commercial income measurement from the perspectives of Spain's developed economy and Tunisia's developing economy.

For the data analysis, we conducted an agent-observed economic behaviour approach instead of a conventional economic investment analysis, which can conclude that economic agents are irrational when they do not control the commercial profitability maximisation principle. The Jerez and Iteimia individual and aggregated private[1] commercial incomes accrued by public owners, self-employed households and employee were calculated on the basis of on-site forest income effects.

[1] Private implies that we do not consider either public output or government expenditures on forests activities.

The AAS results have a significant interest in the design of accurate land use policy regulations and incentives in order to attain private and public benefits related to the conservation of cork oak woodlands on the basis of maintaining mixed private-and public-oriented agroforestry managements in the economic contexts of the two different case studies.

2. Materials and methods

2.1. *The Jerez and Iteimia case studies*

The Jerez and Iteimia areas cover 7035 ha and 634 ha, respectively (Campos et al., 2005a; Chebil et al., in press). The Jerez estate is in the Alcornocales Natural Park in the Andalusian region (southern Spain), covering 1677 km^2, where 75% of the land is privately owned (BOJA, 2004). Iteimia is located in the Ain Snoussi region (north-western Tunisia), which has 32 km^2 of public State forest. Although both forests have similar natural environments, there are huge dissimilarities in their institutional and economic contexts.

Both areas are mountainous with a humid Mediterranean climate. The altitude ranges between 200 and 650 m in Jerez, and 400 and 642 m in Iteimia. Average annual rainfall is 882 mm (1994–2002) and 1006 mm (1999–2002), respectively.

In Jerez, the main tree species are cork oak, Andalusian oak (*Quercus canariensis* Willd.) and wild olive (*Olea europaea* L. var. sylvestris Brot). In Iteimia, pure cork oak is the only stand tree species. Shrub species, such as the mastic tree (*Pistacia lentiscus* L.), myrtle tree (*Myrtus communis* L.) and strawberry tree (*Arbutus unedo* L.), dominate both areas. Livestock includes cattle and equines (horses) in Jerez, and cattle, goats, sheep and equines (horses, donkey and mules) in Iteimia. The main cattle breed is the native red cow in Jerez and the mixed breed between local and Holstein in Iteimia. Beekeeping is also carried out at both locations. The game species are red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) in Jerez, and wild boar (*Sus scrofa*) and hare (*Lepus* sp.) in Iteimia.

Pure cork oak stands and stands with both cork oak and Andalusian oak account for 46% of the total surface area in Jerez. In Iteimia, pure cork oak stands account for 70% of the total surface area (Table 1). In Jerez, pure Andalusian oak, wild olive and coniferous species cover 19% of the total surface area (Table 1). Standing brush biomass is increasing as a consequence of less grazing and the under-use of firewood in Jerez. In Iteimia, shrub biomass is used for fodder, firewood, charcoal and shelter, and livestock grazing has reduced understorey vegetation to a minimum. Cropland has less importance in Jerez, whereas it is a major factor in Iteimia due to small treeless plots inside the forestland (Table 1).

Institutional land property and user rights show dissimilarities between the two forests. Jerez is a public ownership that belongs to the Jerez Municipality, which has the right to exclude others from entering the forest. However, the Spanish forest law (BOE, 2003) limits the owner's property rights to some natural resource uses and, since Jerez is in a protected natural area, it is subject to a Code of Practice regulation (BOJA, 2004). Iteimia's land ownership belongs to the Tunisian State, but local households have specific user rights. The Tunisian

Table 1 – Jerez's and Iteimia's land uses

Class	Jerez		Iteimia	
	Hectares	%	Hectares	%
Cork Oak woodland [a]	3236	46	444	70
Other forestry species [b]	1337	19		
Shrub land	1126	16	44	7
Grassland	914	13		
Cropland	211	3	127	20
Unproductive	211	3	19	3
Total	7035	100	634	100

Source: Based on Campos et al. (2005a) and Chebil et al. (in press).
[a] Pure and mixed but predominant cork oak with the addition of Andalusian oak in Jerez.
[b] Andalusian oak, wild olive and coniferous species.

Forest Administration is engaged in the forestry operations, obtaining commercial benefits from cork, firewood, mushrooms, myrtle and wild boar hunting resource rents. The Tunisian Forest Code (Ministère de l'Agriculture, 1993) recognises livestock grazing as a free usage right for local inhabitants and allows families to crop small plots non-covered by forest (Ben-Mansoura et al., 2001).

The Jerez workforce operates in a competitive labour market and all positions are permanent or temporary. This implies that the economic risk is assumed only by the public forest owner. Employees generate 19 hours per hectare per year (1994–2002) in Jerez. Iteimia has a weak employee labour market and most jobs, other than cork stripping and tree thinning, are carried out by family workers on their own account (self-employed workforce). Therefore, in Iteimia the risk is assumed both by families and the forest owner, contributing with 532 hours per hectare per year (2002).

The average population density was 8 inhabitants per km^2 in Alcornocales Natural Park in 1996 (CMA, 2000) and 80 inhabitants per km^2 in Iteimia in 2002 (the total Iteimia population was 110 households). The annual household income per person in municipalities belonging to the Alcornocales Natural Park was €8012 in 2003 (IEA, 2006); in Iteimia, it was €1000 in 2002 (Chebil et al., in press). For a standard comparison amongst household incomes, updated data from the Alcornocales Natural Park and the Spanish/Tunisian real purchasing power parity (PPP) ratio need to be considered. Since no data for 2002 are available, the household income from the Alcornocales Natural Park has been updated to 2002 considering the 2002–2003 inflation rate (INE, 2007), giving a household income of €7766. When the PPP ratio is taken into account, the Iteimia annual household income per person rises to €2333[2].

[2] Given the 2002 official exchange rate of 1 euro = 1.34 Tunisian dinars (BCT, 2003), we transformed Tunisian dinars (TND) into euros (€) and completed the Iteimia table's economic values in terms of the official foreign exchange values in euros. The Spanish/Tunisian PPP ratio shows the consumption power in euros in Spain equivalent to one Tunisian euro in the foreign exchange value. In 2002, the PPP ratio for one Tunisian euro was 2.333 (The World Bank, 2004). That is to say, the same amount of household goods and services can be bought with €1 in Iteimia or with €2.333 in Jerez.

Jerez's public owner management seeks to maintain forest resources and native cattle breeds, and has significant internal investment in forestry. Although it only exists in two other estates in the area, a primary cork preparation step is taken in Jerez, consisting of boiling and classifying cork bark for the stopper industry and other cork-made items. This activity is carried out because the landowner's aim is to generate higher-than-normal employment demand than in other estates nearby (Campos et al., 2005a).

In Iteimia, the public owner management's criteria are to ensure forest conservation and maintain households' livestock grazing subsistence. This results in natural resource depletion and, more recently, in livestock activity improvement by introducing foreign mixed meat–milk cow breeds. Households maximize the self-employed labour income from the natural resource use and livestock grazing in a context where household labour opportunity may be extremely low. Women and children play a major contribution to Iteimia's livestock rearing and crops.

Jerez and Iteimia are both major examples of multiple-use public cork oak forest management in their countries but they are not necessarily statistically representative. Jerez's cork oak forest is denser than other open cork oak forests in western Spain (*Extremadura*); and silviculture practices tend to cease in the dense cork oak forests of northern Spain (*Girona*). The Jerez estate is huge for a private property but its land uses are representative of those at the Alcornocales Natural Park (Campos et al., 2005a).

In Tunisia, cork oak forests are located in two mountain areas: Khmir, on the border with Algeria, and Nefza–Mogod, along the Mediterranean coast. Iteimia is located in Khmir and has similar characteristics to the other properties in the area: high local population density, high forest density, intensive uses of cork oak and shrubland, and small areas used for cropland.

2.2. *Agroforestry accounting system*

The agroforestry accounting system (AAS)[3] extends the official national EAA/EAF and estate FADN approaches to the Jerez and Iteimia case studies by applying the following criteria:

- The commercial production account (see Appendixes 1 and 2) organizes data by single economic activity and combines each activity's value into an aggregated total value.
- Total output includes, among other outputs, intermediate output (IO), gross internal investment (GII) and the expected discounted value of annual gross natural growth (GNG).
- The intermediate output and work-in-progress used (WPu) are included as the intermediate consumption (IC) of the corresponding activities that consume them.
- Labour costs (LC) take into account both employee compensation (ELC) and households' self-employed labour cost (SLC).
- Iteimia's household production account measures the self-employed labour cost (SLC) as residual value.
- Fixed capital consumption (FCC) includes internal and external durable goods depreciation.

[3] The AAS accounting concepts are based on the terminology and definitions of Eurostat (2000), Campos et al. (2001), and Campos and Caparrós (2006).

- The production account gives the residual value of the landowner's net operating margin (NOM_O).
- Capital destruction (Cd) is capital withdrawal in the accounting period with zero economic return to the owner.
- The capital balance account provides the capital revaluation's (Cr) residual value.

The above AAS criteria are developed in the next two subsections, where we show the main income identities and the specific valuation criteria applied to the Jerez and Iteimia case studies.

2.2.1. *Hicksian total income identities*

The AAS, based on the Hicksian income theory (Nordhaus and Kokkelenberg, 1999, p. 35), shows that in any accounting period the total commercial income at market prices (TI_{MP}) can be calculated as the sum of the total net value added at market prices (NVA_{MP}) and the total capital gain at market prices (CG_{MP}) (see Eq. (1) listed at the end of this sub-section). NVA and GC can be differentiated between market prices (MP subscript) and factor cost prices (FC subscript).

NVA_{MP} gives the operating income accrued by society from economic activities during an accounting period, being measured as the production account's residual value of total output (TO) minus intermediate consumption (IC) and fixed capital consumption (FCC) (Eq. (2)). NVA is broken down into labour cost (LC) and the owner's net operating margin (NOM)[4] (Eq. (2)) or net operating surplus (NOS=NOM+OS), being OS the operating subsidies net of taxes on products. Both operating benefits are market or imputed pure capital operating incomes, at market prices or factor cost (when OS is considered), respectively. The net value added at factor cost (NVA_{FC}) is calculated by adding OS to NVA_{MP} (Eq. (3)).

CG_{MP} is estimated based on the capital balance account; it is the sum of the capital revaluation (Cr), net of capital destructions (Cd), and fixed capital consumption (FCC) in order to avoid double counting (Eq. (4)). The capital gain at factor cost (CG_{FC}) simply adds the capital subsidies net of taxes on durable goods (CS) to CG_{MP} (Eq. (5)).

The total commercial income at factor cost (TI_{FC}) is measured if we include operating and capital subsidies net of taxes on products (ST=OS+CS) (Eq. (6)).

The AAS also offers the landowner total capital income at market prices ($CI_{MP,O}$), which is the benefit attributed to immobilized capital services before adding the owner's net subsidies (ST_O). This indicator is estimated as a residual value accrued by the public owners of the Jerez and Iteimia forests. In this way, $CI_{MP,O}$ is calculated by adding the landowner's net operating margin (NOM_O) and the landowner's capital gain at market prices ($CG_{MP,O}$) (Eq. (7)). The total capital income at factor cost ($CI_{FC,O}$) corresponding to the landowner is the sum of $CI_{MP,O}$ plus ST_O (Eq. (8)).

In the steady-state situation, fixed capital revaluation (FCr) is a negative value that equals the absolute value of FCC (Eq. (9)). Thus, in an ideal steady-state situation, TI_{MP} could be estimated using the simplified Eq. (10), being WPr the work-in-progress revaluation.

In Iteimia, the GRR value is assumed to be the households' only capital income (CI_H) (Eq. (11)). Therefore, Iteimia households' livestock capital income at factor cost is zero ($CI_{FC,L}=0$), then the livestock keepers' self-employed labour cost (SLC_L) will equal the households' livestock total income at factor cost ($TI_{FC,L}$) (Eq. (12)). The Iteimia livestock's net value added at market prices ($NVA_{MP,L}$) includes the SLC_L and the livestock's net operating margin (NOM_L) (Eq. (13)), which is the operating benefit that households use for paying livestock capital destruction (Cd_L) minus subsidies net of taxes (ST_L) (Eq. (14)).

Regarding Iteimia households' other activities (HO subscript), apart from livestock activity, the self-employed labour cost (SLC_{HO}) is estimated as a residual value in Eq. (15).

In Eq. (15), ELC_{HO} refers to households' payments to employees in other activities; and NOM_{HO} corresponds to households' operating taxes on products paid to the Tunisian State and to the value of GRR previously imputed to forestry and crop activities.

The aforementioned equations are listed below:

- Total commercial income at market prices:

$$TI_{MP} = NVA_{MP} + CG_{MP} \quad (1)$$

- Total net value added at market prices:

$$NVA_{MP} = TO - IC - FCC = LC + NOM \quad (2)$$

- Total net value added at factor cost:

$$NVA_{FC} = NVA_{MP} + OS = LC + NOS \quad (3)$$

- Total capital gain at market prices:

$$CG_{MP} = Cr - Cd + FCC \quad (4)$$

- Total capital gain at factor cost:

$$CG_{FC} = CG_{MP} + CS \quad (5)$$

- Total commercial income at factor cost:

$$TI_{FC} = TI_{MP} + ST = NVA_{FC} + CG_{FC} \quad (6)$$

- Total capital income at market prices:

$$CI_{MP,O} = NOM_O + CG_{MP,O} \quad (7)$$

- Total capital income at factor cost:

$$CI_{FC,O} = CI_{MP,O} + ST_O \quad (8)$$

- Steady state fixed capital revaluation:

$$FCr = -FCC \quad (9)$$

[4] Subtracting TO from TC gives the NOM. Thus, Eq. (2) considers TO as the sum of intermediate output (IO) and final output (FO) (see Appendixes A and B); while IC components are raw materials (RM), intermediate services (SS) and the work-in-progress used (WPu) (Appendixes A and B). Total cost (TC) includes IC, labour cost (LC), both employee (ELC) compensation and self-employed (SLC) compensation, and fixed capital consumption (FCC) (see Appendixes A and B).

- Steady state total commercial income:

$$TI_{MP} = NVA_{MP} + WPr - Cd \quad (10)$$

- Iteimia households' total capital income:

$$CI_H = GRR \quad (11)$$

- Iteimia livestock total income at factor cost:

$$TI_{FC,L} = SLC_L + CI_{FC,L} = SLC_L \quad (12)$$

- Iteimia livestock net value added at market prices:

$$NVA_{MP,L} = SLC_L + NOM_L \quad (13)$$

- Iteimia households' livestock net operating margin:

$$NOM_L = Cd_L - ST_L \quad (14)$$

- Iteimia households' self-employed labour cost in other activities:

$$SLC_{HO} = TO_{HO} - IC_{HO} - FCC_{HO} - ELC_{HO} - NOM_{HO} \quad (15)$$

2.2.2. *Criteria applied to the measurement of Jerez's and Iteimia's steady-state total income*

The Jerez's and Iteimia's steady state means that total capital revaluation (Cr) arises only from the effect of discounting the initial standing corks' work-in-progress (WPr) and fixed capital consumption (FCC) (Cr=FCr+WPr). In the production account, the discounting effect is derived from the discounted value of the annual cork gross natural growth (GNG) (Campos et al., 2001). The steady state is the only situation where WPr equals the value of work-in-progress used (WPu) minus GNG.

In the Jerez and Iteimia case studies, a steady state in forestry, livestock and crops was considered, except for two activities in Jerez, i.e. big game and gross internal forestry investment. On the one hand, red and roe deer herds do not change in the accounting period in terms of the number of animals, but they are not stable in terms of the age class distribution (Girón, personal communication, 2005). On the other hand, there are 62 ha of growing young cork oak, carob (*Ceratonia siliqua* L.) and pine trees, which entail an increase in forestland value at the time when those groves are closest to the mature state at the end of the accounting period.

Jerez's and Iteimia's multiple land uses generate intermediate and final outputs with non-market transactions in terms of single activities and other final uses. In these cases, we have to impute values on the basis of the forest owner's data and direct interviews with local self-employed households (Campos et al., 2005a; Chebil et al., in press). Therefore, there is a possibility of imputing misleading estimated prices. Nevertheless, when all the activity costs and revenues are aggregated, the total forest income value is an objective market value[5] since, when an intermediate output is under- or over-valued for an activity, the same under- or over-valuation occurs with the own intermediate consumption cost of the activity that consumes that intermediate output (see Appendixes A and B, and Fig. 1).

In our case, we impute the intermediate output value to summer-stripped cork in Jerez and the grazing resource rent (GRR) in both case studies. The price of the summer-stripped cork in Jerez was imputed, since this cork is sold after industrial preparation (Campos et al., 2005a). The GRR is not a real market value in Jerez (it was imputed by taking the market grazing rent from local private livestock keepers) while the market for GRR does not exist in Iteimia. GRR is an intermediate output shared by cork oak woodland and crop activities, while the same value is an intermediate consumption (a raw material) of animal activities.

In Iteimia, the market gives an approximate objective value for households' aggregated activity total income at factor cost ($TI_{FC,H}$) but it does not provide individual income values for either the open-access grazing resource rent (GRR) or the self-employed labour income (SLC). The latter is measured as an accounting joint residual value after assuming an imputed grazing resource rent. In Iteimia, we imputed a forage unit (FU)[6] price (assuming a positive resource rent value for GRR) in order to obtain a conditioned residual value for SLC_L.

In addition to Jerez's services activities, the two cork oak forests supply the estates' house services received by the Jerez employees (as labour payments in kind) and the Iteimia households (as self-consumption). These services are included in the Jerez employee and Iteimia self-employed labour incomes, respectively. The single cost of these services has been aggregated to the respective single cost of the activities that use them, and proportionally allocated, taking into account the weighting of each activity's labour cost. The output of these services has been valued in Jerez by imputing the rent prices from the local rental housing market. In Iteimia, they have been valued using their operating and depreciation (replacement) costs, since there is no local rental housing market.

3. Results

Table 2 summarizes a set of income indicators at Jerez and Iteimia by individual activity and total aggregated forest value. The data from Jerez correspond to an average year between 1994 and 2002 at 2002 prices (except for cork production that corresponds to the 1994–2003 period to be in line with the cork stripping that occurs every 10 years). In Iteimia, the data presented correspond to an average year, of several periods of less than five years (depending on the single activity), at 2002 prices. All the data in the tables and text are expressed in euros (€) (see Tunisian foreign exchange rate in footnote 2) per hectare of useful agricultural land (UAL)[7]. The Jerez and Iteimia labour income figure comparison is shown in the text in terms of the Spanish/Tunisian PPP ratio.

When the indicators by activity are referred to, subscript W is used for cork oak woodland activities, A for animal activities

[5] In the steady-state case, the forest's aggregated total commercial income measurement depends on annual forest revenues and expenditures, except for imputed owners' self-consumption (including donations) and payments in kind to employees.

[6] An FU represents the energy contained in a kilogram of barley, with 14.1% humidity. That is, 2723 kcal of metabolic energy (INRA, 1978).

[7] This is calculated subtracting unproductive surface (water and infrastructures) from total surface (geographic).

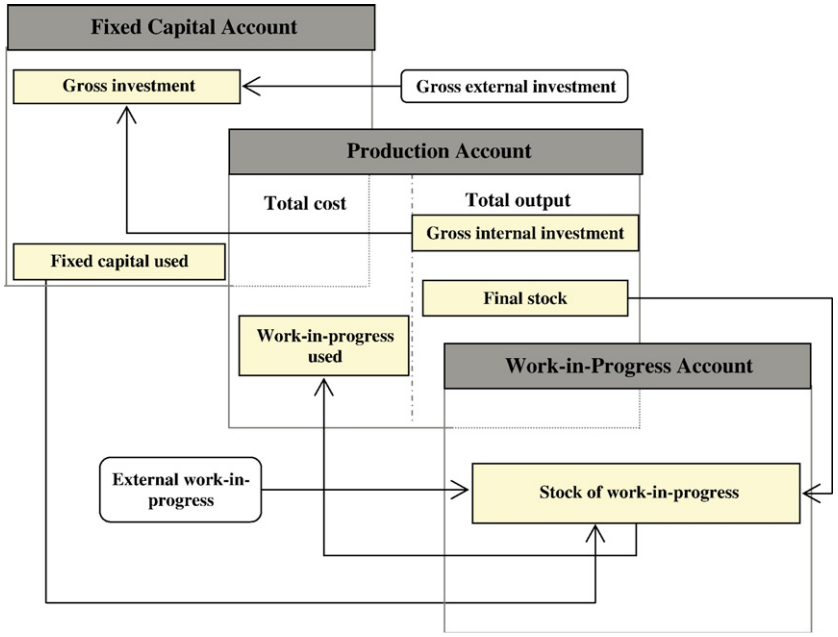


Fig. 1 – AAS's steady-state production, fixed capital and work-in-progress accounts intra-relationships.

(in Iteimia, no single hunting activity is considered), C for crop activities, P for cork preparation activities, and S for service activities.

3.1. *Cork oak woodland activities*

The physical amount of stripped cork per hectare in Iteimia is 52% higher than in Jerez. This difference lies in the winter-stripped cork, since summer-stripped cork is nearly the same at both sites (Campos et al., 2005a; Chebil et al., in press). In Jerez, summer-stripped cork is an intermediate output of the cork stripping activity and it has an imputed value of €105.6 ha^{-1}, with an average price of €1.1 kg^{-1}, whereas winter-stripped cork is the final sale of forestry activities with a value of €2.1 ha^{-1} with an average price of €0.1 kg^{-1} (Appendix A)[8]. In Iteimia, all the harvested cork (summer and winter) has a final sale value of €65.2 ha^{-1}, with an average price of €0.4 kg^{-1} (Appendix B). Iteimia's and Jerez's summer-stripped cork prices cannot be objectively compared because in Jerez this cork is sold after industrial preparation. Its price in Jerez has been imputed taking data from nearby estates, and it is possible to under- or over-value it because Jerez's cork quality can be higher or lower than the average cork quality in the area.

To estimate a conditioned residual value for Iteimia's household self-employed labour cost, a price (unit rent) of €0.07 per grazing forage unit (FU)[9] was assumed. In Jerez, a market grazing FU price of €0.09 FU^{-1} was imputed based on interviews with land owners in the Alcornocales Natural Park. The GRR is estimated by multiplying these prices by the total consumed grazing FU of forestland in each case study (269.4 FU ha^{-1} in Jerez and 515.1 FU ha^{-1} in Iteimia). Forestland GRR reached a rent value of €23.7 ha^{-1} in Jerez and €35.6 ha^{-1} in Iteimia (Appendixes A and B). In both cases, these values represent 43% of the cork oak woodland's capital income at market prices ($CI_{MP,W}$).

Other cork oak woodland activities at both sites include forestry improvements, firewood, and other minor uses. In Jerez, the internal investments in forestry improvement provide a large contribution (Campos et al., 2005a) while, in Iteimia, firewood has a significant role since it is the main energy source used by local families for cooking and heating (Chebil et al., in press). The resource rent derived from wild boar hunting has been included in forestry activities in Iteimia because this rent is charged by Iteimia's public owner.

Cork oak woodland activities are the primary source of labour income in Jerez and the second in Iteimia (Table 2); these labour costs contribute 56% and 29%, respectively, to Jerez and Iteimia cork oak woodland activities' total income at market prices ($TI_{MP,W}$) (Table 2).

Net subsidies for cork oak woodland activities (ST_W) are important in Jerez, accounting for €33.7 ha^{-1}. This increases the cork oak woodland activity's capital income from €55.5 ha^{-1} to €89.2 ha^{-1} (Table 2). In Iteimia, however, the ST_W accounts for €– 2.0 ha^{-1}, reducing capital income from €82.0 ha^{-1} to €80.0 ha^{-1} (Table 2).

When net subsidies (ST_W) are added, the total income at factor cost ($TI_{FC,W}$) from cork oak woodland activities results in €159.3 ha^{-1} in Jerez and in €112.8 ha^{-1} in Iteimia (Table 2), implying a contribution of 95% and 48%, respectively, to the aggregated forest activities' total income at factor cost (TI_{FC}).

3.2. *Animal activity*

In Jerez, cattle and big game generate relatively high total outputs with a value of €61.9 ha^{-1} and €101.8 ha^{-1}, respectively (Appendix A). Nevertheless, the associated costs are responsible

[8] This value is included in final sales jointly with €7.5 ha^{-1} corresponding to firewood and other forestry goods.

[9] This assumption implies that Iteimia self-employed wage rate (estimated as residual value) for livestock rearing activity makes up 50% of the Iteimia forestry employee wage rate (Chebil et al., in press).

Table 2 – Breakdown of the income indicators in Jerez and Iteimia into single activity, total estate and production factor components (2002 € ha^{-1})

Class	Jerez						Iteimia			
	Cork oak woodland	Animals	Crops	Cork preparation	Services	Total	Cork oak woodland	Livestock	Crops	Total
Labour costs (LC)	70.1	67.3	9.4	57.0	7.3	211.0	32.8	98.8	21.0	152.7
Employees (ELC)	70.1	67.3	9.4	57.0	7.3	211.0	19.6			19.6
Self-employed (SLC)							13.2	98.8	21.0	133.1
Net operating surplus (NOS)	80.3	−74.4	−5.8	−50.8	0.0	−50.8	73.3	3.5	0.9	77.6
Net operating margin (NOM)	45.5	−90.7	−5.8	−50.8	0.0	−101.9	75.3	6.1	1.5	82.8
Net operating subsidies (OS)	34.8	16.3			0.0	51.1	−2.0	−2.6	−0.6	−5.2
Net value added at market prices (NVA_{MP})	115.6	−23.4	3.5	6.2	7.3	109.2	108.1	104.9	22.5	235.5
Net value added at factor cost (NVA_{FC})	150.4	−7.1	3.5	2.3	7.3	160.2	106.1	102.3	21.9	230.3
Capital gain at factor cost (CG_{FC})	8.9	−1.1	−0.8	−0.2		6.8	6.7	−3.5	0.0	3.2
Capital revaluation (Cr)	−34.6	−30.0	−3.5	−10.2	−1.3	−79.7	−4.8	−20.4	−4.0	−29.2
Capital destruction (Cd)		1.0				1.0		3.5		3.5
Fixed capital consumption (FCC)	44.6	30.0	3.5	10.2	1.3	89.6	11.5	20.4	4.0	35.9
Net capital subsidies (CS)	−1.1	−0.1	−0.8	−0.2		−2.2				
Capital income at market prices (CI_{MP})	55.5	−91.7	−5.8	−50.8	0.0	−92.9	82.0	2.6	1.5	86.0
Capital income at factor cost (CI_{FC})	89.2	−75.5	−6.7	−51.0	0.0	−44.0	80.0	0.0	0.9	80.8
Total income at market prices (TI_{MP})	125.6	−24.4	3.5	6.2	7.3	118.1	114.8	101.3	22.5	238.7
Total income at factor cost (TI_{FC})	159.3	−8.2	2.7	6.0	7.3	167.0	112.8	98.8	21.9	233.5

Note: ha refers to a hectare of useful agricultural land (UAL). UAL is calculated by subtracting the unproductive surface area (water and infrastructures) from the total surface area (geographic).

for a negative net operating margin of €−40.8 ha^{-1} and €−49.9 ha^{-1}, respectively (Appendix A). Equines and beekeeping activities play a secondary role, although equines are used for cattle management, thus providing intermediate services by this animal's activity (Appendix A).

In Iteimia, cattle, goats and sheep are the most prevalent livestock activities. Final sales and final stocks represent the main outputs with a combined value of €123.8 ha^{-1} and €120.8 ha^{-1} from a total output value of €166.3 ha^{-1} and €166.9 ha^{-1}, respectively (Appendix B). Costs are slightly lower than output values, providing positive net operating margins to offset taxes and capital destruction (Table 2 and Appendix B) in both livestock activities. In Iteimia, equines provide intermediate services for both crops and forestry activities, and all the incomes derived from livestock activities are kept by households.

Animal activity is the secondary source of labour income in Jerez and livestock is the primary source in Iteimia (Table 2). Big game activity generates 54% of total animal labour income in Jerez, whereas there is no game activity in Iteimia (except for hunting rent) (Table 2, and Appendixes A and B). Among livestock species, cattle are almost the only source of labour income in Jerez; the contribution of equines and beekeeping is marginal (Appendix A). In Iteimia cattle rearing represents the main labour income, providing 58% of total animal labour income (Table 2 and Appendix B).

The negative capital income result in Jerez is reduced from €−91.7 ha^{-1} to €−75.5 ha^{-1} when we consider the net subsidies for animal activities (ST_A), which account for €16.2 ha^{-1} (Table 2). In Iteimia, these net subsidies (ST_A) have a value of €−2.6 ha^{-1} and the capital income value reaches €2.6 ha^{-1} when considered at market prices ($CI_{MP,A}$) and is assumed to be zero when considered at factor cost ($CI_{FC,A}$) (Table 2). As can be seen, animal activities in Jerez have a negative effect on the capital income accrued by the public owner. This is due partially to the management of big game activity, which was very intensive in the period under consideration (e.g. seeking control of the red deer population and the ever-growing game cycle, providing fewer hunting services than if it were a mature game cycle). Maintaining the native livestock species (e.g. red cow) is another reason for this negative capital income value.

When adding net subsidies (ST_A), the total income generated by animal activities increases from €−24.4 ha^{-1} to €−8.2 ha^{-1} in Jerez and decreases from €101.3 ha^{-1} to €98.8 ha^{-1} in Iteimia (Table 2). The contribution of animal activities to total income at factor cost (TI_{FC}) generated by all the activities represents −5% in Jerez and 42% in Iteimia (Table 2).

3.3. *Crop activity*

From the point of view of animal feeding, crop activities have a strategic importance in Jerez and Iteimia. Cereal, grain and hay are the main crops in both forests but, in Iteimia, minor leguminous plants are also cultivated. Crops make a notable contribution to household self-consumption and supplementary animal feeding in Iteimia. In Jerez, however, they are a less crucial source of animal feeding and do not contribute to employees' compensation in kind.

Cropland's GRR gives an FU consumption of 29.6 FU ha^{-1} and 12.7 FU ha^{-1}, and an economic value of €2.7 ha^{-1} and €0.9 ha^{-1} in Jerez and Iteimia, respectively. The remaining

value of these intermediate outputs in Appendixes 1 and 2 corresponds to the value of the croplands' raw materials given for livestock supplementary feeding.

Crop labour income is €9.4 ha^{-1} in Jerez and €21.0 ha^{-1} in Iteimia, and it contributes 4% and 14%, respectively, to the total labour income generated by all the activities (Table 2).

Differences between factor cost and market price indicators are irrelevant because net subsidies for crop activities (ST_C) are nearly zero in both cases. Crop capital income at factor cost ($CI_{FC,C}$) is €−6.7 ha^{-1} in Jerez and €0.9 ha^{-1} in Iteimia (Table 2). In Jerez, this activity is unprofitable for the land owner while, in Iteimia, it plays a crucial role in the subsistence of the household economy. The crop activity's capital income at market prices ($CI_{MP,C}$) obtained by families is the GRR from croplands and the amount paid in government taxes.

Crop activity generates a total income at factor cost ($TI_{FC,C}$) of €2.7 ha^{-1} in Jerez and €21.9 ha^{-1} in Iteimia. Its contribution is 2% and 9%, respectively, of the total income at factor cost (TI_{FC}) generated from all the activities (Table 2).

3.4. *Cork preparation and service activities in Jerez*

Regarding the total annual stripped cork in Jerez, 50% is sold after industrial preparation as boiled slabs of cork to the stopper industry and 22% is sold as a residual product for preparation activities. The remaining 28% is lost in the preparation process as waste material. The average price of the prepared cork is €1.6 kg^{-1} (this average price is €2.1 kg^{-1} only if the cork sold to the stopper industry is considered) and it represents the biggest single output in Jerez, with a value of €121.6 ha^{-1} (Appendix 1).

Cork preparation generates a high labour income in Jerez with a value of €57.0 ha^{-1}, contributing 27% of aggregated activities' labour income (Table 2). On the other hand, it is responsible for a negative capital income at market prices ($CI_{MP,P}$) of €−50.8 ha^{-1}. If we add net subsidies (ST_P), the capital income at factor cost ($CI_{FC,P}$) is €−51.0 ha^{-1} (Table 2).

The total income from cork preparation is €6.2 ha^{-1} when considered at market prices ($TI_{MP,P}$) and €6.0 ha^{-1} when considered at factor cost ($TI_{FC,P}$), contributing 4% to all the activities' total income at factor cost (TI_{FC}).

Service activities in Jerez include housing for recreational visitors and environmental education for children. Building improvements for recreational visitors' accommodation are also included, as can be seen in the gross internal investment in Appendix 1.

These services have been evaluated at their production cost and, for this reason, the service's capital income value is zero (Table 2). There are no net subsidies (ST_S) for these activities and the total service income at factor cost ($TI_{FC,S}$) reaches a value of €7.3 ha^{-1} (Table 2), contributing 4% of the total income at factor cost from all the activities (TI_{FC}).

3.5. *Aggregated total commercial income*

Jerez's and Iteimia's aggregated activities generate a total income at market prices (TI_{MP}) of €118.1 ha^{-1} and €238.7 ha^{-1}, respectively. Considering the net subsidies (ST) of €48.9 ha^{-1} and €−5.2 ha^{-1}, respectively, the total commercial income at factor cost (TI_{FC}) reaches €167.0 ha^{-1} in Jerez and €233.5 ha^{-1} in Iteimia (Table 2).

Table 3 – Breakdown of total income in Jerez and Iteimia into the public forest owner, households and employees (2002 € ha^{-1})

Class	Jerez	Iteimia
Public owner capital income	−44.0	44.4
Household net value added (NVA_H)		169.5
Self-employed labour cost (SLC)		133.1
Grazing resources rent (GRR)		36.4
Employee labour cost (ELC)	211.0	19.6
Total income at factor cost (TI_{FC})	167.0	233.5

If income distribution is examined based on the different factor ownership, Jerez's activities generate a labour income of €211.0 ha^{-1} corresponding only to employees (Tables 2 and 3)[10]. In Jerez, this labour income is 26% higher than the total commercial income at factor cost (TI_{FC}). In Iteimia, the labour income of €152.7 ha^{-1} represents 65% of the total commercial income at factor cost (TI_{FC}) (Table 2). Household self-employment contributes primarily to total labour income since it produces 87% of it, while the remainder corresponds to employees of cork oak woodland and, to a lesser degree, crop activities (Tables 2 and 3). Considering the PPP ratio, Iteimia's labour income reaches €356.2 ha^{-1}, 1.7 times higher than that in Jerez.

Jerez's capital income at factor cost (CI_{FC}) implies a loss of €−44.0 ha^{-1} for the public owner (Tables 2 and 3). Capital income at factor cost (CI_{FC}) in Iteimia reaches a positive value of €80.8 ha^{-1} (Tables 2) and is shared by the public owner and the household livestock keepers through imputed grazing resource rent. The former keeps €44.4 ha^{-1} (55% of CI_{FC}) derived from forestry activities, and the latter obtains €36.4 ha^{-1} (45% of CI_{FC}) from the forestland and cropland free-access grazing resources imputed rent (Table 3).

In both case studies, forest activities generate high labour income values on a per hectare basis. In Jerez this is due to the social orientation of the public owner, whilst in Iteimia it is mostly generated by the self-employed family labour that predominates in this type of subsistence economy. However, the capital income results differ considerably since they are positive for Iteimia and negative for Jerez. In Jerez, animal and cork preparation activities are the main sources of capital income losses and, in Iteimia, forestry and crop activities are the sources of positive forest capital income at factor cost.

4. Discussion and conclusions

The operative AAS applied to Jerez and Iteimia illustrates the potential benefits of improving the shortcomings of the official EAA/EAF and FADN approaches, in which the omission of intermediate outputs makes the measurement of individual activity income impossible. Applying the AAS, single activities and total farm incomes and their breakdown by production factor can be measured. Although some intermediate output measurements are subjective and conditioned, aggregated incomes offer objective market values arising from all the costs and outputs of forest activities.

This economic analysis of Jerez and Iteimia exemplifies public ownership management trends in cork oak forests on both sides

[10] In Jerez, more than one-third of labour costs go back to the administration through social service payments.

of the Western Mediterranean Basin. The apparent paradox is that a subsistence economy (as in Iteimia) generates both high labour and capital incomes depending on the relatively low household residual wage rate; whereas, in a more developed economic context (as in Jerez), a relatively high labour income is also generated but a commercial capital income loss is incurred. These contradictory results must be due to the different rationalities that guide management in each case.

The criteria of Jerez's public owner are concentrated on nature conservation and employment improvements. Traditional animal management and forestry investments seek the conservation of natural resources and the generation of high levels of labour income. However, these criteria reduce commercial capital benefits. Moreover, the public owner maintains the traditional cork preparation activity with negative capital income results. Government financial transfers to Jerez's public owner ensure this management practice since protected natural areas and rural employment are of increasing political concern (European Commission, 2005). However, although these government transfers partially offset the commercial capital income loss, they are not large enough to make these activities profitable for the owner from a commercial standpoint.

In Iteimia, households use natural resources as a way of maintaining their subsistence economy and reaching high levels of self-employment (Schejtman, 1980), while the Forest Administration is concerned with conservation issues. In this context, there is a critical trade-off between forest conservation and the local population's subsistence needs. The capital investment risk assumed by the public owner is low and families do not receive government subsidies. Potential conservation measures in government policy would decrease the households' current livestock commercial incomes. However, the Forest Administration could invest its Iteimia commercial capital income to offset the potential household income loss if the improvements for mitigating the soil and tree regeneration losses were undertaken in Iteimia.

Although the total commercial income measurement assumes a steady-state situation, this is not realistic. From the point of view of natural tree regeneration, the current managements are seemingly far from a stable situation. In addition, Iteimia's crops lead to soil erosion. In spite of Jerez's and Iteimia's unsustainable cork tree and soil asset management, these pilot exercises generate useful data on cork oak income generation and should be seen as a starting point for future sustainable income measurement. Future research faces three main challenges: including annual cork tree growth in the measurement of final output, accounting for mature cork depletion in calculating capital gain/loss, and estimating Iteimia's soil erosion.

Current red deer and goat grazing management damages natural cork oak regeneration because there are no grazing restrictions. This is the main cause for the lack of natural tree regeneration in Jerez and Iteimia (Díaz et al., in press; Ben-Mansoura et al., 2001). However, in Iteimia, livestock overgrazing has the benefit of mitigating catastrophic forest fires because understorey biomass is consumed. This has proved to be an effective way of reducing government expenditures on forest fire prevention and fire fighting programmes. Money spent for this purpose has been negligible in Iteimia. This is not the case in Jerez. In 2002, government expenditures on forest fire prevention and fire fighting in the Alcornocales Natural Park amounted to €35.9 ha^{-1} (Campos et al., 2005b).

In this study, the analysis of the land's market values was omitted. The reason is clear in Iteimia: the cork oak land market simply does not exist. In Jerez, a potential land market could be accepted but it would not become a reality because the public owner is unwilling to sell the property. Therefore, incomes accrued to forest agents are the relevant economic indicators for land use policies in Jerez and Iteimia. The land asset values estimated by discounting future capital incomes are subjective and uncertain. In addition, it has been estimated that private owners in the Alcornocales Natural Park have a high self-consumption of private amenities, and accept to take on a high level of commercial investment opportunity cost (Campos et al., 2006). Thus, in Jerez, the land's market prices are determined not only based on the commercial goods and services but also on the self-consumption of private amenities (Garrod and Willis, 1999, Samuel and Thomas, 1999; Campos et al., 2006, Raunikar and Buongiorno, 2006).

Finally, a theoretical strong accounting framework, as the AAS is believed to be, is a powerful tool to measure the total income of the Jerez and Iteimia forests based on the real behaviour of the economic agents involved in their respective institutional and market environments. In this paper, if we apply AAS, it is clear that two similar environments can generate very different commercial results. From a land use policy and equity perspectives, the measurement of total economic value of forests is an important issue, and this research has shown that an accurate measurement of commercial values from multiple agroforestry use must be seen as the benchmark for achieving a more ambitious objective: measuring the forest's economic public environmental goods. In addition, multidisciplinary research should be fostered in order to assess the main features of Mediterranean cork oak forests, including their historical, sociological, ecological, technological, economic and cultural factors, as well as to examine the desirable development of these private and public values (IAMF, 2003). There is a need for comprehensive research projects in order to properly combine woodland, pasture, livestock and people in the cork oak forest environment (Papanastasis, 1996).

Acknowledgements

This work was funded within the framework of the following research projects: *Sustainable silvopastoral management models in Mediterranean forests: Application to cork oak forests in Spain (Cadiz) and Tunisia (Ain Draham)*; and *Conservation and Restoration of European cork oak woodlands: a unique ecosystem in the balance* (CREOAK). We are grateful to the Spanish Agency for International Cooperation (AECI), the European Commission, and the Tunisian Ministry of Research, which have provided funding to this research. We would also like to thank the Forest Administration and Rural Development Office (ODESYPANO) of *Ain Snoussi* and to Miguel Girón and José María Martinez of the *Montes de Propios* estate in Jerez for providing data and for their collaboration in conducting the interviews. We are grateful to two anonymous referees for their valuable comments and suggestions. The authors are solely responsible for any shortcomings.

Appendix A. Jerez's steady-state production account (2002€ ha^{-1})

Class	Cork oak woodland		Animals			Crops	Cork preparation	Services[a]	Total
	Forestry	Cork stripping	Cattle	Big game	Equines and apiculture				
1. Total output (TO)	140.4	114.6	61.9	101.8	7.8	18.0	201.7	10.3	656.3
1.1 Intermediate output (IO)	23.7	105.6			4.2	8.5			142.1
1.1.1 Intermediate raw materials (IRM)	23.7	105.6				8.5			137.8
1.1.2 Intermediate services (IS)					4.2				4.2
1.2. Final output (FO)	116.7	9.0	61.9	101.8	3.5	9.5	201.7	10.3	514.3
1.2.1 Gross internal investment (GII)	34.1	8.3	24.9	13.8	0.4	2.4	8.6	1.2	93.9
1.2.2 Final sales (SFO)	9.6		13.3	2.9	0.2		121.6		147.6
1.2.3 Final stock (FSO)	72.3		23.0	82.7	2.8	5.2	70.4		256.3
1.2.4 Other final output (OFO)	0.6	0.7	0.6	2.4	0.2	1.8	1.1	9.0	16.4
2. Total cost (TC)	72.1	137.3	102.7	151.7	7.8	23.8	252.5	10.3	758.2
2.1 Intermediate consumption (IC)	4.2	90.6	59.1	100.8	5.0	10.9	185.3	1.7	457.5
2.1.1 Raw materials (RM)	2.6	1.9	29.7	13.3	1.9	4.0	179.2	0.6	233.4
2.1.1.1 Own raw materials (ORM)			24.4	5.7	1.2	0.1	176.0		207.3
2.1.1.2 External raw materials (ERM)	2.6	1.9	5.4	7.6	0.8	3.8	3.3	0.6	26.1
2.1.2 Services (SS)	1.5	6.4	6.4	5.8	0.3	1.8	6.1	1.0	29.3
2.1.2.1 Own services (OSS)			4.2						4.2
2.1.2.2 External Services (ESS)	1.5	6.4	2.1	5.8	0.3	1.8	6.1	1.0	25.0
2.1.3 Work-in-progress used (WPu)		82.3	23.0	81.6	2.8	5.2			194.8
2.2 Labour cost (LC)[b]	32.8	37.4	29.2	36.4	1.7	9.4	57.0	7.3	211.0
2.3 Fixed capital consumption (FCC)	35.2	9.4	14.4	14.5	1.1	3.5	10.2	1.3	89.6
3. Net operating margin (NOM)	68.3	−22.8	−40.8	−49.9	0.0	−5.8	−50.8	0.0	−101.9

Note: ha refers to a hectare of useful agricultural land (UAL). UAL is calculated by subtracting the unproductive surface area (water and infrastructures) from the total surface area (geographic).

[a] Services include housing services for recreational visitors and environmental education for children.

[b] Labour cost includes only employees (ELC) because there is no self-employed labour (SLC).

Appendix B. Iteimia's steady-state production account (2002€ ha^{-1})

Class	Cork oak woodland		Livestock			Crops	Total
	Forestry	Cork stripping	Cattle	Goats and sheep	Equines and apiculture		
1. Total output (TO)	107.0	66.9	166.3	166.9	17.2	47.9	572.1
1.1 Intermediate output (IO)	35.6				7.9	15.9	59.4
1.1.1 Intermediate raw materials (IRM)	35.6					15.9	51.5
1.1.2 Intermediate services (IS)					7.9		7.9
1.2. Final output (FO)	71.4	66.9	166.3	166.9	9.3	31.9	512.7
1.2.1 Gross internal investment (GII)	9.4	1.7	27.3	25.4	3.6	1.7	69.2
1.2.2 Final sales (SFO)	16.3	65.2	64.2	33.8	2.9		182.5
1.2.3 Final stock (FSO)	39.4		59.6	87.0	2.4	11.8	200.2
1.2.4 Other final output (OFO)	6.2		15.2	20.7	0.3	18.4	60.9
2. Total cost (TC)	33.2	65.4	162.2	165.2	16.9	46.4	489.3
2.1 Intermediate consumption (IC)	5.6	48.7	95.7	120.0	9.4	21.4	300.8
2.1.1 Raw materials (RM)	0.6	0.7	30.6	25.0	6.2	2.4	65.6
2.1.1.1 Own raw materials (ORM)			22.0	22.7	5.5	1.3	51.5
2.1.1.2 External raw materials (ERM)	0.6	0.7	8.6	2.3	0.7	1.2	14.0
2.1.2 Services (SS)	5.0	1.9	5.5	8.0	0.8	7.1	28.3
2.1.2.1 Own services (OSS)	4.3					3.6	7.9
2.1.2.2 External Services (ESS)	0.7	1.9	5.5	8.0	0.8	3.5	20.4
2.1.3 Work-in-progress used (WPu)		46.1	59.6	87.0	2.4	11.8	206.9
2.2 Labour cost (LC)	18.1	14.8	57.4	36.9	4.5	21.0	152.7
2.2.1 Employees (ELC)	4.8	14.8					19.6
2.2.2 Self-employed cost (SLC)	13.2		57.4	36.9	4.5	21.0	133.1
2.3 Fixed capital consumption (FCC)	9.6	1.9	9.2	8.2	3.0	4.0	35.9
3. Net operating margin (NOM)	73.8	1.5	4.1	1.7	0.2	1.5	82.8

Note: ha refers to a hectare of useful agricultural land (UAL). UAL is calculated by subtracting the unproductive surface area (water and infrastructures) from the total surface area (geographic).

REFERENCES

Banque Centrale de Tunisie (BCT), 2003. Rapport Annuel 2002. BCT, Tunis. 267 pp.

Ben-Mansoura, A., Garchi, S., Daly, H., 2001. Analyzing forest users' destructive in Northern Tunisia. Land Use Policy 18 (2), 153–163.

Boletín Oficial del Estado (BOE), 2003. Ley 43/2003, 21st November, de Montes. BOE num. 280, 11/22/2003, 41,422–41,442. Madrid.

Boletín Oficial de la Junta de Andalucía (BOJA), 2004. Decreto 87/2004, 2nd March, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales y el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural los Alcornocales. BOJA num. 88, 5/6/2004, 10,698–10,824. Seville.

Campos, P., Caparrós, A., 2006. Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. Ecological Economics 57 (4), 545–557.

Campos, P., Rodríguez, Y., Caparrós, A., 2001. Towards the dehesa total income accounting: theory and operative Monfragüe study cases. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales, fuera de serie, vol. 1, pp. 42–67.

Campos, P., Oviedo, J.L., Ovando, P., 2005a. La cadena de la economía del corcho en los Montes de Propios de Jerez de la Frontera. Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros 208, 83–114.

Campos, P., Oviedo, J.L., Caparrós, A., 2005b. Un sistema de cuentas para la valoración de los efectos comerciales y ambientales del gasto público en la mitigación del fuego en el bosque mediterráneo. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 14 (1), 110–121.

Campos, P., Caparrós, A., Oviedo, J.L., Huntsinger, L., Seita-Coelho, I., 2006. Contingent valuation of private amenities from the Mediterranean woodlands of Spain, Portugal and California. Ninth Biennial Conference of ISEE on Ecological Sustainability and Human Well-Being. 15th–19th. December, New Delhi.

Chebil, A., Campos, P., Ovando, O., Daly, H., in press. The total commercial income from cork oak forest Agroforestry system in the region of Iteimia, Tunisia. In: S. Zapata-Blanco (Editor), Alcornocales e industria corchera: hoy, ayer y mañana (Cork oak woodlands and cork industry: present, past and future). Museu del Suro de Palafrugell, Palafrugell (Girona).

Consejería de Medio Ambiente (CMA), 2000. Plan de Desarrollo Sostenible del Parque Natural de los Alcornocales 2001–2006. Junta de Andalucía, Seville. 244 pp.

Daly, H., Ben-Mansoura, A., 2005. Tunisia. In: Merlo, M., Croitoru, L. (Eds.), Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value. CAB International, Wallingford, pp. 105–122.

Díaz, M., Campos, P., Pulido, F.J., in press. Importancia de la caza en el desarrollo sustentable y en la conservación de la biodiversidad. In: J. Carranza (Editor), Manual de gestión cinegética. Junta de Andalucía, Seville.

Direcção Geral das Florestas (DGF –National Forest Authority–), 2006. Taked from Associacion Portuguesa de Cortiça (APCOR), 2007. Cork Production — Area of Cork Oak Forest. http://www.realcork.org (acceded 05/23/2007).

Ellatifi, M., 2005. Morocco. In: Merlo, M., Croitoru, L. (Eds.), Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value. CAB International, Wallingford, pp. 69–87.

European Commission, 2005. Decisión del Consejo sobre las directrices estratégicas comunitarias de desarrollo rural (Periodo de programación de 2007–2013) COM(2005) 304 final.

European Commission, 2006. Community Committee for the Farm Accountancy Data Network Farm Return Data Definitions Accounting Years 2006, 2007. RI/CC 1256 Rev. 4. European Communities, Brussels.

Eurostat, 2000. Manual on Economic Accounts for Agriculture and Forestry EAA/EAF 97 (Rev.1.1). European Communities, Brussels. 181 pp.

Food and Agriculture Organitation (FAO), 1998. Economic and environmental accounting for forestry: Status and current efforts. Planning and Statistics Branch/Policy and Planning Division/Forestry Department, Rome. http://www.fao.org (acceded 03/16/2005).

Garrod, G., Willis, K., 1999. Economic Valuation of the Environment: Methods and Case Studies. Edward Elgar, Cheltenham.

International Association for Mediterranean Forests (IAMF), 2003. The organisation of the first conference and natural land areas. IAMF Bulletin 10, 4–6.

Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), 1978. Principes de la nutrition et de d'alimentation des ruminants. Besoins alimentaires des animaux. Valeur nutritive des aliments. INRA, Versailles.

Instituto de Estadística de Andalucía (IEA), 2006. Information obtained from the website: http://www.juntadeandalucia.es/iea/ (acceded 03/09/2006).

Instituto Nacional de Estadística (INE), 2007. Information obtained from the website: http://www.ine.es/daco/ipc.htm (acceded 03/15/2007).

Ministère de l'Agriculture, 1993. Code forestier. Direction Générale de Forêts (DGT), Tunis.

Mendes, A.M.S.C., 2005. Portugal. In: Merlo, M., Croitoru, L. (Eds.), Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value. CAB International, Wallingford, pp. 331–352.

Nordhaus, W., Kokkelenberg, E.C., 1999. Nature's Numbers: Expanding the National Economic Accounts to Include the Environment. National Academic Press, Washington, DC. 250 pp.

Papanastasis, V., 1996. Silvopastoral systems and range management in the Mediterranean region. In: Étienne, M. (Ed.), Western European Silvopastoral Systems. INRA, Paris, pp. 143–156.

Raunikar, R., Buongiorno, J., 2006. Willingness to pay for forest amenities: the case of non-industrial owners in the south central United States. Ecological Economics 56, 132–143.

Samuel, J., Thomas, T., 1999. The valuation of un-priced forest products by private woodland owners in Wales. In: Roper, C.S., Park, A. (Eds.), The living forest. Non-market benefits of forestry. Forestry Commission, London, pp. 203–212.

Schejtman, A., 1980. Economía Campesina: lógica interna, articulación y persistencia. Revista de la CEPAL 19, 121–140.

The World Bank, 2004. World Development Indicators, 2004. The World Bank, Washington, DC. 372 pp.

Whitby, M., 2005. The struggle to evaluate forestry policy in the UK. International Conference: the multifunctional role of forests. 28th–30th April, Padova.

Comparing Income from Cork Oak Forests and Shrublands: Case of Ain Snoussi, NW Tunisia

Hamed Daly-Hassen[1], Pablo Campos[2] and Paola Ovando Pol[2]

[1]National Institute for Research in Rural Engineering, Water and Forests (INRGREF), Ariana, Tunisia
[2]Economic and Geography Institute, Spanish Council for Scientific Research (IEG-CSIC), Madrid, Spain

Abstract

The Tunisian cork oak forests suffer from a lack of natural regeneration and a depletion of cork oak trees. This would ultimately cause their substitution with expanding shrubs. The objective of this paper was to compare the present discounted value of income at infinite time horizon under two scenarios. The first one supposed a perpetual assisted presence of cork oak trees using artificial regeneration. The second scenario assumed a perpetual cover of shrubs. For this purpose, a cost-benefit analysis was conducted to estimate total income and capital income. The comparison showed that, compared to shrubs, cork oak regeneration led to total income gains estimated at 5,117 TND/ha in 2002, within a discount rate of 2%. Nevertheless, the income distribution showed that although cork oak plantations were profitable for the State, they were not so for the local population. Therefore, some funds with governmental aids for assisted cork oak regeneration should be identified. In addition, a financial mechanism is needed to compensate for income losses suffered by local households.

Keywords: cost-benefit analysis; cork oak forest; forest income; Tunisia

1. Introduction

The cork oak forest plays an important role in Tunisia, first given its dominant surface area of 90,000 ha in 2003 (CNT/DGF, 2005), making it the second species after Aleppo pine; secondly, through the main contribution of cork to forest revenues and exports; and thirdly, by the different products and services offered to the local population such as forage, fuelwood,

Marc Palahí, Yves Birot and Mercedes Rois (eds.)
Scientific Tools and Research Needs for Multifunctional Mediterranean Forest Ecosystem Management
EFI Proceedings No. 56, 2007

acorns, aromatic and medicinal plants, mushrooms, honey and forest employment. Also, this forest is well-known for its biodiversity and its role in soil protection and reduction of dam siltation.

Almost all forests are state-owned. Therefore, the State has nearly exclusive rights on forest uses. Only local inhabitants detain usage rights for livestock grazing, firewood and non-wood forest products (NWFP) harvesting, and cropping of bordering plots of land. Families work and make their own investment in livestock rearing and crop growing. In addition, poor local inhabitants are involved in forest labor, within weak market regulation, in order to give them additional income (Chebil et al. 2005).

Cork oak woodlands have been reduced by one-third in the last five decades due to overgrazing, overcutting and forest fires. Soil erosion occurs in many overgrazed lands, and especially in shrublands. In addition, the high tree damage rate, estimated at an average of 14% in the region, is caused by tree damage inflicted in cork stripping, natural death of aged trees and lack of natural regeneration (Hasnaoui et al. 2005). In this context, the conservation of cork oak woodlands could be threatened if artificial regeneration programs are not undertaken.

The objective of this research is to compare the economic gains/losses of two management scenarios at *Ain Snoussi* in northern Tunisia (Table 1): (i) cork oak plantation followed by an ideal management scenario that involves cork oak natural regeneration on an infinite time horizon, and (ii) permanent maintenance of shrublands.

A social economic analysis was conducted. The government (as State forest owner) and family incomes are discounted. Government outputs are compounded mainly in cork and partially in firewood as resource rent. Households benefit from grazing resources, fuelwood and some other gathered forest products, but the government takes on the main silvicultural investment and management costs.

Because there is no market for forest land, forest market price cannot be objectively measured. The objective here is to compare the present discounted income indicators of the *Ain Snoussi* forest, and their distribution between the Tunisian government and local families. Considering the low interest rate per year (0.75%) given by the Japanese Bank for forest management and the increased interest of the society in environmental services, a base discount rate of 2%, net of inflation, was chosen.

All market and self-consumption uses of the forest in *Ain Snoussi* were included in the economic analysis, taking grazing resources estimated price into account. The value of acorns was also estimated on the basis of the nutritive content of forage units (0.9FU/kg). A sensitive analysis on consumption of forest grazed resources and cork price was done. For comparison purposes, indicators were obtained for both scenarios.

However, public social and environmental benefits such local livelihoods as soil erosion reduction and biodiversity are omitted because of the lack of physical data and cork oak forest environmental services valuation (Campos et al. 2007a and 2007b).

The Ain Snoussi area covers 3,735 ha in the region of Ain Draham in the northwestern mountains of Tunisia. It has a humid climate with an annual rainfall that varies from 1,000 to 1,500 mm. Mixed and pure cork oak stands occupy the main share of the forest area: 74% of the total surface. The rest is in turn made up of shrublands (6%), grasslands (1%), and the remaining 19% is devoted to various crops and miscellaneous uses including constructed areas and unproductive lands (Daly et al. 2005).

Despite its high density, 586 trees/ha on average, the forest is aged and non-renewed. In fact, there is an absence of young plants: only 7% of the trees are less than 60 years old and 47% of the trees are between 100 and 160 (Stiti et al. 2005).

Animal breeding is the main activity of the local inhabitants who take advantage of various natural forest resources and commodities including open grazing, fuel-wood and other non-timber products. Thus, renewing cork oak stands involves some opportunity costs related to

grazing resources use, since temporary livestock is prescribed. As an alternative, plant protectors could be used without a loss of grazing production, but, they would have a higher investment cost. Both investment requirements and opportunity costs discourage cork oak renewal.

2. Methods

2.1 Revenues

Aside from cork (C) and cork oak firewood (F_C) sales, the Tunisian State also profits from aromatic plant (AP) and mushroom resource rent (M) (their standing price) as fees for the right to harvest them, and from hunting rents (licenses) and taxes (H) paid to the forest administration by wild boar hunters in the area as well. On the other hand, local inhabitants profit from fuelwood for self consumption (F_S), honey (HO), whose revenue corresponds to the market value of its estimated productivity, from cork oak acorn collection (A), and from grazing resources (G) used by local households as livestock fodder in an 'open-access' context (Daly et al., 2005). Thus, Ain Snoussi State cork oak forest owner ($R_{AS,P}$) and local household ($R_{AS,H}$) revenues derived from cork oak forest management are as follows:

$$R_{AS,P} = C + F_C + AP + M + H, \quad (1)$$

$$R_{AS,H} = F_S + HO + A + G. \quad (2)$$

Goods and services match 2002 market or imputed prices (without considering subsidies or taxes on products). Cork, firewood and other forestry outputs are valued at farm gate prices. Natural resource property rights and subsistence familiar economies limit the options to separately value free-access grazing resources rent and livestock keepers' self-employed labour cost in Ain Snoussi. This work applies a simulated trade-off for joint grazing resource rent and livestock self-employed income valuation as an alternative to substitute goods pricing (Campos et al. 2006). The cost of grazing forage units was estimated from the livestock activity net value added. Only final outputs were taken into account and the simulation function used the two unknown variables, namely forage resource cost and self-employed labor cost (Chebil et al. 2005). Thus, grazing resources rent is estimated using a subjective forage unit (FU)[1] price (0.07 TND FU^{-1}) times the number of FU extracted by animals grazing under the two scenarios. The trade-off assumes that self-employed income is equal to half of an employee wage rate.

2.2 Management expenditures

The total private expenditures (E) split into the same cost concepts as national systems of accounts are labour costs (LC), intermediate consumption (IC) of raw materials and services, and fixed capital consumption (FCC). The aggregation of IC and FCC is named as consumption expenditures (CE)[2]. Labour costs include both self-employed (SLC) and employee (ELC) labour costs. In this application, SLC is estimated for each of the forestry goods or services that are appropriated by local households as a residual value between household revenues and consumption expenditures ($CE_{AS,H}$):

$$SLC = R_{AS,H} - CE_{AS,H}. \quad (3)$$

1 A forage unit (FU) represents the energy contained in a kilogram of barley.
2 Assuming that fixed gross investment equals fixed capital consumption.

2.3 Capital and total incomes

This analysis takes into account the expected revenues and expenditures of the whole cork oak silvicultural cycle and of shrubs. Net cash flows at market prices (NCF_{MP}) are estimated as the differences between annual revenues (R) and expenditures (E) within the entire cork oak silvicultural cycle equal to capital income at market prices (CI_{MP}).

$$CI_{MP} = R - E, \tag{4}$$

Total private income (TI_{MP}) is the sum of capital and labour incomes:

$$TI_{MP} = CI_{MP} + LC. \tag{5}$$

2.4 Cost benefit analysis of cork oak natural regeneration

The cost-benefit analysis techniques are applied for estimating present discounted values (PDV) from future incomes of both scenarios. The present discounted values of capital and total incomes of a cork oak forest continuous natural regeneration scenario are compared with the corresponding figures of shrublands.

The first scenario (Cl) consists of a first cycle of plantation (138 years) followed by similar cycles of natural regeneration (every 144 years) (Chaar et al. 2005), which entails that a forest owner would have to invest in silvicultural treatments, whereas the second scenario, which corresponds to a series of one-year cycles of shrub production, does not involve management expenditures (Table 1).

The present discounted value along the entire first cycle (T_1) of the cork oak forest (in TND ha^{-1}), is obtained[3] by:

$$V_1 = \sum_{t=1}^{T_1} \frac{1}{(1+r)^{t-1}} x_1(t) \text{ ; where r is the annual discount rate.}$$

$$x_1(t), t \in [1,...,T_1], \text{ with } T_1=138. \tag{6}$$

The production of the second cycle of natural regeneration (V_2) and the following cycles are assumed constant. Hence, the discounted value at infinite time horizon of the permanent regeneration corresponds to the following:

$$V_{2,\infty} = \sum_{i=0}^{\infty} \frac{1}{(1+r)^{144.i}} V_2 \text{ ; Tn = 144.} \tag{7}$$

This equation is simplified by the sum of the geometric series:

$$V_{2,\infty} \cong \left[\frac{1}{1 - \frac{1}{(1+r)^{144}}} \right] V_2 . \tag{8}$$

Finally, the discounted value of income for sustainable cork oak is defined as follows:

3 The PDV at infinite horizon does not require that residual land values be taken into account (Samuelson 1976).

Table 1. Physical indicators used under the two management scenarios.

Initial State	shrublands	
Type of management scenario	Cork oak plantation followed by natural regeneration	Shrubs
Type of cycle		
First cycle	Plantation	Shrubs
Second and subsequent	Natural regeneration	Shrubs
Duration of cycle (years)		
First cycle	138	1
Second and subsequent	144	1
Age at first cork stripping (year)	31	
First cycle	49	
Second and subsequent		
Number of cycles for stripping cork (year)		
First cycle		
Second and subsequent	9	
	12	
Average of annual cork production (kg/ha/year)		
First cycle	217	
Second and subsequent	234	
Grazing resources		
Forage units (FU/ha)		
First cycle	380	493
Second and subsequent	398	

Source: Calculations based on data provided by Chaar et al. (2005)

$$V_{n,\infty} = V_1 + \frac{1}{(1+r)^{138}}\left[\frac{1}{1-\frac{1}{(1+r)^{144}}}\right]V_2 \tag{9}$$

For shrublands, annual average revenues and expenditures are considered for calculating the annual income represented by τ_{ma}. The infinite time horizon present discounted value is obtained by the following formula:

$$V_{ma,\infty} = \left(\frac{(1+r)}{r}\right).\tau_{ma} \tag{10}$$

2.5 Sensitivity analysis

Both scenarios are evaluated using different discount rates in a range between 2% and 10%, presuming that different profitability rates from cork oak renewal investment may be required. Also, sensitivity analyses to cork price and forage price are done.

Discounted values of income are compared to estimate labour and total income gains and losses due to the conversion of shrublands to cork oak forest.

Table 2. Main revenues and expenditures of the first cycle of plantation (current TND /ha, year 2002).

Year	Activities	Expenditures (E)			Revenues (R)	
T_1* (138 years)		Employees cost (EC)	Consumption expenditures (CE)	Total (E)	Sales (S)	Total (R)
1	Plantation cost	1111	165	1277		
1	Fencing and other management activities	190	320	510		
15	First thinning	360	62	439		
15	First formation pruning	180		180		
15	Open to grazing			0		
31	First cork stripping	169	32	218	973	1031
31	Second thinning	370	41	411	81	81
31	Second pruning	180	20	200		
43	Second stripping	442	87	546	2037	2108
55	Third cork stripping	622	118	740	3543	3622
55	Second thinning	258	25	283	467	467
67	Fourth cork stripping	598	111	726	3406	3485
79	Fifth cork stripping	630	120	767	3730	3803
79	Third thinning	264	29	293	538	538
91	Sixth cork stripping	549	101	667	3139	3213
103	Seventh stripping	596	113	726	3530	3598
103	Fourth thinning	319	35	354	649	649
115	Eighth stripping	434	88	539	2602	2669
127	Ninth stripping	480	95	592	2734	2801

* The regeneration felling occurs at year 139 and the final felling at year 175 of the first cycle (T_1), therefore, they are considered in the following cycle (Table 3).
Source: Physical data based on Chaar et al. (2005).

3. Results

3.1 Revenues and expenditures

Tables 2, 3 and 4 give the main revenues and expenditures during the different cycles of production for the cycle of plantation, that of natural regeneration and that of shrublands, respectively. For the first one, expenditures are great at the beginning of the cycle, and revenues from cork are only obtained at year 31. The situation is quite different for the cycle of natural regeneration where the cash-flow is positive from the first year (regeneration cutting). These results are used for CBA to evaluate investment in cork oak forests and shrubs.

3.2 Comparison between both scenarios

In pure market conditions, the Ain Snoussi cork oak forest natural regeneration generates higher total and capital income PDV figures than in the shublands scenario due to the high amount of cork and wood (Table 5).

Gains are estimated at 5,117 TND/ha and 718 TND/ha, respectively, using a discount rate of 2%.

The investment alternative could generate larger amounts of employee labour income (5,631 TND/ha), more than six times that of the shrublands scenario (Table 5). However, the

Table 3. Main revenues and expenditures of the second cycle of natural regeneration and subsequent cycles (current TND /ha, year 2002).

Year		Activities	Expenditures (E)			Revenues (R)	
T_{n-1}	T_n		Employees cost (EL)	Consumption expenditures (CE)	Total (E)	Sales (S)	Total (R)
	1	Fencing and shrub clearing	308		308		
139	1	Tenth stripping	485	92	594	2,613	2,628
139	1	Regeneration felling	435	48	483	886	886
151	13	Eleventh stripping	272	52	338	1,426	1,441
153	15	Open to grazing and acorns collection			17		61
163	25	First thinning	360	37	414	675	740
163	25	Twelfth cork stripping	243	46	289	1,280	128
163	25	First formation pruning	180	243	423		0
175	37	Thirteenth stripping	223	42	282	1,183	1,245
175	37	Final felling	601	67	668	1,224	1,224
	49	First cork stripping	176	34	227	201	271
	49	Second thinning	456	51	507	927	927
	49	Second pruning	180	20	37		0
	61	Second stripping	419	80	516	1,752	1,836
	73	Third cork stripping	588	112	717	3,226	3,302
	73	Third thinning	281	31	312	573	573
	85	Fourth cork stripping	523	100	640	2,991	3,067
	97	Fifth cork stripping	603	115	735	3,466	3,536
	97	Fourth thinning	319	35	345	649	649
	109	Sixth cork stripping	457	87	561	2,623	2,693
	121	Seventh stripping	518	99	634	2,931	2,999
	121	Fifth thinning	123	14	137	250	250
	133	Eighth stripping	501	95	613	2,702	2,770

Source: Own elaboration based on Chaar et al. (2005) and Selmi (personnel communication, Forest subdivision of Nefza).

Table 4. Costs and benefits of shrubs in Ain Snoussi (Current TND /ha, year 2002).

Year	Expenditures (E)				Revenues (R)		
	Labour costs (LC)						
T_n	Employees (EL)	Self-employed (SEL)	Consumption expenditures (CE)	Total (E)	Sales (S)	Self-consumption (FO_{SC})	Total (R)
1	17.2	19.6	1.6	38.4	22.8	64.0	86.8

Table 5. Comparison of present discounted values between the two management scenarios (2002 TND / ha) – Discount rate: 2%.

Indicators	Cork oak	Shrubs	Gains (+)/ Losses (-)
Total income (TI)	9461	4344	5117
Employees Labour Cost (EL)	5631	878	4753
Self-employed Labour Cost (SEL)	645	999	-354
Grazing resources value	1438	2263	-825
Capital income (CI)	3185	2467	718

Table 6. Comparison of Total income (TI) between cork oak and shrubs (2002 TND / ha) – Discount rate: 2%.

Type	Cork oak	Shrubs	Gains (+)/ Losses (-)
		Total income (TI)	
Government	6262	282	5980
Family	2547	3183	-636
Enterprises	652	879	-227
		Capital income (CI)	
Government	1205	179	1026
Family	1902	2184	-282
Enterprises	77	104	-27

value of grazing resources from the cork oak forest, 1,438 TND/ha, is less than that of shrubs, 2,263 TND/ha.

3.3 Income distribution

Families and enterprises suffer losses of -636 TND/ha and -227 TND/ha, respectively, in their total income due to the conversion of shrublands into a cork oak plantation. The prohibition from grazing and the reduction of forage resources seriously affect family income. Nevertheless, the population greatly benefits from employee income. Despite the high investment in plantation and silvicultural treatments, the government income is enhanced by cork oak plantation (Table 6). This can be explained by the high cork and wood production.

3.4 Sensitivity analysis

The sensitivity analysis shows that income of both scenarios greatly depends on discount rates. For a cork oak plantation, the total income discounted value remains positive even at a discount rate of 8.2%, although the capital income is positive only at a discount rate lower than 2.9%.

Table 7. Sensitivity of total income (TI) and capital income (CI) to discount rates (2002 TND / ha).

Indicator	Rate	Cork oak	Shrubs	Gains (+)/ Losses (-)
Total Income (TI)	2%	9461	4344	5117
	3%	4653	2925	1728
	4%	2480	2215	265
	5%	1342	1789	-447
	10%	-247	937	-1184
Capital Income (CI)	2%	3185	2467	718
	3%	-24	1661	-1685
	4%	-1415	1285	-2700
	5%	-2092	1016	-3108
	10%	-2770	532	-3302

Table 8. Sensitivity of total income (TI) to cork prices (2002 TND / ha).

Scenario	Index of cork price in 2002=100				
	50	75	100	125	150
Cork oak	6466	7964	9461	10958	12456
Shrubs	4344	4344	4344	4344	4344
Gains	2122	3620	5117	6614	8112

Table 9. Sensitivity of total income (TI) to the value of forage resources (2002 TND / ha).

Scenario	Index of forage value in 2002=100				
	0	25	50	100	150
Cork oak	8023	8382	8742	9461	10180
Shrubs	2082	2647	3213	4344	5476
Gains	5941	5735	5529	5117	4704

Nevertheless, this scenario becomes advantageous, compared to shrubs, at a discount rate of 4% for total income and 2% if the capital income indicator is considered (Table 7).

It is also clear that these two indicators are very sensitive to cork price. A variation in price by 50% induces an increase or decrease by one third (Table 8). This has a high impact on the difference between the two scenarios. On the other hand, sensitivity to grazing resource imputed values does not have a significant impact on the difference of income between the two scenarios (Table 9).

4. Discussion

Cork oak forest renewal decision simulation can illustrate the estimated magnitude and the sort of income losses and gains accrued from cork oak regeneration, and how it affects the different economic agents that depend on or profit from controlled cork oak forest goods and services.

Planting and continuous regeneration high financial costs could explain the Tunisian cork oak forest State owners difficulty for encouraging natural regeneration of the trees. Furthermore, implementing grazing restrictions for the sake of sustainable forest management may create conflicts between Tunisian State owners and local inhabitants of Ain Snoussi. Even so, on the other hand, regeneration failure could also be aggravated by the forest owners' misperception of cork oak forest future scarcity (note that oak depletion is a gradual process) (Campos et al. 2007b).

Within a discount rate of 2%, cork oak artificial regeneration produces capital income gains compared to shrublands. However, temporary restrictions on grazing resources usage would significantly affect local family income. In this context, cork oak regeneration requires not only a financial plan for funding the initial investment expenditures, but also some compensation for local livestock keepers' income losses.

On the other hand, it is possible that the omission of environmental values, such as the role of cork oak forests and shrublands in purifying[4] water resources, reducing soil erosion, decreasing dam silting, sequestering carbon, and conserving biodiversity, underestimates actual forest income. To include them, quantifications would have to be made for a complete application of extended cost-benefit analysis. In addition, the emergence of the carbon market could help improve the economic indicators that depend on carbon quantity and price. Recent studies conducted at Ain Snoussi showed that the quantity of carbon fixed by the cork oak forest (3.6 t/ha/year) is much higher than that fixed by shrubs (0.1 t/ha/year) (Sebai et al., 2005).

5. Conclusion

This work focused on incomes derived from private goods and services controlled by forest owners and the holders of certain natural resources usage-rights. Therefore, private owner income (capital income) and total income PDVs offer an incomplete view of the social benefits of cork oak renewal (Campos et al. 2007b).

The high cost of plantation and large private income losses for local livestock keepers explain the administration's lack of effort in renewing cork oak forests. Cork oak artificial regeneration therefore greatly depends on an accurate financial plan which takes into account the development of the local economy. This work strives to give insight to the income losses that local families may incur if cork oak natural regeneration treatments and restrictions are applied.

Mediterranean cork oak forests give refuge to exceptional levels of biodiversity, provide watershed and habitat, sequester carbon, offer historically meaningful landscapes, and are pleasing to the eye. Neither those benefits nor the cost of losing cork oak forests has been accounted for (assessment of which is a costly and sometimes controversial task). Although those benefits have not been considered, their existence and the evidence of gradual cork oak forest depletion could warrant the creation of a specific programme on cork oak conservation, all the while paying special attention to mitigating livestock keepers' income losses from cork oak sustainable silviculture in North Africa (Campos et al. 2007b).

4 Woody vegetation could decrease the water amount that reach the basin rivers. Nevertheless, it is unknown the sign of the change in water flow to the rivers changing land woody land uses as they are the cork oak forest and scrubland.

Even if plantation of cork oaks cannot be economically profitable at high discount rates (more than 2%), cork oak forests should nevertheless be preserved and developed to satisfy the needs of future generations both commercially and environmentally.

Acknowledgements

This work was carried out under the Spanish-Tunisian cooperation project «Developing silvicultural models for sustainable forest management in the mountainous Mediterranean areas: its application to cork oak forests in Spain (Cadiz) and Tunisia (Ain Snoussi)», code : 6P/02. The project was financed by the Spanish Agency for International Cooperation (AECI) and the Tunisian Ministry for Scientific Research and Technology (MERST). The authors would like to thank these sponsoring institutions. Their thanks are also extended to Christie Chaar for the English revision.

References

Campos, P., Bonieux, F., Caparrós, A. and Paoli, J.C. 2007a. Measuring total sustainable incomes from multifunctional management of Corsican maritime pine and Andalusian cork oak Mediterranean forests. Journal of Environmental Planning and Management 50(1): 65–85.

Campos, P., Daly-Hasen and Ovando, P. 2007b. Cork oak forest management in Spain and Tunisia: two case studies of conflicts between sustainability and private income. International Forestry Review 9(2), in press.

Campos P., Daly H., Ovando P., Chebil A. and Oviedo J.L, 2006. Economics of cork oak forest multiple use: application to Jerez and Iteimia study cases. Final report (ChapterVI). In: Spain-Tunisian Inter-University Cooperation Program of the Spanish International Cooperation Agency (AECI), research project (6P/02): 'Sustainable silvo-pastoral management models in Mediterranean forests. CSIC/INRGREF/INIA. 35 p.

Centre National de Télédétection (CNT) / Direction Générale des Forêts (DGF), 2005. Deuxième inventaire forestier et pastoral national. Tunis. 129 p.

Chaar H., Stiti B., Montero G., and Khaldi A. 2005. Production and silviculture of forests. In: Palafrugell Book, International Congress on Cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business, Palafrugell, Spain, forthcoming.

Chebil A., Campos P., Daly-Hassen H. and Ovando P. 2005. The total commercial income from cork oak agro-forestry system in the region of Ain Snoussi, Tunisia. In: Palafrugell Book, International Congress on Cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business, Palafrugell, Spain, forthcoming.

Daly-Hassen H., Campos P., Ovando P. and Chebil A. 2005. Economic analysis of Cork oak woodland natural regeneration in the region of Iteimia, Tunisia. In: Palafrugell Book, International Congress on Cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business, Palafrugell, Spain, forthcoming.

Hasnaoui F., Rjeibia N., Abbès C., Yacoubi W. and Hasnaoui B. 2005. Contribution à l'étude du déperissement du chêne liège dans la forêt de Tabarka. In: Integrated Protection in oak forests. IOBC/wprs bull. 28(8): 25–31.

Samuelson P.A. 1976. Economics of forestry in an evolving society. Economic Inquiry XIV(4): 466–492.

Sebei H., Chaar H., Stiti B. and Montero G. 2005. Evaluation of aboveground biomasses of cork oak (*Quercus suber*) and shrubs at Ain Snoussi, Tunisia. In: Palafrugell Book, International Congress on Cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business, Palafrugell, Spain, forthcoming.

Stiti, B., Sebei, H. and Khaldi, A. 2005. Evaluation de la régénération et analyse de la croissance du chêne liège dans la forêt de Ain Snoussi, Tunisie. In: Integrated Protection in oak forests. IOBC/wprs bull. 28(8): 237–244.

LES RESSOURCES GÉNÉTIQUES FORESTIÈRES NORD-AFRICAINES ET LEUR CONSERVATION

ABDELKADER HARFOUCHE - ABDALLAH NEDJAHI
MOHAMED ELLATIFI - HAMED DALY-HASSEN

L'Afrique du Nord est une région qui a connu tôt dans l'histoire la pratique de l'agriculture et de l'élevage dont le développement s'est, en grande partie, fait aux dépens de la forêt nord-africaine. En outre, des changements climatiques de grande ampleur ont été, et sont encore, à l'origine d'une régression des milieux et biotopes forestiers. Il y a deux mille ans, la couverture forestière s'étendait presque sans discontinuité sur toute l'Afrique du Nord [1], de l'Atlantique, à l'ouest, au désert libyen, à l'est, et de la Méditerranée, au nord, aux contreforts de l'Atlas au sud.

Dispose-t-on encore dans cette région du monde de ressources forestières suffisantes qui pourraient motiver des programmes de conservation ? La réponse ne peut être unique, parce que les espèces constituant la forêt nord-africaine ne se trouvent pas toutes dans la même situation et ne peuvent, par conséquent, être justiciables d'un même type de traitement ou de gestion. La réflexion que nous développons ci-après tente d'apporter quelques éléments de réponse à ces questions. D'ores et déjà, il convient de dire que le patrimoine forestier nord-africain recèle encore des ressources génétiques non négligeables qu'il est nécessaire de gérer efficacement au double point de vue de sa conservation et de son utilisation. Cette gestion est d'autant plus nécessaire que ces ressources génétiques débordent le cadre de l'écologie et de l'économie forestières, en ce sens qu'elles renferment en leur sein des espèces sauvages apparentées à des espèces utilisées par l'agriculture et l'alimentation. Ces espèces constituent de précieux réservoirs de gènes pour le développement et l'amélioration du matériel génétique utilisé par l'agriculture, en particulier, du fait de leur adaptation aux conditions physiques (sol, climat) et biologiques (ravageurs et maladies) du milieu. Leur conservation et leur utilisation à bon escient sont une question de la plus haute importance ; il s'agit de ne pas léser les intérêts des générations futures qui doivent, comme nous aujourd'hui, pouvoir accéder aux ressources de la nature pour la satisfaction de leurs besoins. En Afrique du Nord, où les problèmes sont amplifiés par l'œuvre destructrice de la désertification, le défi est lourd à relever. De la survie de ce patrimoine dépend l'avenir de l'homme dans cette région où le problème de l'eau se pose déjà avec acuité avec des cycles de sécheresse de plus en plus longs. Or, la forêt exerce un rôle important dans la régulation du régime hydrologique voire climatique ; sa disparition aurait des conséquences insupportables.

(1) En 1830, on comptait encore environ cinq millions d'hectares de forêts en Algérie ; aujourd'hui, il n'y en aurait plus que trois millions et demi d'hectares, dont plus de la moitié sont des formations dégradées. En Tunisie, on a fait état d'environ 1 250 000 ha, en 1881, à l'instauration du protectorat français ; en 2001, les services forestiers tunisiens estiment à 1 080 000 ha l'étendue de la forêt tunisienne. Globalement, selon P. Boudy (1948-1950), la couverture forestière de l'Afrique du Nord aurait diminué de plus de 10 millions d'hectares depuis la période historique (– 2 500).

CONSTITUTION ET ÉTAT DES RESSOURCES GÉNÉTIQUES FORESTIÈRES NORD-AFRICAINES

Ressources génétiques forestières principales et secondaires

Selon Boudy (1948), on dénombre 68 essences forestières en Afrique du Nord dont 17 principales (arbres de première grandeur formant des peuplements purs ou en mélange sur de vastes étendues) et 51 secondaires ou subordonnées (arbres de seconde grandeur se trouvant, généralement, à l'état disséminé dans les peuplements d'espèces principales). Depuis Boudy, d'autres espèces ont été inventoriées, comme *Acacia ehrenbergiana*, *Acacia arabica* et *Acacia laeta*, au Sahara ; on peut donc compter, à l'heure actuelle, 71 essences forestières principales et secondaires en Afrique du Nord.

La distribution de la flore forestière nord-africaine, aujourd'hui constituée d'éléments tempérés (Cèdre, Pins, If, Sorbier, Érables, Peupliers et Saules, etc.) et subtropicaux (Arganier, Acacias, Balanites, etc.), a été façonnée par les bouleversements géologiques et paléo-climatiques de la fin du Tertiaire et du Quaternaire. Elle est moins riche qu'en Europe méditerranéenne, qui a constitué un important refuge d'espèces végétales lors des épisodes glaciaires.

Nous ne traiterons dans ce chapitre que des espèces forestières de première grandeur ; c'est-à-dire celles qui se présentent sous la forme d'arbres et qui constituent la matière première du forestier ou qui peuvent avoir un intérêt pour les usages économiques du bois. Il ne sera donné, dans ce paragraphe, qu'une liste des principales espèces qui constituent le patrimoine forestier nord-africain, un tableau des superficies étant fourni plus loin. Certaines de ces espèces principales se présentent sous forme de massifs plus ou moins importants, d'autres sous forme de formations spéciales (alignement, ripisylves, forêts galeries ou forêts steppes, etc.), d'autres encore ne constituent plus que des reliques ou des résidus de forêts autrefois florissantes.

• *Espèces constituant encore des massifs*

Il s'agit des espèces qui composent les forêts nord-africaines au sens classique du terme, c'est-à-dire productrices ou potentiellement productrices et aménagées de telle sorte qu'elles remplissent diverses fonctions économiques, sociales ou écologiques. Ce sont les formations qui impriment la physionomie du paysage forestier nord-africain. Les principales espèces sont, pour les **feuillus**, le Chêne liège, le Chêne vert, le Chêne zeen et le Chêne afarès, l'Oléastre, l'Arganier et, pour les **résineux**, le Pin d'Alep et le Pin maritime, le Cèdre de l'Atlas, le Thuya de Berbérie, les Genévriers.

• *Espèces de formations spéciales*

Ce sont les espèces feuillues que l'on rencontre dans certaines conditions particulières telles le long des cours d'eau (ripisylves), l'alignement, les lits d'oueds sahariens (forêts steppes ou galeries) ou dans les dayas. **En ripisylve**, on trouve principalement les Peupliers (blanc et noir), le Frêne commun, l'Orme champêtre, les Saules, le Tamaris et, d'une manière très localisée, l'Aune glutineux. Dans la zone saharienne, six espèces d'Acacia (*Acacia raddiana, A. seyal, A. ehrenbergiana, A. arabica, A. albida* et *A. laeta*) constituent, à divers degrés d'importance, des formations forestières d'un type bien particulier : les **forêts steppes** ou **forêts galeries**. Les dayas des Hautes Plaines sont le domaine privilégié du Pistachier de l'Atlas, que l'on retrouve également dans le Sahara central.

• *Espèces reliques*

Il s'agit d'espèces dont les aires de dispersion devaient être autrefois plus vastes et qui se sont considérablement réduites à la suite d'une évolution défavorable des conditions naturelles (à

l'échelle géologique) qui en a fait des espèces inadaptées ou dépourvues de moyens de défense face à des espèces concurrentes plus vigoureuses. Parmi ces espèces, on citera les Cyprès de l'Atlas (Maroc) et du Tassili (Algérie), les Sapins pinsapo (Maroc) et de Numidie (Algérie), le Pin noir (Maroc, Algérie), l'If (Algérie, Maroc, Tunisie), le Sorbier (Algérie, Maroc), le Bouleau blanc (Maroc), le Peuplier tremble (Algérie), le Châtaignier (Algérie, Tunisie), l'Orme champêtre (Algérie, Tunisie), etc.

• *Espèces forestières endémiques*

Le taux d'endémisme peut atteindre 24 % dans les hautes montagnes (Grand Atlas, par exemple). D'une manière générale, le taux d'endémisme est assez important en Afrique du Nord en raison de son isolement géographique (mer Méditerranée, au nord, Sahara, au sud) survenu à la fin du Tertiaire.

Les espèces forestières endémiques nord-africaines les plus remarquables sont indiquées dans le tableau I ci-dessous.

TABLEAU I **Espèces forestières de première et deuxième grandeurs endémiques d'Afrique du Nord**

Espèce	Maroc	Algérie	Tunisie
Cedrus atlantica	X	X	
Abies numidica		X	
Cupressus atlantica	X		
Cupressus dupreziana		X	
Tetraclinis articulata	X	X	X
Quercus afares		X	X
Argania spinosa	X	X	
Olea laperrini		X	
Salix atlantica	X		
Salix atrocinerea	X		
Tamarix weyleri	X		

NB. Il existe des sous-espèces propres à l'Afrique du Nord d'espèces dont la distribution est plus vaste comme le Sapin pinsapo au Maroc, le Pin noir au Maroc et en Algérie. On ne peut, si l'on s'en tient à la classification en usage, considérer l'espèce comme endémique.

• *Espèces utilisées ou utilisables en agroforesterie*

Ces espèces, sauvages ou spontanées après naturalisation, ont accumulé dans leurs génomes des gènes d'adaptation car ayant été confrontées depuis des générations à divers aléas physiques (froid, sécheresse, salinité) et biologiques (maladies, insectes ravageurs). Le réservoir génétique qu'elles représentent peut être exploité pour améliorer les espèces cultivées apparentées par la création, lorsque l'hybridation est possible, de variétés nouvelles performantes et adaptées aux changements écologiques, notamment climatiques, qui risquent d'engendrer des difficultés d'adaptation pour les variétés actuelles. Certaines d'entre elles sont utilisées comme porte-greffe en arboriculture fruitière. L'intérêt de ces espèces dépasse le cadre maghrébin ; elles doivent

contribuer à améliorer les ressources génétiques mondiales et à restaurer la diversité génétique qui fait défaut chez les formes cultivées en raison d'une érosion génétique parfois avancée.

La première de ces espèces est l'Oléastre (*Olea europea*) qui se retrouve dans les trois pays du Maghreb et utilisée comme porte-greffe de l'Olivier cultivé depuis l'Antiquité. À l'état sauvage, cette espèce forme, en association avec le Pistachier lentisque, ce que les phytogéographes ont appelé le groupement de l'*Oleo-Lentiscetum* dont l'aire naturelle est très étendue, recouvrant les plaines et les basses collines (jusqu'à 700 m d'altitude) d'Afrique du Nord depuis le rivage méditerranéen jusqu'aux Hautes Plaines, là où le climat est relativement doux. La plus grande partie des terres cultivées a été gagnée sur cette association, ce qui fait que son aire actuelle est réduite et en régression continue en raison des défrichements pour l'extension de l'oléiculture.

Le Caroubier, le Figuier ou encore le Noyer commun sont des cultures anciennes en Afrique du Nord ; les ressources génétiques de ces espèces ont été modelées localement, soit par le fait de l'homme, soit par la sélection naturelle pour celles qui se sont "échappées" des systèmes agraires (Caroubier, Figuier). Ces espèces rustiques et les formes semi-sauvages, que l'on retrouve dans les maquis et garrigues, représentent des atouts pour le développement de l'arboriculture fruitière rustique dans les zones agroforestières.

Le tableau II (p. 19) dresse la liste de certaines de ces espèces apparentées à des espèces fruitières cultivées. Leur utilisation directe ou comme élément enrichissant des programmes d'amélioration génétique est à envisager sérieusement.

Il faut savoir également que les massifs forestiers nord-africains recèlent un grand nombre d'espèces ligneuses ou herbacées apparentées à des espèces utilisées en horticulture, en pharmacologie ou en agriculture (Rosier, Tulipe, Iris, Romarin, Lavande, Mandragore, Ail sauvage, Trèfle, etc.).

• *Divers*

D'autres espèces forestières autochtones existent soit à l'état disséminé soit formant des peuplements très localisés dans certains massifs (Merisier, Érables, Micocoulier, etc.).

Il faut également citer des espèces introduites d'autres parties du monde que l'on appelle des **exotiques** et qui se sont acclimatées ou naturalisées en Afrique du Nord. C'est le cas de beaucoup d'espèces d'Eucalyptus, de certains Acacias océaniens (Mimosas), du Cyprès toujours vert, des Pins pignon et des Canaries, du Robinier faux-acacia, du Sophora japonais, etc. D'autres arbres introduits de la même façon n'ont pas eu le même retentissement que les précédents, bien qu'ils puissent constituer une source de diversification génétique et une ressource économique potentielle non négligeable. C'est le cas du Sapin de Douglas, des Pins brutia, radiata et laricio.

Après ce bref aperçu sur les arbres qui constituent l'essentiel des ressources génétiques forestières nord-africaines, on pourra faire les remarques suivantes :

— **À l'échelle des espèces principales, ces ressources génétiques forestières ne sont pas très diversifiées.** En effet, la forêt nord-africaine n'est constituée que par un petit nombre d'espèces principales en relation avec les événements paléo-climatiques et géologiques survenus dans la région aux ères Tertiaire et Quaternaire et qui sont à l'origine de son isolement et de l'appauvrissement de sa flore.

— **La diversité génétique à l'intérieur des espèces principales constitutives de la forêt nord-africaine n'est, probablement, pas d'égale amplitude pour toutes les espèces.** Pour simplifier, cette amplitude est fonction, d'une part, de l'histoire de l'évolution de l'espèce, et, d'autre part, de l'étendue et de la structure de son aire de distribution. On peut admettre, *a priori*, que la diversité peut être importante pour les espèces dont l'aire est vaste (cas du Pin d'Alep, du Chêne liège, du Chêne vert ou de l'Arganier) mais aussi pour celles dont l'aire est plutôt **morcelée**

TABLEAU II **Espèces de la flore forestière sauvage ou sub-spontanée apparentées à des espèces cultivées**

Nom commun (Genre, espèce)	Habitats	Usages traditionnels ou potentiel	Espèce cultivée apparentée
Oliviers sauvages (*Olea europea* var. *oleaster*, *O. laperrini*)	Forestiers	Porte-greffe et sélection en vue d'hybridation	Olivier cultivé (*Olea europea* var. *sativa*)
Figuiers sauvages ou sub-spontanés (*Ficus teloukat*, *F. ingens*, *F. carica*)	Forestiers et montagneux	Porte-greffe et sélection en vue d'hybridation	Figuier cultivé
Caroubier sauvage (*Ceratonia siliqua*)	Forestiers littoraux	Porte-greffe et sélection en vue d'hybridation	Caroubier cultivé
Pruniers sauvages (*Prunus insititia*, *P. spinosa*, *P. prostrata*)	Forestiers et montagneux	Porte-greffe et sélection en vue d'hybridation	Toutes les variétés de Prunier cultivé
Merisier ou Cerisier sauvage (*Prunus avium*)	Forestiers et montagneux	Porte-greffe et sélection en vue d'hybridation	Cerisier cultivé
Amandier sub-spontané (*Prunus amygdalus*)	Forestiers et montagneux	Porte-greffe et sélection en vue d'hybridation	Amandier cultivé et Pêcher
Aubépines (*Crataegus monogyna*, *C. azerolus*)	Forestiers et montagneux	Porte-greffe	Poirier cultivé
Poiriers sauvages (*Pirus longipes*)	Forestiers et montagneux	Porte-greffe et sélection en vue d'hybridation	Cultivé
Pistachier de l'Atlas (*Pistacia atlantica*)	Semi-arides et arides dayas	Porte-greffe et sélection en vue d'hybridation	Pistachier cultivé
Pistachier térébinthe (*Pistacia terebinthus*)	Forestiers et montagneux	Porte-greffe et sélection en vue d'hybridation	Pistachier cultivé
Pistachier lentisque (*Pistacia lentiscus*)	Forestiers et montagneux	Porte-greffe et sélection en vue d'hybridation	Pistachier cultivé

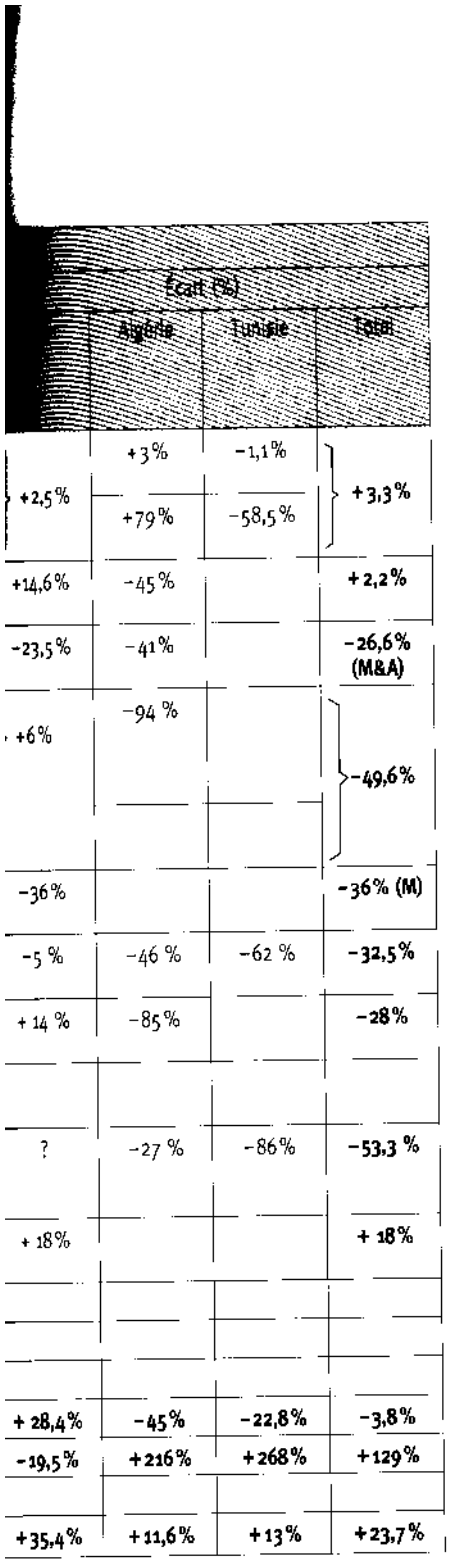
que **continue** (cas du Cèdre de l'Atlas). Cette vue réductrice ne tient pas compte des caractéristiques biologiques de chaque espèce (modes de reproduction dans les populations naturelles et artificielles).

— **La proportion d'espèces ou de groupes d'espèces justiciables de mesures de protection et de conservation est assez importante.** Une bonne partie de ces ressources génétiques sont menacées d'extinction à terme comme c'est le cas pour les Cyprès de l'Atlas et du Tassili, les Sapins pinsapo et de Numidie, le Pin noir, certains Acacias sahariens. Il ne faut également pas perdre de vue la menace, très sérieuse, qui pèse, à l'échelle intraspécifique, sur certaines prove-

TABLEAU III **Principaux groupements et surfaces forestières d'Afrique du Nord**

Groupement	Superficie (ha) — Statistiques anciennes				Statistiques récentes			
	Maroc (Boudy, 1948)	Algérie (Boudy, 1955)	Tunisie (Boudy, 1955)	Total	Maroc (statist. MCEF, 2002)	Algérie (inventaire, 1984)	Tunisie (DGF, 1995)	Total
Pin d'Alep (*Pinus halepensis*)	65 000	852 000	300 000	**1 217 000**	82 000	881 302	296 573	**1295541**
Pin maritime (*Pinus pinaster*)	15 000	12 000	10 000	**37 000**		31 513	4 153	
Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*)	115 000	30 000		**145 000**	131 800	16 359		**148 159**
Thuya de Berbérie (*Tetraclinis articulata*)	740 000	157 000	30 000	**927 000**	565 798	92 423	?	**658 221 (M&A)**
Genévriers rouge et oxycèdre (*Juniperus phoenicea, Juniperus oxycedrus*)	200 000	290 000	8 000	**498 000**	244819	17 504	?	**262323 (M&A)**
Genévrier thurifère (*Juniperus thurifera*)	31000	R		**31000**				
Autres résineux (*Cyprès, Sapins*)	14000	R		**14000**	8938	?		**8938 (M)**
Chêne liège (*Quercus suber*)	367 000	425 000	145 000	**937 000**	348 200	228 925	55 000	**632 125**
Chêne vert (*Quercus ilex*)	1 345 000	700 000	80 000	**2 125 000**	1 364 100	108 221	?	**1 472 321 (M&A)**
Chêne kermès (*Quercus coccifera*)		46 000	3 000	**49 000**	?	?	?	
Chênes à feuilles caduques*	24 000	66 000	46 000	**136 000** (zeen uniquement)	9 091	48 034	6 414	**63 539**
Arganier (*Argania spinosa*)	700 000	R		**700 000**	828 300	?		**828 300**
Gommiers**	40 000	R	30 000	**70 000**	?	?	?	?
Autres feuillus					1 112 300			
Divers							140 850	**1 253 15**
Total forêts	**3 656 000**	**2 578 220**	**652 000**	**6 886 000**	**4 695 346**	**1 424 281**	**502 990**	**6 622 61**
Matorrals	**500 000**	**711 000**	**89 000**	**1 300 000**	**402 435**	**2 245 719**	**327 747**	**2 975 90**
Plantations***	**?**	**?**	**?**	**?**	**530 000**	**?**	**?**	**530 000**
Total général	**4 156 000**	**3 289 220**	**741 000**	**8 186 000**	**5 627 781**	**3 670 000**	**830 737**	**10 128 51**

MCEF: Ministère chargé des Eaux et Forêts ; DGF : Direction générale des Forêts ; M&A (Maroc et Algérie).
R: Rare, à l'état disséminé ou en petits bouquets.
* Il s'agit des formations à Chênes zeen et afarès (*Quercus faginea* et *Quercus afares*) auxquels il faut ajouter le Chêne tauzin (*Quercus tozza*) au Maroc.
** Principalement *Acacia gummifera*, au Maroc, et *Acacia raddiana*, en Tunisie.
*** Les surfaces plantées sont probablement incluses dans les statistiques actuelles pour l'Algérie et la Tunisie.



nances ou populations marginales d'espèces jugées relativement à l'abri comme le Cèdre de l'Atlas, le Chêne liège, le Pin maritime voire le Pin d'Alep et l'Arganier. Les sources de danger sont nombreuses mais les plus pernicieuses, car souvent méconnues, sont celles liées à la gestion sylvicole du patrimoine forestier elle-même. En effet, certaines pratiques de la gestion forestière (éclaircies et coupes progressives), lorsqu'elles ne sont pas bien réfléchies, peuvent constituer une menace pour le maintien de la diversité de la ressource génétique et de la qualité des peuplements régénérés.

Évolution des surfaces forestières par espèce principale

Selon les statistiques et inventaires disponibles, les massifs forestiers (forêts et matorrals) s'étendent sur 10 128 518 ha soit environ 3,2 % de la surface totale de l'Afrique du Nord (dans les territoires au nord du Sahara, la couverture forestière représente environ 11 à 12 %). Près de 30 % de cette surface est, cependant, constituée de séries de dégradation (matorrals). Le tableau III (ci-contre) présente les principaux groupements forestiers d'Afrique du Nord ainsi que leur évolution en surface de 1948-1955 aux années 1980-1990. Il est à remarquer que les statistiques officielles sont déjà anciennes et nécessitent une mise à jour ; des inventaires forestiers nationaux doivent être pratiqués dans les meilleurs délais et périodiquement. La lecture du tableau III (ci-contre) montre que, hormis pour les Pins[2] (+ 3,3 %), le Cèdre[3] (+ 2,2 %) et l'Arganier (+ 18 %), la tendance générale est à la réduction des surfaces des groupements forestiers. Cette réduction est drastique pour les groupements à Genévriers (– 49,6 %), à Thuya (– 26,6 %), à Chêne liège (– 32,5 %), à Chêne vert (– 28 %), ainsi que pour les Chênes à feuilles caduques (– 53,3 %). Les facteurs de destruction de ces écosystèmes sont variés mais les plus significatifs sont les feux de forêts et le surpâturage qui empêche la régénération naturelle et artificielle des peuplements forestiers. L'érosion des sols, qui succède à ces deux effets, aggrave les problèmes de renouvellement des peuplements. Au niveau global, les forêts proprement dites ont régressé de 3,8 % sur une période de moins de 50 ans ; concomitamment, la surface des formations de dégradation (matorrals) a connu une augmentation significative (+ 129 %). Il est évident que

(2) L'augmentation des superficies des Pins peut résulter de deux actions : les plantations artificielles et l'extension naturelle aux dépens des Chênes en raison des incendies répétés. En effet, les Pins d'Alep et maritime sont souvent mélangés aux Chênes vert (Pin d'Alep) et liège (Pin maritime) avec lesquels ils forment des successions. À la suite d'incendies, l'ouverture des couverts favorise l'installation des semis de Pins conduisant au remplacement des chênaies par des pinèdes.

(3) Ce bilan global positif ne reflète pas une même situation dans les deux pays à Cèdre de la région ; en Algérie, la superficie de la cédraie a diminué de 45 %.

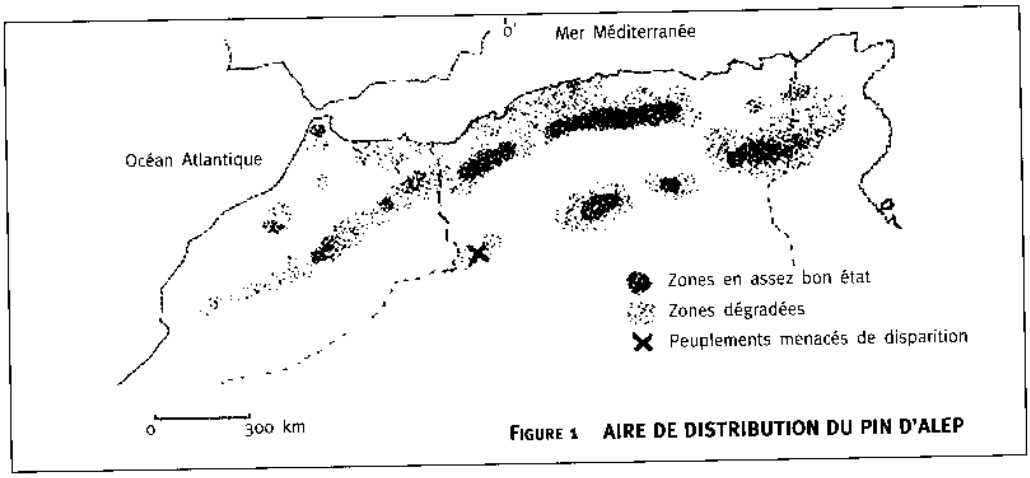


Figure 1 AIRE DE DISTRIBUTION DU PIN D'ALEP

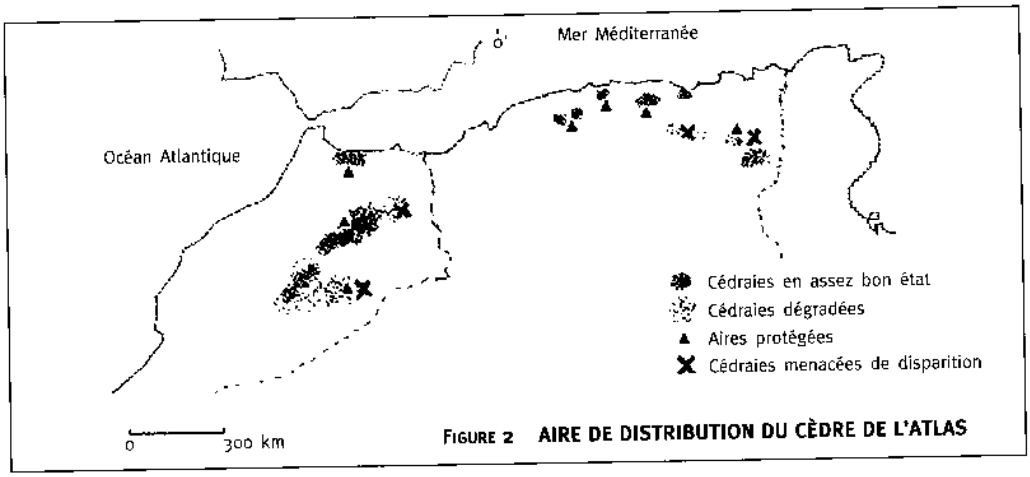


Figure 2 AIRE DE DISTRIBUTION DU CÈDRE DE L'ATLAS

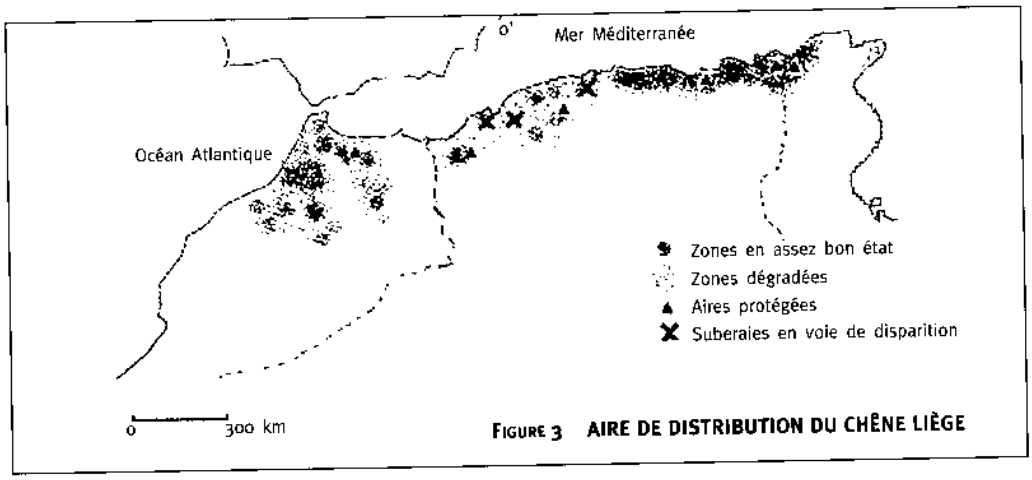


Figure 3 AIRE DE DISTRIBUTION DU CHÊNE LIÈGE

le reboisement n'arrive pas à compenser les pertes dues aux feux de forêt et au défrichement. Pour espérer maintenir le taux de boisement actuel, on devrait consentir un effort de reboisement tournant autour de 60 000 à 70 000 ha/an. Du point de vue de la conservation des ressources génétiques intraspécifiques, les pertes sont incalculables puisque des populations entières sont détruites ; la reforestation ne peut restaurer la partie de la variabilité géographique et génétique ainsi compromise. Les figures 1, 2 et 3 (p. 22) représentent les aires naturelles de trois espèces principales nord-africaines : le Pin d'Alep, le Cèdre de l'Atlas et le Chêne liège.

La tendance à la régression pourrait être freinée et même arrêtée si les politiques forestières nationales s'adaptaient à la conjoncture actuelle. Les textes législatifs, bien peu différents de ceux qui étaient en vigueur pendant la période coloniale, nécessitent d'être remaniés dans leur ensemble afin de permettre l'adoption de politiques nationales de **développement rural interactif** fondées sur une gestion participative effective des zones forestières ; il ne s'agit plus de concéder quelques droits d'usage mais d'impliquer pleinement (physiquement et, en partie, financièrement[4]) les populations riveraines dans la mise en œuvre et la gestion des actions de développement intégré. L'évolution du monde rural et la grande émotion des années 1990 pour les choses de la nature (biodiversité, changements climatiques, désertification accélérée) ont, indéniablement, induit une prise de conscience politique dans les pays d'Afrique du Nord quant à la nécessité de traiter conjointement le problème de la conservation des ressources génétiques forestières et la pauvreté dans les zones agroforestières. La pauvreté, en effet, engendre des pressions exacerbées sur la ressource, compromettant sa pérennité.

Parmi les problèmes qui se posent aux nouvelles politiques, le problème de la propriété forestière (la plupart des massifs sont domaniaux) n'est pas le moindre ; c'est un obstacle sérieux mais non infranchissable à partir du moment où il y a une réelle volonté de mettre en œuvre une gestion participative des ressources forestières. La politique des concessions pratiquée en Algérie depuis quelques années est, à ce propos, une voie prometteuse.

De telles mesures en faveur des populations doivent s'accompagner d'une profonde réforme des services administratifs forestiers dont l'image populaire reste négative ; le forestier, traditionnellement agent de répression, devra se transformer en agent de développement pour gagner enfin la confiance et l'estime des populations. Ceci, d'autant plus que la répression a montré toutes ses limites. Les mesures politiques et socio-économiques susceptibles d'être prises doivent converger vers un seul objectif : le patrimoine forestier devra être enfin perçu comme une source de revenus concrets et non comme un espace à transgresser ou à détruire. C'est à ce prix, et seulement à ce prix, que les ressources génétiques forestières des pays d'Afrique du Nord seront conservées.

CONSERVATION DES RESSOURCES GÉNÉTIQUES FORESTIÈRES NORD-AFRICAINES

Problématique

Les ressources génétiques forestières sont, dans leur presque totalité, menacées de disparition en Afrique du Nord en raison des coups de boutoir qui leur sont assénés par des milieux physique et humain de plus en plus hostiles. Au plan physique, les changements climatiques rapides soumettent les espèces forestières à de nouvelles pressions de sélection contre lesquelles certaines d'entre elles risquent d'être désarmées du fait d'une érosion déjà avancée de leurs ressources génétiques. La plasticité de ces espèces, c'est-à-dire leur capacité d'adaptation à

(4) Une participation physique et financière, même symbolique, des populations aurait un impact psychologique considérable : les actions de développement seraient perçues non plus comme des activités publiques impersonnelles (appartenant à tout le monde et à personne) mais comme des actes d'investissement communautaires voire individuels.

tableau IV **Espèces de première et deuxième grandeurs menacées en Afrique du Nord**

Espèce ou populations	Statut biogéographique	Écosystème	Taille des populations	Mesures de conservation	
				en vigueur	à prévoir
Cyprès du Tassili ..... (*Cupressus dupreziana*)	Endémique très rare du Tassili	Paléo-forestier méditerranéen	239 individus	*in situ* : PN du Tassili ; *ex situ* : plantations (rares)	Plantations conservatoires et reboisement
Cyprès de l'Atlas ..... (*Cupressus atlantica*)	Endémique rare du Grand Atlas	Forestier méditerranéen		*in situ* : PN du Grand Atlas oriental	Plantations conservatoires et reboisement
Pin noir ..... (*Pinus nigra* ssp. *clusiana*)	Sous-espèce de Pin noir rare du Djurdjura et du Rif (relique glaciaire)	Forestier méditerranéen	quelques centaines de sujets	*in situ* : PN du Djurdjura et du Rif	Plantations conservatoires et reboisement
Sapin de Numidie ..... (*Abies numidica*)	Endémique très rare des Babors (relique glaciaire)	Forestier tempéré	500 à 1000 sujets	*in situ* : RN des Babors	Plantations conservatoires et reboisement
Sapin du Rif ..... (*Abies pinsapo* var. *marocana*)	Rare (relique glaciaire)	Forestier tempéré		*in situ* : PN du Rif	Plantations conservatoires et reboisement
Peuplier tremble ..... (*Populus tremula*)	Très rare (Babors et Tababors) (relique glaciaire)	Forestier tempéré	quelques dizaines de sujets	*in situ* : RN des Babors	
Bouleau du Rif ..... (*Betula alba*)	Très rare (relique glaciaire)	Forestier tempéré		*in situ* : PN du Rif	
Aune glutineux ..... (*Alnus glutinosa*)	Assez rare en ripisylve	Forestier tempéré		néant	Plantations conservatoires et reboisement
Châtaignier ..... (*Castanea sativa*)	Rare (Edough) (relique glaciaire)	Forestier tempéré	quelques centaines de sujets	néant	*in situ* : RN de l'Edough ; plantations

divers milieux, est, en effet, directement liée à l'amplitude de la variabilité génétique qui existe en leur sein. Les espèces reliques ou dont l'aire de distribution est restreinte semblent condamnées si des mesures énergiques de conservation *in situ* et *ex situ* ne sont pas rapidement prises. Le milieu humain devient de plus en plus contraignant, la pression sur les forêts prenant aujourd'hui une ampleur jamais égalée en raison de la démographie élevée et des difficultés de développement des zones de montagne et forestières. Le surpâturage et son supplétif le feu rendent toute velléité de régénération des peuplements quasiment illusoire dans de nombreuses régions forestières d'Afrique du Nord. Les défrichements et la culture de terrains forestiers, rapidement ruinés par l'érosion et vite abandonnés, achèvent de détruire cette couverture déjà fragilisée par l'évolution des climats vers l'aridité.

TABLEAU IV **Espèces de première et deuxième grandeurs menacées en Afrique du Nord** (suite)

Espèce ou populations	Statut biogéographique	Écosystème	Taille des populations	Mesures de conservation	
				en vigueur	à prévoir
Genévrier thurifère (*Juniperus thurifera*)	Assez rare	Forestier tempéré	quelques milliers de sujets	néant	*in situ* : PN de l'Aurès
If (*Taxus baccata*)	Assez rare	Forestier tempéré	quelques milliers de sujets	*in situ* : PN (Chréa, Djurdjura, Rif, Moyen Atlas, etc.)	
Genévrier sabine (*Juniperus sabina*)	Très rare (Djurdjura)	Forestier tempéré	quelques sujets	*in situ* : PN du Djurdjura	
Population d'Arganier de Tindouf (*Argania spinosa*)	Rare en Algérie	Forestier aride et semi-aride		*in situ* : réserve forestière de la biosphère (Maroc)	Plantations conservatoires et reboisement
Olivier de Laperrine (*Olea laperrini*)	Rare (Hoggar, Tassili)	Forestier aride et semi-aride		*in situ* : PN du Tassili et du Hoggar	
Acacia albida	Rare (Nord Sahara, Hoggar)	Forestier aride		*in situ* : PN du Hoggar	Plantations
Acacia seyal	Très rare (Hoggar)	Forestier aride		*in situ* : PN du Hoggar	Plantations conservatoires et reboisement
Acacia laeta	Très rare (Hoggar)	Forestier aride	quelques dizaines de sujets	*in situ* : PN du Hoggar	Plantations
Acacia arabica	Rare (Hoggar)	Forestier aride		*in situ* : PN du Hoggar	Plantations
Acacia ehrenbergiana	Rare (Hoggar)	Forestier aride		*in situ* : PN du Hoggar	Plantations

PN : parc national ; RN : réserve naturelle

En réalité, l'ensemble des ressources génétiques forestières nord-africaines nécessitent d'être conservées contre ces facteurs de destruction rapide. Cependant, certaines étant plus exposées que d'autres, des priorités doivent être dressées. Parmi les espèces de première et deuxième grandeurs (espèces principales ou secondaires) constitutives d'écosystèmes forestiers, celles indiquées dans le tableau IV (ci-dessus) peuvent être considérées comme en danger imminent d'extinction. La plupart d'entre elles peuvent constituer des essences principales de reboisement et valoriser des écosystèmes riches ou pauvres. Par ailleurs, certaines populations marginales de Pin d'Alep ou de Chêne liège, espèces globalement non menacées, risquent de disparaître à brève échéance sans intervention humaine. Ces populations, confinées dans des régions où les conditions climatiques et édaphiques sont telles aujourd'hui que leur maintien *in situ* devient

une véritable gageure sans la pratique d'actions vigoureuses (mise en défens, assistance à la régénération, etc.), représentent généralement des génotypes rares. Des programmes conséquents de conservation *ex situ* doivent être engagés pour sauver ces ressources génétiques irremplaçables dont la perte serait fort préjudiciable.

Politique

Le concept de conservation des ressources génétiques forestières s'est établi à partir des années 1950 à la suite du lancement de programmes de sélection et d'amélioration d'espèces forestières dans certains pays développés. Les forestiers ont tiré la leçon de l'érosion des ressources génétiques observée en agriculture (disparition de variétés et races sauvages, épuisement du répertoire de cultivars existants, etc.) et, maintenant, la nécessité de disposer de réservoirs de gènes pour pouvoir faire face à l'évolution des milieux naturels et à la versatilité du marché des produits de la forêt est largement admise.

La conservation des ressources génétiques forestières peut être conduite de diverses manières (conservation *in situ* ou *ex situ*, conservation statique ou dynamique). Elle peut revêtir différentes stratégies allant de la **conservation d'écosystèmes à la conservation** *in vitro* **de fragments végétaux** ou même de **cellules** en passant par la création de **plantations conservatoires** et la constitution de **banques de graines**. L'objectif commun est de **maintenir une diversité génétique maximale** pour toutes les espèces.

La connaissance des ressources génétiques forestières est un préalable indispensable et doit concerner plusieurs niveaux : **identification** des espèces ; **exploration et évaluation** de la diversité et de la variabilité génétiques existant à l'intérieur de chaque espèce (estimation des différences entre populations et entre individus de la même population, structuration de la diversité génétique intraspécifique et intrapopulation).

Où en sommes-nous en ce qui concerne la connaissance de nos ressources génétiques forestières nord-africaines ? Pour le premier volet (identification des espèces), le travail a été entamé depuis longtemps et nous pouvons estimer, aujourd'hui, disposer d'une bonne connaissance des espèces forestières, de la surface qu'occupe chacune d'elles et de la forme de leurs aires de répartition respectives. Il reste toutefois nécessaire de surveiller l'évolution de ces surfaces et des populations actuelles de chaque espèce par la réalisation périodique d'**inventaires**. Pour ce qui est de **l'exploration** et de l'**évaluation** de la diversité et de la variabilité génétiques infraspécifiques, il en va autrement, tout restant pratiquement à faire. Au surplus, il est nécessaire de ne pas limiter les recherches à l'étude de la variabilité des caractères adaptatifs et morphologiques ; ceux-ci sont certes précieux mais ils doivent être complétés par des études utilisant les marqueurs biochimiques (terpènes, isoenzymes) et moléculaires (ADN) qui sont bien appropriés pour les études de génétique des populations (amplitude de la diversité génétique, structure génétique et régimes de reproduction des populations, phylogénie, etc.).

Jusqu'à l'heure actuelle, la conservation *in situ* des ressources génétiques forestières dans les pays nord-africains se limite, presque exclusivement, à une protection statique de certaines populations ou de certaines espèces forestières dans le cadre de parcs nationaux ou régionaux et de réserves naturelles dont les objectifs sont généraux. Cette méthode s'apparente plus à une opération de mise en défens à grande échelle, dont l'efficacité reste d'ailleurs à prouver, qu'à une véritable stratégie de conservation des ressources génétiques. La conservation *ex situ*, quant à elle, reste peu pratiquée.

En tout état de cause, une bonne politique de conservation ne peut se résumer à l'application de mesures techniques *in situ* et *ex situ*. Il est indispensable de réduire significativement les

pressions humaines sur les peuplements forestiers en s'appuyant d'abord sur une politique communautaire (ou individuelle) de gestion agroforestière de l'espace en partenariat effectif avec les populations riveraines (gestion participative). Toute mesure de conservation sera vaine si le problème des pressions humaines n'est pas traité comme il se doit.

TABLEAU V **Conservation *in situ* des ressources génétiques forestières. Liste d'aires protégées**

Parc ou réserve	Pays	Superficie (ha)	Catégorie UICN	Ressources génétiques forestières représentées
Toubkal	Maroc	38 000		
Tazekka (rif)	Maroc	12 000		Cèdre de l'Atlas, Sapin pinsapo, Pin noir
Grand Atlas oriental	Maroc	49 000		Cèdre de l'Atlas, Pin maritime, Cyprès de l'Atlas, Buis
Al Hoceima	Maroc	47 000		
Ifrane	Maroc	53 000		Cèdre de l'Atlas
Talassentane (rif)	Maroc	60 000		Sapin pinsapo, Pin noir, Pin maritime
Souss Massa	Maroc	34 000		Arganier
Dakhla	Maroc	1 900 000		
Bas Draa	Maroc			Acacias, Peuplier de l'Euphrate
Haut Draa (Iriqui)	Maroc			Acacias, Balanites
Arganier	Maroc	2 000 000	RB**	Arganier
Tlemcen	Algérie	8 225	IV	Chênes liège, zeen et vert
Théniet el Had	Algérie	3 425	II	Cèdre de l'Atlas, Chêne liège
Chréa	Algérie	26 600	II	Cèdre de l'Atlas, If, Houx
Mergueb	Algérie	13 482		Pistachier de l'Atlas
Bélezma	Algérie	26 250	II	Cèdre de l'Atlas, Houx
Tassili	Algérie	8 000 000	II	Cyprès du Tassili, Acacias
Hoggar	Algérie	45 000 000	II	Acacias, Olivier de Laperrine, Tamaris
Taza	Algérie	3 807	II et ASP*	Chêne liège, Érable
Gouraya	Algérie	2 080	II et ASP	Pin d'Alep, Chêne kermès
Djurdjura	Algérie	18 850	II	Cèdre de l'Atlas, Pin noir, Houx
Béni Salah	Algérie	2 000	I	Chênes liège et zeen
Babors	Algérie	2 367	I	Cèdre de l'Atlas, Sapin de Numidie, Pivoine
El Kala	Algérie	80 000	V et RB	Chêne liège, Aune glutineux
Boukornine	Tunisie	900		Thuya, Cyclamens persans
Chaâmbi	Tunisie	6 273		Pin d'Alep
El Feidja	Tunisie			Chênes liège, zeen et vert
Ichkeul	Tunisie	12 600		Oléastre, Lentisque
Nahli	Tunisie			
Djebil (réserve)	Tunisie	150 000		*Acacia raddiana*

Sources : DGF, MCFE
* ASP : Aire spécialement protégée (protocole de Barcelone)
** RB : Réserve de la biosphère

• *Conservation in situ*

Un ensemble de parcs nationaux ou régionaux et de réserves naturelles (tableau V, p. 27) ont été créés à des fins de préservation de certains écosystèmes jugés originaux ou menacés de disparition. Certaines essences forestières comme le Pin noir, les Cyprès du Tassili et de l'Atlas, des populations de Cèdre de l'Atlas, l'Arganier et les Acacias sahariens constituent des éléments centraux de certains de ces territoires protégés. Cependant, si la caractérisation écologique de ces entités est assez bien avancée, les connaissances sur la diversité et la structuration génétiques des espèces et des populations concernées sont inexistantes, ce qui limite nécessairement la portée de ces mesures. En effet, l'érosion génétique de certaines de ces espèces est déjà bien avancée et se trouve aggravée par une évolution régressive des stations empêchant leur régénération sur place dans les conditions naturelles actuelles. Il reste indispensable de compléter ces mesures de conservation *in situ* par des moyens modernes de reproduction et de conservation *ex situ*.

L'aspect de conservation des populations locales de l'abâtardissement par pollution génétique exogène lors des transferts de plants qui ont été opérés entre régions est peut-être celui qui posera le plus de problèmes. En effet, de vastes étendues ont été reboisées mais les insuffisances dans l'identification des sources de graines utilisées et l'absence d'une réglementation sur les transferts de matériel ont fait ou font peser des risques sur le maintien de la pureté et de l'originalité génétiques des populations locales bien adaptées à leur milieu.

• *Conservation ex situ*

Très peu a été fait dans ce domaine. Rares, en effet, sont les reboisements utilisant les espèces forestières menacées comme les Cyprès du Tassili et de l'Atlas ou encore les Sapins et le Pin noir. Seul, parmi ces conifères nobles, le Cèdre de l'Atlas a suscité l'intérêt des forestiers aussi bien à l'intérieur qu'en dehors de son aire naturelle ; en conséquence, d'assez nombreuses plantations artificielles ont été réalisées. Les Acacias sahariens sont méconnus et, de ce fait, négligés au bénéfice d'Acacias océaniens, souvent sans grand intérêt sylvicole et peu adaptés aux conditions rigoureuses des zones arides nord-africaines. Une politique de conservation *ex situ* des espèces forestières menacées reste donc à mettre en place intégrant les réseaux de plantations conservatoires et les banques de gènes (banques de graines, cultures *in vitro*, cryo-conservation, etc.). Des plantations conservatoires, de taille suffisante, permettront à l'espèce d'évoluer d'une façon dynamique au contact du milieu naturel. Les procédés biotechnologiques modernes doivent être mis en œuvre non seulement pour stocker des gènes mais aussi pour multiplier des génotypes rares et précieux menacés d'extinction à brève échéance par copies végétatives conformes.

PROPOSITIONS D'ACTIONS

On distinguera les espèces non menacées d'intérêt économique avéré comme le Chêne liège, le Pin d'Alep ou le Cèdre, et les espèces en danger imminent de disparition comme le Pin noir, les Sapins pinsapo et de Numidie, les Cyprès de l'Atlas et du Tassili.

Pour le premier groupe d'espèces, conservation et utilisation vont de pair, pour le second, il s'agit essentiellement de conservation. Mais la conservation ne doit pas être entendue de la même manière pour l'un et l'autre groupe ; pour le premier, il s'agira essentiellement de préserver l'identité génétique des populations, pour le second, d'éviter la disparition de l'espèce. Bien entendu, même pour les espèces globalement non menacées, il existe des populations marginales, aux caractéristiques génétiques singulières, menacées de disparition ; ces populations sont justiciables du même type de conservation que les espèces du deuxième groupe.

Actions de conservation d'espèces et populations non menacées de disparition

• *Actions préalables*

Le recueil des informations préalables sur l'importance et la structuration de la diversité génétique au sein des espèces visées est indispensable pour la mise en œuvre d'un programme d'actions de conservation rationnel. On doit savoir, en effet, où se localisent les pôles de diversité qui méritent d'être conservés.

Exploration et inventaire

À cette phase, on est confronté aux problèmes liés à la définition de l'échelle d'exploration et d'inventaire, à la définition de l'intensité d'échantillonnage, au choix de la méthode d'échantillonnage ainsi qu'à la nature des marqueurs pouvant rendre compte de la diversité et de la variabilité existant au sein de l'espèce.

Mesure de la diversité génétique

La diversité génétique intraspécifique est difficile à appréhender en ce sens qu'elle relève de la mise en œuvre de disciplines biologiques diverses (biochimie, biologie moléculaire, physiologie, etc.) et statistico-mathématiques (génétique des populations et génétique quantitative). La diversité génétique est synonyme de **polymorphisme génétique** quand on traite des marqueurs biochimiques ou moléculaires (produits du métabolisme secondaires, isoenzymes, protéines totales, ADN) ou de variabilité génétique quand on manipule des caractères morphologiques ou physiologiques (taille et poids, résistances, croissance, etc.).

• *Actions de conservation proprement dites*

La conservation de la diversité intraspécifique doit être réalisée *in situ* et *ex situ* tant les périls sont grands de voir disparaître les populations naturelles (surpâturage, feux, défrichements). La conservation *in situ* doit être, dans la plupart des cas, la stratégie de base car elle conserve non seulement les organismes vivants mais également leur milieu.

La conservation de la diversité génétique dans les populations locales revêt deux aspects : conservation de la **multiplicité** des formes génétiques rencontrées, et maintien de la **pureté** de ces formes.

Conservation de la multiplicité des formes

On conservera la multiplicité des formes génétiques en favorisant la régénération naturelle du peuplement ou, dans le cas d'une régénération assistée ou artificielle, en prélevant des graines sur un maximum d'arbres semenciers dans le peuplement à régénérer.

Maintien de la pureté de ces formes

On maintiendra la pureté des formes génétiques locales en évitant leur abâtardissement par pollution pollinique exogène. Cela se fera en interdisant l'introduction, dans les alentours du peuplement, d'arbres de la même espèce mais de provenances différentes ainsi que celle d'arbres d'espèces voisines susceptibles de féconder les arbres du peuplement local. On mettra en œuvre, pour cela, une méthode largement répandue que l'on pourrait qualifier de **méthode des noyaux de conservation**. Cette méthode peut être utilisée *a priori*, c'est-à-dire avant de disposer d'information sur la diversité génétique de l'espèce cible. Le nombre et la taille des noyaux de conservation pourront évoluer en fonction de l'information obtenue plus tard.

Un noyau de conservation se compose de deux compartiments : un noyau dur ou réserve intégrale et une couronne d'isolement ou zone tampon.

Principes de base : plus la diversité est grande, plus la taille du noyau de conservation doit être importante ; plus les risques de pollution génétique sont importants, plus la taille de la couronne d'isolement doit être grande.

Mise en œuvre de la méthode : l'implantation des noyaux de conservation sera précédée d'une stratification écologique ; on délimitera un noyau de conservation à l'intérieur de chaque strate écologique ; ensuite, si possible, les noyaux de conservation seront installés aux centres des strates, sinon ils concerneront des peuplements se trouvant dans le meilleur état possible ; enfin, la mesure de la diversité génétique doit concerner les deux aspects, polymorphisme et variabilité génétiques : prélèvements d'échantillons végétaux ou de graines et analyses de laboratoire pour le polymorphisme génétique, récolte de graines et semis (cultures et plantations comparatives) pour la variabilité génétique (les unités de comparaison sont les noyaux de conservation).

Actions de conservation d'espèces et de populations menacées de disparition

La conservation de ces espèces ou populations doit être réalisée *in situ* et *ex situ*.

La conservation *in situ* doit être, dans la plupart des cas, la stratégie de base car elle conserve non seulement les arbres mais aussi leur milieu.

La conservation *ex situ* doit être perçue comme un moyen qui préviendrait la disparition totale de l'espèce ou de la population. La conservation *ex situ* peut revêtir diverses formes : plantations conservatoires, vitro-cultures, banques de gènes (pollen, graines, etc.).

Actions et mesures d'accompagnement au niveau national

• *Socio-économiques*

Des programmes d'actions de développement agroforestier doivent être arrêtés en faveur des populations riveraines et vivant dans les massifs forestiers de manière à diminuer les pressions humaines sur les ressources forestières (gestion participative, concessions de longue durée). Des mesures techniques seules ne permettront pas d'atteindre les objectifs de conservation fixés.

• *Juridiques*

Il est nécessaire d'adapter les lois forestières pour permettre de nouvelles approches du développement agroforestier (gestion participative, concessions). Conférer le statut d'aire protégée aux espaces touchés par la conservation (noyaux de conservation, populations menacées).

Actions et mesures d'accompagnement au niveau maghrébin

Au niveau maghrébin, un certain nombre de mesures peuvent être envisagées : la création d'un réseau intégrant les institutions techniques et scientifiques impliquées dans les problèmes de conservation des ressources génétiques forestières ; l'échange de matériel végétal ; et enfin la création d'une banque de gènes voire d'un centre nord-africain de conservation des ressources génétiques forestières.

Actions réalisées

Ce qui a été réalisé dans le domaine de la conservation des ressources génétiques forestières est sans commune mesure avec ce qui reste à faire.

En ce qui concerne la conservation *in situ*, on a créé des parcs nationaux ou des réserves naturelles pour la conservation d'écosystèmes qui renferment des ressources génétiques forestières rares ou menacées (voir tableau IV, pp. 24-25). Le mode de gestion de ces aires protégées demande, toutefois, une profonde amélioration.

Dans le domaine de la conservation *ex situ*, tout reste pratiquement à faire notamment pour les espèces menacées de disparition à terme (Sapins, Cyprès, Pin noir). Des lots de graines sont récoltés assez régulièrement mais les plantations conservatoires dignes de ce nom sont rarissimes. Des tentatives de multiplication végétative (greffage, bouturage, culture *in vitro*) ont été effectuées pour ces espèces mais elles n'ont pas toujours été couronnées de succès.

CONCLUSIONS

En raison de la pression démographique et des changements climatiques défavorables, les ressources forestières nord-africaines peuvent être considérées comme menacées dans leur ensemble.

Si des programmes de sélection et d'amélioration génétique, axés sur les critères physiologiques de tolérance ou de résistance à la sécheresse, peuvent être, dans une certaine mesure, une parade aux changements climatiques, les problèmes inhérents aux pressions humaines doivent être tout d'abord traités sur un plan politique et juridique. L'adaptation des textes, la mise en œuvre de politiques forestières orientées sur une gestion participative des populations sont des mesures radicales pouvant susciter des craintes mais qui n'en demeurent pas moins des préalables indispensables à toute politique nationale de conservation des ressources génétiques forestières en Afrique du Nord.

Au niveau maghrébin, les efforts doivent être conjugués pour une prise en charge globale et efficace des problèmes de conservation. En effet, la perte d'une population d'espèce dans l'un de nos pays est une érosion génétique pour l'espèce dans son entier. En particulier, les massifs frontaliers justiciables de mesures de conservation devraient être considérés conjointement. En outre, la conservation *ex situ* par plantation n'est pas toujours possible car les biotopes pouvant offrir des conditions de survie à certaines espèces reliques (Sapins, Pin noir) peuvent manquer dans un pays ou un autre, d'où la nécessité d'une coopération étroite et d'une mise en commun des moyens.

En tout état de cause, si des mesures énergiques de conservation ne sont pas prises d'urgence, les générations futures n'auront peut-être pas le loisir de s'émerveiller devant la majesté du Cèdre de l'Atlas ou la beauté des fleurs d'Acacia.

Abdelkader HARFOUCHE – Abdallah NEDJAH
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE FORESTIÈRE
Arboretum de Baïnem
BP 37
CHÉRAGA (ALGÉRIE)
(a_harfouche@yahoo.fr)

Mohamed ELLATIFI
MINISTÈRE DES EAUX ET FORÊTS
Service forestier
BP 20100
CASABLANCA (MAROC)
(m.ellatifi@animail.net)

Hamed DALY-HASSEN
INRGREF
BP 10
ARIANA (TUNISIE)
(dalyhassen.hamed@iresa.agrinet.tn)

Remerciements

Nous remercions tout particulièrement M. Bernard Martin, ancien professeur de génétique forestière à l'ENGREF Nancy, dont les remarques et suggestions, très pertinentes, ont permis d'enrichir cet article.

BIBLIOGRAPHIE

BOUDY (P.). — Économie forestière nord-africaine. — Paris : Éditions Larose, 1948-1955. — Tomes I (686 p.) et IV (483 p.).

DALY-HASSEN (H.). — Tunisia. *In* : Mediterranean Forests and People; towards the Total Economic Value. — Maurizio Merlo & Lelia Croitoru. Padua Editors, 2002.

ELLATIFI (M.). — Morocco. *In* : Mediterranean Forests and People; towards the Total Economic Value. — Maurizio Merlo & Lelia Croitoru. Padua Editors, 2002.

FAO. — Génétique et amélioration des arbres forestiers. — Rome : FAO, 1980. — 312 p.

HARFOUCHE (A.). — Gestion des ressources génétiques forestières en Algérie. Quelles voies et quelles perspectives ? — *La forêt algérienne*, n° 2, 1997, pp. 5-12.

HARFOUCHE (A.). — Quelques éléments de base pour une conservation rationnelle des ressources génétiques dans le cadre d'aires protégées. — *Annales de la recherche forestière en Algérie*, n° 2, 1999, pp. 75-89.

NEDJAHI (A.), HARFOUCHE (A.), ABDELATIF (K.), RAHILI (G.), SAHLI (F.). — Diversité biologique des formations végétales. Cas d'El Kala, des Babors et du Sahara central. — Première journée nationale sur la biodiversité forestière. — Alger : INA-INRF, décembre 1999.

LES RESSOURCES GÉNÉTIQUES FORESTIÈRES NORD-AFRICAINES ET LEUR CONSERVATION (Résumé)

Le patrimoine forestier nord-africain a connu une régression avancée en l'espace de quelques millénaires ; il y a deux mille ans, la couverture forestière s'étendait presque sans discontinuité sur toute l'Afrique du Nord, de l'Atlantique, à l'ouest, au désert libyen, à l'est, et de la Méditerranée, au nord, aux contreforts de l'Atlas au sud.

Les ressources génétiques forestières nord-africaines, que cela soit au niveau spécifique ou intra-spécifique, sont, dans leur majorité, menacées en raison des coups de boutoir qui leur sont assénés par des milieux physique et humain de plus en plus contraignants. Au plan physique, les changements climatiques rapides soumettent les espèces forestières à de nouvelles pressions de sélection contre lesquelles certaines d'entre elles risquent d'être désarmées du fait d'une érosion déjà avancée de leurs ressources génétiques. Les espèces reliques ou dont l'aire de distribution est restreinte semblent condamnées si des mesures énergiques de conservation *in situ* et *ex situ* ne sont pas rapidement prises.

THE GENETIC RESOURCES OF NORTH AFRICAN FOREST RESOURCES AND THEIR CONSERVATION (Abstract)

North African forest resources have experienced a significant decline over a few hundred years. Two thousands years ago, forests stretched almost continuously from the Atlantic to the Libyan desert and from Mediterranean to the Sahara desert.

Forest genetic resources in North Africa are seriously threatened by adverse ecological changes and human pressures. From an ecological point of view, rapid climate changes will subject present-day forest species to further selection pressures for which they may not be well adapted due to the already high degree of genetic erosion of certain species. Relict species and/or species with a restricted distribution area are highly endangered and maintaining them would require vigorous conservation measures to be taken.

7 Tunisia

Hamed Daly-Hassen[1] and Ameur Ben Mansoura[2]
[1]National Institute of Research on Rural Engeneering, Water and Forestry (INRGREF), Tunis, Tunisia; [2]Arab Center for Studies of Arid Zones and Drylands (ACSAD), Damascus, Syria

Introduction

Historically, Tunisian forests suffered a great deal of misuse, degradation and depletion due to overgrazing, cropping expansion, fires and inappropriate policies. As a result, the country's wooded area has decreased by more than half since early Roman times, reaching about 1.25 Mha at the start of French colonization, in 1881 (Direction Générale des Forêts, 1992). Deforestation continued, with forests reaching their lowest point at the beginning of the 1950s with some 386,000 ha. It was only after independence, in 1956, that trends of forest regression were reversed with ambitious plantation programmes, resulting in an increase of the forest cover from 2.3 to 5.2% of the land area by 1994 (Box 7.1). In the year of reference, 1998, the total forest cover reached 942,800 ha, representing 5.7% of the country's total area (Direction Générale des Forêts, 2002).

Most of the Tunisian forest area (94%) is located within and along the three mountain chains of the Khroumiries, the Mogods and the Dorsale (Fig. 7.1). These elevations, which dissect the agricultural plains of northern and central Tunisia, are essentially oriented from south-west to north-east. They are characterized further by a rapid north to south aridity gradient, as the mean annual rainfall drops quickly from 1200 mm in the north, to about 300 mm in the south of the area (Ben Mansoura *et al*., 2001). Among the forest species present, Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) is the most widely distributed tree in the country, due to its well-known adaptation to the prevailing arid and semi-arid conditions (Direction Générale des Forêts, 1995a).

Wood production in Tunisia includes a high proportion of fuelwood (61%) and a lower share of industrial roundwood (30%). The remaining 9% consists of other types of roundwood targeted for various agricultural and domestic uses, such as poles. Despite their low productivity, Tunisian forests play a prominent socio-economic role, as they provide the basic needs and ensure employment for nearly 1 million people, representing about 10% of the country's total population (Direction Générale des Forêts, 2001b). In addition, forests constitute a major land use, offering grazing opportunities to more than half of the country's livestock resources (Ben Mansoura and Garchi, 2001).

Unfortunately, the excessive anthropogenic pressure due to forest users and domestic livestock causes a great deal of environmental degradation. A recent study found significant rising trends in all types of forest-degrading activities, especially clearing and logging (Ben Mansoura *et al*., 2001). This is a result of the open access to public forests due to improper enforcement of forest policy. However, the recent orientation towards increased participation of local users in forest management as well as greater urbanization and its influence on the diversification of economic activities may contribute substantially to forest preservation.

©CAB International 2005. *Valuing Mediterranean Forests* (eds M. Merlo and L. Croitoru)

Box 7.1. History of the Tunisian forest heritage.

Historically, Tunisia used to be a resourceful country in terms of forest cover and timber production. The writings of early historians such as Plin and Appian, documented by Boudy (1948), pointed out that Tunisia's ancient cities such as Carthage, Utique and Dougga were located in the vicinity of major forest areas. An abundant local wood supply for building construction was the backbone of urban expansion in historic cities. Unfortunately, the country's rich forest heritage suffered a dwindling trend throughout history, as forests shrunk from 3 Mha during early Roman times to 1.25 Mha at the start of French occupation in 1881. This sharp decline in forest cover was due mainly to the expansion of cultivation, especially in the second century BC. Substantial forest losses were also suffered as a result of local uprisings in mountain areas and the resulting political turmoil which prevailed in the country throughout the third century AD. Another period of marked forest clearance occurred in the 11th century AD when severe recurrent droughts in the Arabian peninsula led thousands of desperate migrants from the Bani Hilal tribe to invade Tunisia along with their flocks of grazing livestock.

Further deforestation continued to occur under French occupation as Tunisia's forest cover declined from 1.25 Mha in 1881 to only 386,000 ha in 1956 when independence was gained. Expansion of colonial farming and excessive extraction of cork and tannins, particularly in the early years of occupation, constituted the major causes of forest regression. Under French rule, deforestation peaked between 1920 and 1930 when more than 100,000 ha of forests were converted into cropping lands. By 1956, cultivation caused the loss of about 864,000 ha of forests, in addition to 2 Mha of steppes that were also cleared and ploughed. As a result, cultivated lands rose dramatically from 1.2 Mha in 1920 to 4 Mha in 1956. Other factors contributing to the reduction of forest cover were forest fires, mismanagement, inappropriate policies and demographic pressure.

After 1956, despite the rising anthropogenic pressure, awareness of the necessity for forest conservation has been gained. Deforestation trends could be reversed due to extensive forest plantations that have become a strategic priority in agricultural development plans. Forest plantations implemented between 1956 and 1994 covered a total area of about 457,000 ha. They raised the country's total forest cover to nearly 843,000 ha, i.e. 5.2% of all Tunisian land. The illegal conversion of land use from forest to agriculture is estimated to amount to several hundred hectares per year. However, in the 1990s, rangelands continued to rank first among all land use types with a total cover of 30.1%, whereas cultivated lands were the second with 29.4%.

Forest Resources

Area and people

Tunisian forests have been exposed to increasing anthropogenic pressure, as the human population grew from 2 million people in 1915 to about 10 million at present. During the last five decades, the number of local forest users increased at an average annual rate of about 2.8%, reaching nearly 1 million people in 1998 (Direction Générale des Forêts, 2001b). However, the growth rate of rural populations is expected to drop from 1.7% in 1994 to only 1% by 2005 (Institut National de la Statistique, 1994).

The historical presence of forest users with a heavy reliance on forest resources for income and survival has perpetuated a social dilemma and a conflicting relationship with the forest administration. In 1890, the administration was entrusted to own the forest resources on behalf of the State (Snane, 1993). However, depriving the small farmers of their own lands forced them into a greater dependence on forests, with consequences such as clearing forest areas and charcoal making (Hamzaoui, 1993). The first regulation in 1934 gave some usage rights to the communities living within a 5 km radius of a forest area. They consisted of the collection of dead wood and brushwood, grazing in permitted areas, non-commercial use of other forest products and agriculture in non-covered parcels. The Forest Code of 1959 and its revision in 1988 (République Tunisienne, 1993) aimed at halting further forest depletion by banning clearing and cultivation and restricting the usage rights to the communities living inside the forest areas (Snane, 1993).

Despite the limitations imposed, the socio-demographic pressure and the administration's

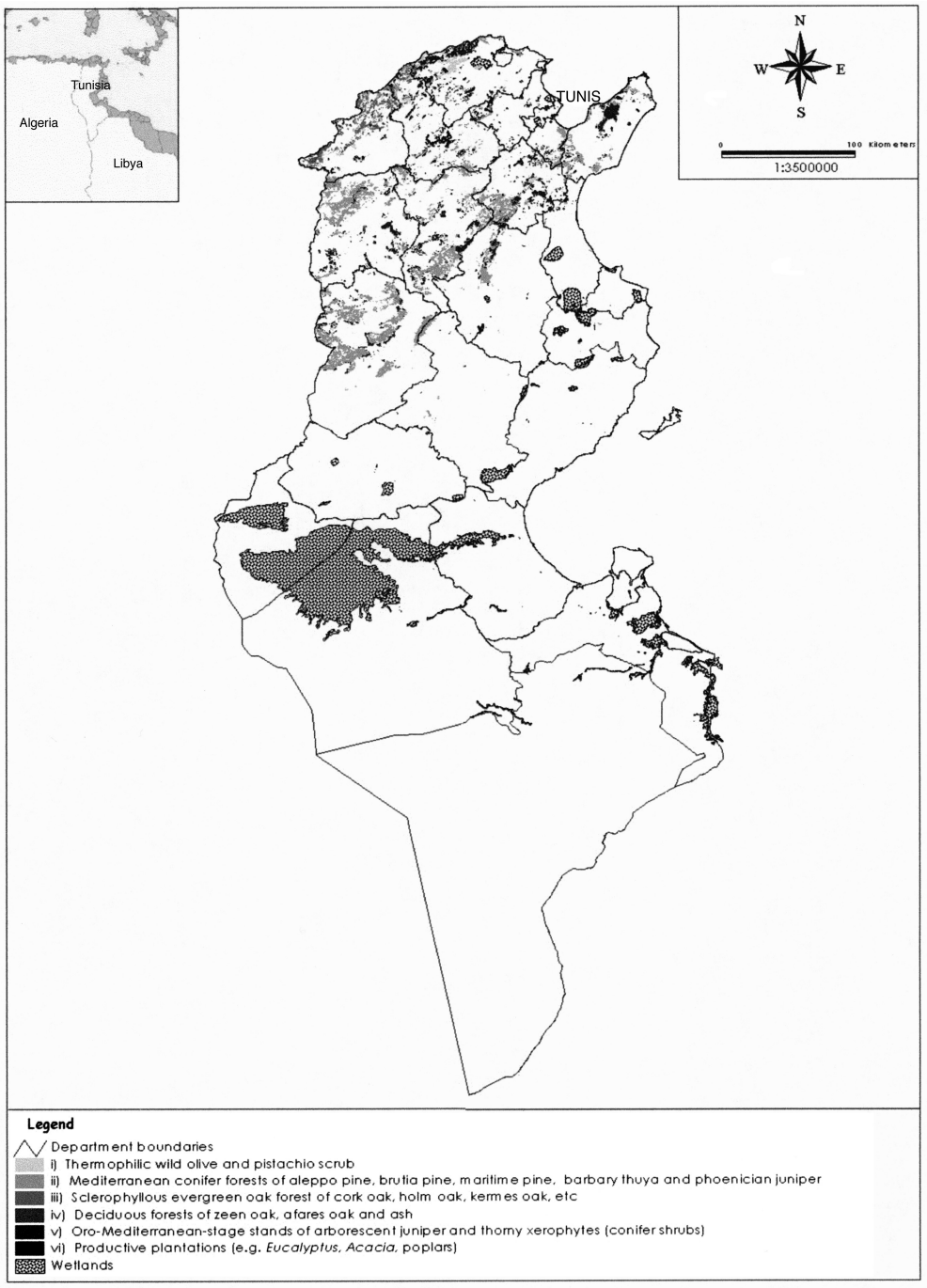


Fig. 7.1. Map of Tunisian forest typologies according to the classification of Quézel. Source: Direction Générale des Forêts (1995a). Adapted by G. Gader (Direction Générale des Forêts).

lack of means to carry out proper surveillance and repression of illegal acts perpetuated the open access to forests resources. This encouraged an excessive use and depletion of forests, especially through clearing for wood and forest conversion for agriculture. This increased the conflict between forest users and administration, which has been likened recently by Ben Mansoura *et al*. (2001) to the 'tragedy of the commons' (Hardin, 1968).

Early awareness of the need to involve local populations in the preservation of forest resources led authorities to carry out an ambitious reforestation programme soon after independence. Plantations provided jobs for local inhabitants in remote forest areas, where the unemployment rate remains high. However, work opportunities and rural development actions aimed at the improvement of living conditions failed to curb forest degradation.[1]

As a result, many activities meeting local inhabitants' basic needs were classified as judicial offences and transgressions of the law (Hamzaoui, 1993). In 2000, the major types of forest abuses were illicit grazing (31% of the total), logging (22%) and illegal hunting (poaching) (11%), while the minor ones were clearing (5%), handling of forest products (4%) and ploughing (3%). Significant rising trends of all types of forest abuses were registered, in particular those related to poaching and forest clearing. The ratio of forest violations per capita is positively correlated with both rural poverty and extent of forest cover in the various districts of northern Tunisia. There is also a positive relationship between the frequency of occurrence of forest abuses and the extent of soil erosion in the region. Overgrazing provides the best illustration of this issue in northern Tunisia,[2] covering around one-quarter of the total land area, but supporting nearly half of the country's domestic livestock. This is due mainly to the region's more favourable climate compared with central and southern Tunisia where aridity prevails.

Typologies

In 1994, of the total forest cover of 843,000 ha, 72% was natural forest and 28% was plantation (Direction Générale des Forêts, 1995a). High forests covered 503,000 ha, accounting for 60% of the total forest area. The remainder consisted of degraded forest (Direction Générale des Forêts, 1995a). These were mostly shrub lands where tree presence was either minor, for example *maquis*, or completely lacking, such as *garrigues*.

Tunisian forests are characterized by a high presence of coniferous species (53.7%) compared with pure broad-leaved ones (20.3%). Table 7.1 shows that Aleppo pine is the most common dominant species, mainly concentrated in the arid and semi-arid areas. In these regions, other forest species are also encountered, such as stone pine (*Pinus pinea* L.), sandarac tree (*Tetraclinis articulata* Vahl.), eucalyptus (*Eucalyptus* spp.) and acacia (*Acacia* spp.). Cork oak (*Quercus suber* L.) is the most important broad-leaved species and grows only in the humid and subhumid areas of northern Tunisia. On better soils, cork oak is replaced by other native oak species, such as pubescent oak (*Quercus faginea* Lam.), but they extend to less than 1% of all forests. Similarly, maritime pine (*Pinus pinaster* Sol.) is concentrated in higher fertility areas in north-western parts of Tunisia. Stands with a mixed presence of both conifers and broad-leaved species are relatively rare in

Table 7.1. Distribution of the forest area according to species dominance (1994).

Dominant species	Area (000 ha)	Proportion (%)
Aleppo pine	296.6	35.1
Maritime pine	3.8	0.5
Thuya	21.8	2.5
Other coniferous species	35.7	4.2
Cork oak	45.4	5.3
Other oak species (such as Pubescent oak)	7.9	0.9
Eucalyptus	28.5	3.3
Acacia	12.6	1.4
Other broad-leaved species	29.6	3.5
Mixed woodlands	20.9	2.4
Shrubs within trees	132.9	15.7
Scrubs without trees	194.8	23.1
Other (forest roads, clearing areas)	12.3	2.1
Total forest area	842.8	100.0

Source: Direction Générale des Forêts (1995a).

high forests, but more frequent in degraded woodlands.

Due to aridity, Tunisian forests are characterized by a low standing volume. Their average growing stock amounted to only 32.6 m^3/ha in 1994 (Direction Générale des Forêts, 1995a). The mean values range between 25 m^3/ha for most conifers and 90 m^3/ha for broad-leaved species and for maritime pine stands (Direction Générale des Forêts, 1995a). Greater variability is recorded in the mean annual increment, which ranges from 0.45 m^3/ha/year for Aleppo pine stands to a peak of 3.1 m^3/ha/year for pubescent oak on the most fertile sites (Direction Générale des Forêts, 1995a). Nationwide, the overall annual increment amounted to a low mean value of 0.72 m^3/ha (Direction Générale des Forêts, 1995a). Present stand age structure shows that the majority of forest trees are either middle-aged (59%) or mature (30%). Forest stands where juvenile trees predominate constitute a minor proportion of 9%, whereas 2% of stands have an irregular age structure.

Functions

The most important function of Tunisian forests lies in the vital role they play in environmental protection and biological conservation. Due to the permanent vegetation cover provided by forests, soil erosion and dam sedimentation are prevented. Forests also reduce the risk of floods and provide habitat for many endangered animal and plant species. The forest role in maintaining biodiversity and species richness was strengthened in recent years with the expansion of natural reserves and parks, which today cover about 69,000 ha[3] (Direction Générale des Forêts, 2002).

In national parks and reserves, the most prevalent uses of forest resources are strictly limited to ecotourism and visitor education. Also, crop cultivation for subsistence in cleared areas and extraction of a variety of edible food, medicinal and aromatic plants make a substantial contribution to fulfill the needs of local forest users. In contrast to their environmental and socio-economic importance, Tunisian forests play a minor role as a source of industrial wood supply, mainly supplemented by imports. Similarly, forests offer a minor contribution towards the total fuelwood consumption in the country, the balance being obtained from orchards.

Institutional Aspects

Ownership and size of properties

Nearly 84% of the Tunisian forests presently are classified as public property. Private properties account for 15% of the forest area and common properties for 1% (Table 7.2). About two-thirds of privately owned forests are marginal lands that were afforested with technical and material assistance from the forest administration in order to halt further soil erosion and protect dams from silting. Degradation affects only 18% of State forests, but as much as 64% of privately owned ones. This may be explained through the efficient role played by the administration in forest protection and the lack of awareness of conservation issues among private forest owners.

No precise data concerning the size of individual properties are available. However, it is

Table 7.2. Ownership and land tenure status of Tunisian forests (1994).

	Area according to forest type					
	High forests		Degraded woodlands		Total forest area	
Tenure status	000 ha	%	000 ha	%	000 ha	%
Public	581.0	91.3	124.0	59.9	705.0	83.6
Common	8.0	1.2	0.0	0.0	8.0	0.9
Private	47.0	7.5	83.0	1.4	130.0	15.5
Total	636.0	100.0	207.0	100.0	843.0	100.0

Source: Direction Générale de la Planification du Développement et des Investissements Agricoles (1997).

believed that their average size is quite similar to that of agricultural properties, with most private owners holding less than 5 ha. Larger private holdings may range between 5 and 20 ha. The average size of common forests is far greater than that in private ownership.

From a legal point of view, the land tenure status of public forests is rather complex. Only 58% of all State-owned lands – forests and rangelands included – are actually titled properties with clear boundaries. For the remainder, around half are awaiting a ruling from real estate courts, and for the other half requests made for registration to the forest administration have been rejected due to opposing claims for private and tribal ownership rights (Direction Générale des Forêts, 2001b).

Regardless of land tenure status, regional administrations at district levels are in charge of protecting forests from user damage. In addition to surveillance and policing, decentralized forest administrations are also responsible for the implementation of long-term forest management plans, usually prepared by private consultants. Forests are planned according to managerial units divided into 'series' and parcels. The average size of a 'series' is between 2000 and 6000 ha, while parcels usually cover between 50 and 120 ha.

Administration and policies

Since its creation about a century ago, the Tunisian Forest Service has undergone a gradual structural expansion and has evolved into a General Directorate comprising four major departments. This evolution was dictated largely by the substantial expansion of forested and afforested areas between 1956 and 1995. The first and largest department – or directorate – deals with Sylvo-Pastoral Development; the second is devoted to Forest Conservation; the third is concerned with Control and Regulations, among which enforcement and implementation of the Forest Code laws are included; the fourth, introduced by a decree in 2001, is devoted to the Socio-economic Development of Forest Populations. Its creation came about as a result of the amendment of the Forest Code in 1988, particularly Art. 43 and 44, which stressed the necessity to improve the living conditions of local forest populations (Daly-Hassen and Gader, 2001).

Tunisian forest policy is based on the 1959 Forest Code. The protective role of the forest was underlined, banning clearing and cultivation, and reforestation programmes were developed for job creation. Further amendments of the Forest Code were made in 1988 aiming at the participation of local populations in the management of forest resources. According to the Tunisian Forest Code, the management and use of private forests must abide by all forest laws and regulations. The orientation towards greater involvement of forest users in forest management was promoted in 1996 and 2001 by the legal creation of 'Common Interest Forest Groups', members of which are consulted and directly involved as full partners in all forest development plans and operations (Direction Générale des Forêts, 2001a).

The Tunisian Forest Service is also responsible for managing and exploiting nearly 350,000 ha of esparto grasslands (*Stipa tenacissima* L.) and other types of rangelands that belong to the State (Daly-Hassen and Gader, 2001). Foresters also exercise control over about 1.5 Mha of collectively owned esparto grass prairies and grazing lands which are mostly located in central and southern Tunisia. Esparto grasslands are especially important for the country's paper industry, while rangelands offer extensive grazing opportunities for ruminants raised by local populations throughout the country (Ben Mansoura and Garchi, 2001).

Contribution of the Forest to the National Economy

Gross domestic product and employment

Tunisian forests have a negligible economic weight, accounting for only 0.06% of the gross domestic product (GDP) in 1998. Timber-based industries, largely dependent on imported wood, represent around 1.1% of the GDP. The Tunisian forestry sector plays a greater role in employment, with 2.5% of the total labour force. The 1996 payrolls of the forest administration show that 62,000 employees

obtained wages from various remunerated forest jobs, with an average work period of 112 days/year. Thus, forest employment contributed to the income of nearly 6.2% of all forest inhabitants. Timber-based industries employed 2.2% of the national active population, and other forest-related activities another 1%.

International trade

Tunisian forests and farmlands cover all the country's domestic needs for fuelwood and charcoal consumption which, together, amounted to approximately 3.7 Mm^3 in 1997 (Direction Générale des Forêts, 1998a). In contrast, there was a heavy reliance on imports in order to satisfy the country's consumption of sawnwood, paper pulp, paper and paperboard (Daly-Hassen, 1998) (Table 7.3). Lower rates of dependence on imported wood were recorded for industrial roundwood and wood-based panels. Overall, the rate of dependence on imports was remarkable, with 91.3% in 2001. Exports were generated mostly by paper and high quality pulp manufactured from esparto grass.

Other forest-based industries: tourism and the green belts

Presently, tourism is a major source of foreign currency and represents 6% of the country's GDP. Ecotourism is an emerging economic activity, and the foundations for its further development have already been laid with the creation of seven national (forest) parks with a surface area of 47,000 ha, and 26 recreative forests (Direction Générale des Forêts, 2002).

The fenced parks of Boukornine, Châambi, El-Feija, Ichkeul and Nahli provide spectacular examples of well-managed wildlife habitats offering a variety of natural resources and sightseeing attractions to potential visitors. In addition to their infrastructure and resource diversity, national parks are also equipped with eco-museums providing learning opportunities. Some of these parks are located close to major cities where they offer a valuable recreational space needed by urban dwellers, such as the Nahli park in the outskirts of Tunis, and Boukornine in the vicinity of Hammam-Lif. Others require some travel, as they are located in remote but accessible mountain chains, such as the El-Feija, Châambi and Ichkeul parks. Parks shelter a variety of wildlife species, including many which are endangered such as deer, buffaloes and migrant birds.

Tunisia has been aiming to achieve a minimum ratio of 10 m^2 per capita of green space for all its citizens, particularly urban dwellers. This objective, which should be attained by the year 2005, requires a substantial development of urban forestry. Urban green belts, in which the forest administration is fully involved, along with the active participation of other local partners, represent a complement of the North African Countries Green Belt Project which was initiated a few decades ago. This project was co-founded by five Arab countries: Algeria, Egypt, Libya, Morocco and Tunisia, under the auspices of the

Table 7.3. Apparent consumption of timber and reliance on imports (2001).

	Timber category (000 m^3 equivalent roundwood)						
Production and trade	Roundwood	Sawnwood	Particle board fibre board	Veneer sheets plywood	Pulp (wood, other fibre)[a]	Paper and paperboard	Total
Production	92.9	40.2	78.3	12.8	54.4	309.4	147.3
Import	38.4	806.6	41.3	34.7	300.4	523.1	1744.5
Export	0.0	1.5	13.2	12.1	45.4	120.0	192.2
Apparent consumption	131.3	845.3	106.4	35.4	309.4	712.5	1699.6
Reliance on net imports (%)	29.2	95.2	26.4	63.8	82.4	56.6	91.3

[a]The origin of pulp production is esparto grasslands, not forests.
Sources: Food and Agriculture Organization (2002) for pulp production; Régie d'Exploitation Forestière (2002) for production of other timber categories, Institut National de la Statistique (2002) for trade.

League of Arab States, in a common effort to combat desertification.

The Values of Tunisian Forests

Table 7.4 presents the estimates of Tunisian forest values, grouped into direct and indirect use values, option, bequest and existence values and complemented by estimates of some negative externalities linked to forests. The results of the monetary valuations are shown in 1998 US$ prices (third column) and updated to 2001 € prices (fourth column). Valuation efforts are based on a diversity of methods, such as market price, substitute good price, travel cost method (TCM) for direct use values, shadow price and cost avoided method for indirect use values, and cost-based approaches for bequest–existence values and other externalities. Application of these methods is described in detail for each value category in the subsequent sections.

Direct use values

The direct use values generated by Tunisian forests are represented by timber, firewood,

Table 7.4. Values of Tunisian forests.

Valuation method/output	Quantity	Value (000 US$)	Value (000 €) 2001 prices[a]
Direct use values			
Market price valuation			
Timber[b] (m^3)	146,700	2,071	2,009
Sawlogs	1,300	42	41
Pulpwood	48,400	617	598
Other industrial roundwood	8,200	191	185
wood sold at the stumpage price[c]	88,800	1,221	1,184
Firewood for sale[b] (m^3)	75,700	508	493
Cork[b] (t)	11,618	9,297	9,018
Reproductive cork	8,330	8,719	8,457
Virgin cork	93	17	16
Miscellaneous cork	3,195	561	544
Honey[d] (t)	200	1,759	1,706
Substitute goods pricing			
Grazing (million FU)	481	71,917	69,759
Acorns of cork oak[e] (million FU)	34	5,098	4,945
Firewood for self-consumption (m^3)	546,200	1,639	1,590
Cost of harvest and harvest fees			
Rosemary (t)	20,400	704	683
Myrtle[f] (t)	1,900	86	83
Aleppo pine acorns[g] (t)	44,500	3,915	3,798
Stone pine acorns[h] (t)	1,500	132	128
Mushrooms[i] (t)	16	21	20
Capers[j] (t)	151	398	386
Carobs[k] (t)	63	10	10
Snails[l] (t)	113	444	431
Miscellaneous[m]	—	311	302
Permit price			
Hunting[n] (no. hunters)	13,200	2,002	1,942
Value of licences and taxes	—	935	907
Game value	—	719	697
Wages paid for herding out wild boars	—	349	339
TCM			
Recreation (no. visits)	93,400	532	516
Total direct use values		100,845	97,819

Table 7.4. *Continued*.

Valuation method/output	Quantity	Value (000 US$)	Value (000 €) 2001 prices[a]
Indirect use values			
Cost avoided method			
Watershed protection:		25,623	24,854
Reduced dam sedimentation (m^3/ha)	1.9–16.2	16,223	15,736
Agricultural soil conservation (mil. ha)	1	9,400	9,118
Shadow pricing			
Carbon sequestration (tC)	220,890	4,418	4,285
Total indirect use values		30,041	29,140
Bequest and existence values			
Cost-based method			
Biodiversity in parks and reserves (ha)	69,000	2,768	2,865
Forest conservation (ha)	942,800	3,662	3,552
Total bequest and existence values		6,430	6,237
Negative externalities			
Cost-based method			
Losses due to forest fires (ha)	2,215	–3,393	–3,290
Wood, other NWFPs and services	—	–974	–944
Fire prevention and fighting	—	–2,419	–2,346
Damage caused by illegal acts (no.)	3,900	–243	–236
Total negative externalities		–3,636	–3,526
TEV		133,680	129,670

[a]Adjustment to 2001 prices based on US$ inflation rate between 1998 and 2001 (1.086) and exchange rate in 2001 (€1 = US$0.9).
[b]Source: Régie d'Exploitation Forestière (1999).
[c]Roadside price includes stumpage price (US$10.2/$m^3$) and exploitation costs (US$3.5/$m^3$).
[d]Source: Direction Générale des Forêts (1999).
[e]The area of cork oak covers 45,400 ha (Direction Générale des Forêts, 1995a). Acorn production varies greatly between 250 and 2500 kg/ha, depending on changing climatic factors and fruiting cycles. For 1998, harvested acorns were supposed to attain 30% of the maximum annual yield.
[f]Based on the quantity of essential oils of myrtle (3 t) (Institute National de la Statistique,1999) and the extraction rate of 1.56 kg of oils/t of plants. Harvest costs are US$ 24.6/t of plants (Daly-Hassen *et al*., 2003). Harvest fees equal US$38,500 (Régie d'Exploitation Forestière, 1999).
[g]Based on an area of 296,600 ha with a cone production of 150 kg/ha, and a harvesting cost of US$8.8/100 kg. Sghaier *et al*. (1997) reported a greater level of grain production toppling 350 kg/ha in the Ouergha forest.
[h]Based on an area of 15,000 ha (Direction Générale des Forêts, 1999), a cone production of 100 kg/ha and a harvesting cost of US$8.8/100 kg.
[i]Based on exported quantity and the average harvesting cost which ranges between US$0.87 and US$1.75/kg.
[j]The area opened for harvesting capers is 6350 ha (1995–1998), with an average production rate of 151 t/year (Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire, 1997) and a harvesting cost of 2.64 $/kg.
[k]Based on exported quantity and the average harvesting cost of US$0.15/kg.
[l]Snails are not only collected in forests (943,000 ha), but also in pasturelands (4,680,000 ha), fallow lands (972,000 ha) and arboricultural lands (1,983,000 ha) (Direction Générale de la Planification, du Developpement et des Investissements Agricoles, 1997). Valuation was based on the share of forest area in total productive surface. The harvest cost is estimated to US$3.87/kg (Direction Générale des Forêts, 1999).
[m]Corresponds to the harvest fees and the cost of harvest of mushrooms, capers, acorns and other forest products (Régie d'Exploitation Forestière, 1999).
[n]Value of licenses and taxes include: local licence fees (US$310,000), foreign license fees (US$530,500), hunting concession tax (US$14,100) and game slaughter tax (US$80,400) (Régie d'Exploitation Forestière, 1999). Game value comprises the value of small game (US$561,740) and large game (US$157,160) (Direction Générale des Forêts, 1999). The premium is given to local populations for herding out wild boars (Direction Générale des Forêts, 1999).

grazing, cork and other non-wood forest products (NWFPs), hunting and recreation (Table 7.4). Many of these products are traded on the market and for some, i.e. timber, firewood for sale, cork and honey, valuation is based on the amounts sold on the market and their average price. However, for timber, which is sold by the State at both roadside prices (sawlogs, pulpwood and other industrial roundwood) and stumpage price (other wood), the roadside prices are applied.

Due to the non-availability of market prices, valuation of some outputs is calculated by using the market value of equivalent products. For example, grazing and acorns from cork oak used as fodder are valued on the basis of the forage units (FU) consumed and the market price of barley, of which grazing deserves particular attention. The imputed prices are used, due to the fact that grazing usage rights, granted by the Forest Code to local users, are not sold as such. In 1994, forest cover produced a total forage quantity of 430 million FU (Direction Générale des Forêts, 1995b), corresponding to an average annual productivity of 510 FU/ha. This same productivity is used with the 1998 forest cover to arrive at an estimate[4] of 481 million FU. The market price of 1 kg of barley grain is used, the energy content of which is equivalent to 1 FU (Kayouli and Buldgen, 2001).

The value of firewood harvested for self-consumption, free of charge in compliance with current forest legislation, is based on the harvested quantity and the administration price tags. In local markets, the price of firewood varies between US$2.5 and US$7.5/m^3, depending on diameter (Direction Générale des Forêts, 1998a). Due to the prevalence of small categories, an average unit price of only US$3/$m^3$ is used.

For goods for which market prices and prices of substitute products are not available, the costs of harvest and harvest fees[5] are used. For example, the estimate of rosemary plants, before transformation into essential oils, is based on the quantity of extracted oils of 76.4 t and the extraction rate of 3.75 kg oils/t plants (Institut National de la Statistique, 1999). Economic valuation considers both harvest costs of US$26.4/t plants (Daly, 2003) and harvest fees paid by the enterprises of essential oils of US$165,900 (Régie d'Exploitation Forestière, 1999). The value of myrtle is assessed in a similar way. Other estimates are based on either harvest costs (Aleppo pine acorns, Stone pine acorns and mushrooms) or harvest fees (miscellaneous) and details are reported in the footnotes of Table 7.4. Of course, these are partial values that underestimate the true value of these forest products.

The economic value of hunting was assessed by summing the value of licenses and taxes paid to forest administration by foreign tourists (US$530,500) and local hunters (US$310,000), the value of captured wild game (US$719,000) and the wages paid to the local population for herding out wild boars (US$348,000). Hunting in the forest area is regulated by the Forest Code, which specifies the period, the organization of domestic and foreign hunting and the reserves where hunting is prohibited. The most well known areas for hunting are Ain Draham for wild boars and Cap Bon for birds. All hunters need a permit for carrying firearms. About 12,000 Tunisian hunters are registered with local hunting organizations to which they pay registration and insurance fees of about US$8/year. About 6000 licenses for hunting in the forest area are issued annually to Tunisians at US$7/year. Hunters also pay a game tax (e.g. US$17.5/bear in 1998) for animals hunted in the forest area. About 1200 hunting licenses are issued to foreigners annually, at prices that vary according to the type of animal hunted; about US$88 for boars and US$880 for thrushes and starlings. Foreign hunters also pay a game tax equivalent to US$88 per wild boar.

The recreation value of visiting forests and parks is based on estimates derived from a TCM investigation of visitors to the national park of Ichkeul. It estimated the consumer surplus of US$211,100 of public recreation in 1994 (Aouididi, 1996). Dividing by the number of visits, the visit value was $4.52 in the same year. Assuming a similar consumer surplus per visit to the country's other parks as Ichkeul and adjusting for inflation, the 93,400 visits in 1998 (Direction Générale des Forêts, 2002) generated a benefit of US$532,200. In addition, tourist hunters generated revenues of US$697,900 to the tourism industry. Part of this is net profit and could be used to supplement the estimated benefits from forest recreation if the profit margin was known (Direction Générale des Forêts, 1999, adjusted for inflation).

Overall, the direct use values of the different categories of forest outputs add up to an annual sum of US$100.8 million. Grazing is the major economic activity in most forest areas (Ben Mansoura *et al*., 2001) and accounts for 71% of the total. Cork constitutes the second major output with 9%, although cork oak trees occupy only 5.5% of the total forest area (Direction Générale des Forêts, 1995a). In contrast, wood generates a low contribution with only 4%, due to its low quality for industrial use.

Indirect use values

Notwithstanding the limited extent of Tunisian forests and their degradation, they provide substantial services in terms of soil erosion prevention, soil fixation and stability. In Tunisia, soil erosion is a major ecological threat affecting 56% of all the country's area, the highest proportion in North Africa (Marcoux, 1996). Concern for the spread of soil erosion processes is particularly high in the northern part of the country, where nearly 1.5 Mha show more or less advanced signs of soil degradation (Direction de la Conservation des Eaux et des Sols, 1996) and where the most important water storage reservoirs are present.[6] Forests in northern Tunisia are therefore expected to provide a significant contribution to the protection of the region's dams and of the surrounding agricultural lands, which constitute the main source of food for the country's population. However, the existing literature offers no estimates of this contribution in monetary value terms (Direction Générale des Forêts, 1994).

The estimate for the economic value of watershed protection is based on the avoided losses to water storage capacity and agricultural yield in the areas protected by the presence of forest cover.

Reduced sedimentation

Forest cover contributes to reducing erosion in watersheds, therefore decreasing sedimentation in reservoirs that are mainly used for irrigation. This benefit was valued using the cost avoided technique, assuming the cost of replacing water storage capacity, which would be lost in the absence of forest cover. In Tunisia, there are 22 dam reservoirs located in watersheds with erosion rates varying between 1.9 m^3/ha/year (e.g. in Bezirk and Cap-Bon) and 16.2 m^3/ha/year (e.g. in Joumine, North) (Direction Générale des Etudes des Travaux Hydrauliques, 1998). The lowest observed erosion rate of 1.9 m^3/ha occurs in a watershed with high levels of forest cover. Conversely, the highest observed erosion rate of 16.2 m^3/ha is found in a watershed with poor vegetation cover, where land uses such as agriculture and pasture prevail. Of course, erosion rates are affected by various other factors in addition to forest cover, including rainfalls patterns, soil pedology and slopes. However, in the absence of better information, it was generally assumed that forests reduce erosion, and consequently dam sedimentation, from the higher to the lower bound, i.e. by 14.3 m^3/ha/year. The average cost of constructing water storage facilities between 1990 and 2001 was US$1.2/$m^3$ (World Bank, 1994). Applying this value to the avoided erosion in the total forest area of 942,800 ha results in an estimated benefit of US$16.2 million.

Agricultural soil conservation

In addition to purifying water, forests also prevent erosion damage in nearby cultivated lands of around 1 Mha. The value of this damage is estimated at between US$4.7 and US$14.2/ha of cultivated land[7] (World Bank, 2003). Applying a mean value (US$9.4/ha), the avoided economic loss amounts to US$9.4 million.

Based on these estimates, the economic value of watershed protection amounts to about US$25.6 million. However, it should be remembered that there is considerable variability of the protective value, depending on the type of forests, levels of degradation and other factors.

Valuation of carbon sequestration is based on the methodology proposed by IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) and OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) for valuing the emissions and absorptions of greenhouse gases. Accordingly, in 1994, forest sequestered 811,600 tCO_2 (Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire, 2001). Update and conversion[8] into carbon quantity yields an absorption of 220,890 tC in 1998. Valued at a price of

US$20/tC (Fankhauser, 1995), the economic value of carbon would be US$4.4 million. The economic value of carbon sequestration is rather low compared with that of water and soil conservation due to low levels of forest productivity. Other woody vegetation ecosystems, such as the country's orchards (2 Mha), may lead to a carbon fixation quantity six times greater than forests.

Option, bequest and existence values

There is a total lack of statistics and only a small amount of literature dealing with option, bequest and existence values of Tunisian forests. Nevertheless, some option values may very well be linked to recreation in parks and forests, as well as the extraction of medicinal and aromatic plants as personal future benefits. It is likely that greater economic development and improved life conditions, over time, will increase the social demand for environmental conservation and outdoor leisure activities.

In addition, several plant species are gaining increasing interest for their essential oils and secondary substances that are useful for processing perfumes and medicinal drugs with high potential for export. This is counterbalanced by an increasing disaffection with traditional medicine due to the dissemination of modern health centres among both urban and rural inhabitants, including those living in remote areas. Trained doctors and nurses supplying basic health care products and family planning means, at affordable cost or free of charge for the poor, helped to improve the living conditions for all Tunisians and contributed to reduced reliance on traditional herbal medicine.

Regarding the existence and bequest values, no attempts have been so far made for their appraisal using the contingent valuation method (CVM), although the national parks offer pertinent examples for such analyses. For instance, investigations of these values in parks sheltering endangered fauna, such as buffaloes in Ichkeul park and deer in El-Feija park, may be of interest to both present and future generations. Presently, the costs of conservation and management may represent a good indicator – certainly a minimum estimate – of existence and bequest values. For all Tunisian parks and reserves, these costs amounted to an annual average of US$2.768 million during 1997–2001 (Direction Générale des Forêts, 2001b), reflecting the importance of forest contribution to the preservation of biodiversity in the country. However, species richness, for both fauna and flora, cannot be fully considered without including the costs incurred for ensuring the proper surveillance and enforcement means, which in 1998 amounted to US$3.662 million. Theoretically, the value of all expected benefits from forest resources is supposed to be far greater than the sum of all expenses in forest conservation.

Negative externalities linked to forests

Illegal acts and forest fires are the major causes of negative externalities affecting Tunisian forests. For example, deforestation causes a yearly loss of about 300 ha of forest and woody vegetation stands (Direction Générale des Forêts, 2001b). The economic value of the losses due to illegal activities of stocking, logging, clearing and poaching is based on the monetary value of the fines paid for illegal acts committed against forests.[9] Obviously, any damage appraisal in this manner bears an inherent underestimation because: (i) many other indirect benefits are lost and overlooked in every transgression case; (ii) the fine itself is a nominal amount which might only partially reflect the full value of forest loss; and (iii) it is very likely that many illegal forest users are not caught and, therefore, do not pay the fines. In 1998, there were around 3900 transgressions of forest law for which the total value of fines paid amounted to US$161,200. In addition, there were 250 offences transmitted to courts for judgement, with damage estimated at US$82,000. It is assumed that the damage caused is more important than fines levied, therefore its unit value was assumed as twice that of the mean of fines paid for all forest offences.

Damage due to forest fires is valued on the basis of losses of products (wood, grazing, cork and other NWFPs) and services (watershed management and carbon sequestration) with the addition of forest administration expenses for fire prevention and control. The cost of

reforestation of burnt areas, which is usually included in similar analyses, was overlooked because incinerated areas of conifers are often left to natural regeneration. Advocates of natural ecosystem conservation prefer to rely on natural recovery rather than turning to reforestation that requires the clearing of native vegetation for successful establishment of newly planted seedlings. The value of burnt wood and other NWFP losses is calculated in relation to the annual burnt area (2215 ha) (Ministère de l'Agriculture, de l'Environnement et des Ressources Hydrauliques-Observatoire du Sahel et du Sahara, 2002), mean growing stock of wood (35 m^3/ha), a price of US\$8.8/m^3 and a mean value for other products and services (US\$131.7/ha), leading to US\$0.97 million. The State expenses for fire prevention and fire fighting amount to US\$2.4 million (Direction Générale des Forêts, 1998b).

The value of damage due to overgrazing was not estimated due to complete lack of quantitative data dealing with its specific impacts on Tunisian forests. Overgrazing, as a major cause of soil erosion in Tunisia (Marcoux, 1996), usually results in reduced forage production levels and induces undesirable shifts in the botanical composition of the under-storey vegetation. It is well known that overstocking causes the invasion of unpalatable woody plant species and reduces the presence of herbaceous ones, which are more valuable in terms of forage quality and animal productivity. Overgrazing can lead to a loss of biodiversity as illustrated by the total extinction of the annual *Atriplex* species due to their higher palatability compared with perennial and woody species of the same genus. Overgrazing and other human activities cause problems of regeneration in the ageing cork oak forests, the area of which has diminished by about 1000 ha/year during recent decades (Souayah *et al*., 2001). Loss of biodiversity in both the flora and fauna, and reduced species richness are still difficult to quantify in terms of their monetary value.

Towards the Total Economic Value of Tunisian Forests

The attempt to produce a comprehensive assessment of the most important economic values shows that forest production in Tunisia generated a total monetary value of US\$133.7 million in 1998. Figure 7.2 presents the estimated TEV, of which direct use values form the biggest contributor. Comparison among the different TEV components is, however, difficult, as the magnitude of the values of the other categories is underestimated, due to the scarce information available for their valuation. For example, the estimates of option, bequest and existence values tend to underestimate the true value of this category due to the lack of relevant sudies. Also valuation of negative externalities does not refer to all aspects linked to forest depletion in Tunisia, such as damage due to overgrazing.

Bearing in mind these limitations, the research sheds light on the most significant forest benefits in Tunisia. Livestock grazing represents more than 54% of the TEV (Fig. 7.3), the benefits of which were collected by local forest inhabitants in accordance with their usage rights. The second major forest output was soil and water conservation (19.4%), followed by cork (7%) and other NWFPs (10%), biodiversity conservation function (4.9%), carbon sequestration (3.3%), wood (3.2%) and others.

These results reflect that Tunisian forests are essentially devoted to provide shelter and to meet the basic needs of Tunisian local communities, in addition to their environmental protection role. This is illustrated by the fact that nearly 65% of the estimated total economic benefits of forests were channelled into local populations in various forms of income and sources for livelihoods (Table 7.5). Overall, each household benefited from an average sum of US\$483 in 1998 (see Box 7.2 for results of a case study investigation). Grazing and other NWFPs

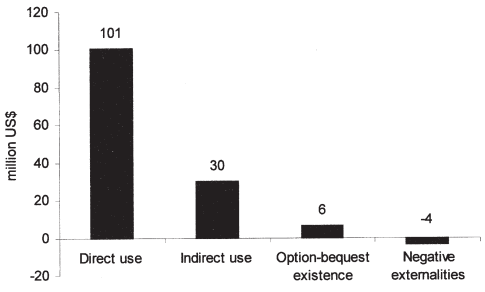


Fig. 7.2. Estimated TEV of Tunisian forests.

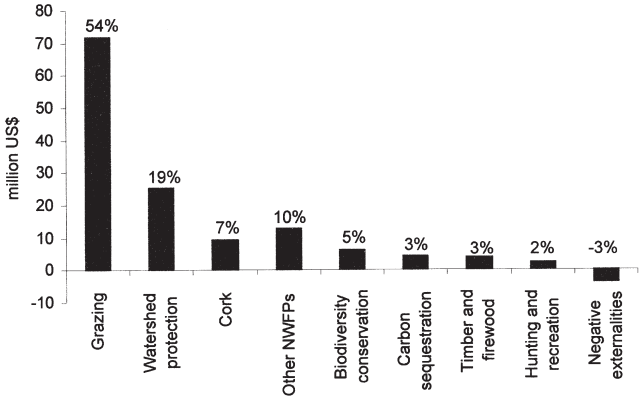


Fig. 7.3. Main components of the TEV of Tunisian forests.

Table 7.5. Components of the estimated TEV of forest and recipients (1998) (US$000).

	Direct use values						
Recipients	Grazing, cork and other NWFPs	Wood	Hunting and recreation	Indirect use values	Non-use (conservation) values	Total	%
State[a]	9,109	769	935			10,813	8
Local communities[b]	84,983	3,449	1,067			89,500	65
General public[c]			532	30,041	6,430	37,003	27
Total	94,093	4,218	2,534	30,041	6,430	137,316	100
%	69	3	2	21	5	100	
Social costs[d]					3,636	3,636	
Total economic value						133,680	

[a]The value of forest products sold by the State, plus the value of licenses, taxes and harvest fees, minus the cost of harvest.
[b]The value of forest products sold or consumed by local users, plus the cost of harvest, plus the premium for herding out wild boars to hunters and the game value.
[c]The values of recreation, watershed protection, carbon storage and biodiversity conservation.
[d]The values of losses due to forest fires and illegal acts.

constitute the two main components with US$387 and US$67, espectively. Nevertheless, household income remains quite variable, as does the share of forest resources in the annual revenue.

Table 7.6 shows the importance of forage, watershed protection, cork and other NWFPs in the estimated production value of 1 ha of forest. Hence, cost–benefit analysis (CBA) should not be limited solely to the value of timber production, as has been dealt with so far. The alternative of extended economic analysis that takes into account all other benefits that can be estimated offers a better economic evaluation of forest investments. Table 7.6 suggests that plantations with the aim of soil conservation as well as grazing areas would be highly valuable and might justify investments in these areas.

Perspectives and Crucial Issues

Forest investments constitute 0.9% of all capital assets channelled into the country's efforts for development in the various economic and social sectors. The slight difference between the forest sector contribution to the GDP (0.1%) and to the total investments may be explained by the fact that Tunisian forests are orientated mainly towards environmental conservation rather than production. Forests and degraded woodlands play also a prominent

Box 7.2. Forest contribution to seasonal employment and income of local inhabitants.

In remote and less favoured rural areas, forests bring a significant contribution to the seasonal employment of local inhabitants and insure a substantial part of their revenues through numerous work opportunities in tree nurseries, plantations, logging and cork harvesting. Field investigations show that most forest workers receive low wages, have little education and are mostly elderly people seeking part-time employment in forestry as a secondary activity for additional income.

In the area of Skhira, Sejnane, the contribution of the employment in the forestry sector amounted to 27% of all household earnings, attaining US$1400/household or US$261/capita in 1999. Raising domestic livestock created 52% of the families' annual revenue, while honey bees, tobacco cropping, charcoal making and handcrafting accounted for 7, 6 and 8% of the income, respectively.

Studies also indicate diffuse hardship and poverty in remote forest areas. For instance, there are 41,000 inhabitants living in scattered and isolated groups of households under predominantly rural settings covering 89% of the area of Sejnane county where forest cover abounds with 53% of all area. In other areas – Zilia and Jbel Essmâa – about 58% of local households benefited from forest employment. Households were categorized further into non-farm holders (28%), small-size farm holders (31%) and medium-size farm owners (41%). The first two categories were more affected by economic hardship as they relied primarily upon forest products for subsistence, whether these products were obtained legally or illegally. They were also affected by rural outmigration for better living conditions. In contrast, farmers of the third category showed a greater diversity in their sources of income and utilized forest resources more correcty. In addition, they demonstrated greater capability and willingness to change, as they could be more easily integrated into increasingly modern lifestyles.

In conclusion, the improvement of living conditions in remote forest areas remains largely linked to greater agro-sylvo-pastoral development and urbanization efforts in order to diversify people's economic activities. The participation of local inhabitants, which is limited currently to seasonal employment and livestock grazing, must be widened to include other forest activities. Common Interest Forest Associations may support the forest administration in logging operations and trade of forest products, without jeopardizing their sustainability. Planned grazing schemes, promotion of handcrafting and greater forest product transformation could enhance the revenue of local inhabitants further and improve their living conditions.

Table 7.6. Summary of the estimated production values/ha of forest (1998).

	Grazing	Watershed protection	Cork, other NWFPs	Biodiversity conservation	Carbon sequestration	Wood	Hunting, recreation	Negative externalities	TEV
Value (US$/ha)	76.3	27.2	23.5	6.8	4.7	4.5	2.7	–3.9	141.8

socio-economic role in offering shelter for local inhabitants and in providing them with grazing and seasonal working opportunities. Despite their limited area, forests continue to ensure the employment of 2.5% of the country's total active population in a wide array of seasonal jobs. They also offer grazing and fodder opportunities for nearly half of Tunisia's domestic livestock resources.

Indirectly, forests contribute to the productivity of the surrounding agricultural lands by filtering runoff waters and preventing soil erosion, salt deposits and sedimentation. In various regions of the country, forests promote a wide array of industrial activities, such as cork processing, wood transformation, extraction of essential oils from aromatic plants, and handcrafting activities resulting from the production and processing of wool, leather and mohair. Multiple use of forest resources may have greater perspectives for expansion in the future, particularly after the country's adherence to free exchange and open market policies. Increased output of manufactured goods using NWFPs such as perfumes, fragrances, drugs and essential oils might be expected and may result in enhancing the value of the aromatic and medicinal plants. However, fierce international competition and reduced size of local enterprises can lead to a further

underutilization of Tunisian timber and other raw materials.

Continued urbanization accompanied by greater job opportunities in a diversified economy are likely to reduce the anthropogenic pressure to which Tunisian forests have been exposed. Widespread overgrazing and local users' free access to forest resources constitute a serious threat to the sustainability of the Tunisian forest cover. However, with improved living conditions and enhanced income, local populations are expected to move to higher levels of hierarchical needs. It is only then that awareness about forest conservation, biodiversity and recreation would overtake users' short-term self-interest.

Concerns about the necessity of forest conservation and the aim of achieving greater forest coverage in both rural and urban areas are illustrated by the importance of the investments in the forest sector. The areas of fenced parks and reserves where endangered species find a natural refuge in unique and diverse habitats are increasing in different regions of the country. Financial incentives, such as 50% subsidy of plantation costs, are offered to private owners to encourage plantations especially of species with potential for fodder production, in order to reduce the chronic summer forage deficits. Nevertheless, changes in the forest legislation are required in order to improve the flexibility in the management of forests and afforested areas, and the trade and handling of forest products. These changes must include the local inhabitants whose active participation is essential for improving the sustainable development in forest areas.

Notes

[1] Between 1992 and 1996, a nationwide annual average of 5900 illegal actions against forests were reported. Only 18% of all forest offences were transmitted to local courts for penal judgement. The remaining cases were settled out of court after the payment of moderate fines amounting to an average fee of US$26/illegal action (Direction Générale des Forêts, 2001b).

[2] The greatest extent of soil erosion in the country occurred in the districts with the highest ratios of livestock per capita: Siliana (64% of total area) with 0.7 livestock/capita and le Kef (59%) with 0.6 livestock/capita (Direction de la Conservation des Eaux et des Sols, 1996; Ben Mansoura and Garchi, 2001).

[3] Not including the Djebil desert reserve, situated in the southern district of Kebili and covering 150,000 ha.

[4] In fact, forage production is variable due to erratic and unpredictable rainfall patterns and depends on the geographic location and its aridity. Most often, forage yields vary between 600 FU/ha in the north to 50 FU/ha in the south (Ben Mansoura *et al.*, 2000). Because most of the Tunisian forest is located in the north (Fig. 7.1), this geographic region constitutes the largest contributor to forest grazing and fodder production in woodlands.

[5] The harvest fees are paid to the administration for collecting forest products.

[6] Silting control operations for 13 dams carried out in 1975 and 1991 showed an average loss rate of 1.1% from their total initial holding capacity. Control operations were undertaken under the responsibility of the Direction Générale des Etudes des Travaux Hydrauliques, Ministry of Agriculture. Soil loss varied between 2.4 and 14.2 m^3/ha/year (Direction Générale des Etudes des Travaux Hydrauliques, 1998).

[7] In Tunisia, soil erosion and desertification cause the loss of agricultural land of an area estimated between 10,000 and 30,000 ha/year. The damage cost is valued between US$26.6 million and US$80 million in 1999. This amount is higher than the annual replacement cost for erosion prevention of US$20.1 million (World Bank, 2003).

[8] The update considers an annual increment of 0.2% in the woody biomass, hence in carbon fixation. In addition, the carbon atomic mass corresponds to 0.27/molecular mass of CO_2.

[9] It should be recognized that illegal actions provide both private benefits to local users and social costs of environmental degradation. Private benefits have been only partially valued, for example related to overgrazing and included within the 'grazing' valuation in the direct use values. For valuing the social costs, only the amount of fines paid to the State by the illegal users is available and considered a rough proxy for valuation.

References

Aouididi, A. (1996) *Evaluation Économique du Parc National de l'Ichkeul*. Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire, Tunis.

Ben Mansoura, A. and Garchi, S. (2001) *Intégration de l'Élevage en Fonction du Type de Couvert ou d'Utilisation des Terres et de l'Aridité en Tunisie*.

Projet PNM/SERST96/BIRD07, INRGREF, Tunis.

Ben Mansoura, A., Garchi, S. and Daly, H. (2001) Analyzing forest users' destructive behavior in Northern Tunisia. *Land Use Policy* 18, 153–163.

Boudy, P. (1948) *Economie Forestière Nord-Africaine. Tome Premier: Milieu Physique et Milieu Humain*. Editions Larose, Paris.

Daly-Hassen, H. (1998) Les perspectives de l'offre et de la demande de bois rond industriel en Tunisie à l'horizon 2015. *Annales de l'INRAT, Tunis* 71, 275–296.

Daly-Hassen, H. and Gader, G. (2001) *Rapport Annuel de Prospective du Secteur Forestier en Tunisie*. INRGREF/DGF, Ministère de l'Agriculture, Tunis.

Daly-Hassen, H., Ben Mansoura, A. and Mhadhbi, F. (2003) *Analyse de la Filière des Plantes Aromatiques et Médicinales en Tunisie*. Mémoire présenté au XIIème Congrès Forestier Mondial, Québec, 21–28 Septembre 2003.

Direction de la Conservation des Eaux et des Sols (1996) *National Strategy Plan for Soil and Water Conservation*. Ministry of Agriculture, Tunis [in Arabic].

Direction Générale des Etudes des Travaux Hydrauliques (1998) *Envasement des Barrages en Tunisie*. Ministère de l'Agriculture, Tunis.

Direction Générale des Forêts (2002) *Etude sur les Indicateurs de Gestion Durable des Forêts en Tunisie*. Ministère de l'Agriculture, Tunis.

Direction Générale des Forêts (2001a) *A Report on the Planning of the Development of the Forestry Sector for 2002–2011*. Ministry of Agriculture, Tunis (in Arabic).

Direction Générale des Forêts (1992) *Plan National de Protection des Forêts Contre les Incendies.* Ministère de l'Agriculture, Tunis.

Direction Générale des Forêts (1994) *Second Forestry Development Project, Annex 9: Financial and Economic Analysis*, Ministry of Agriculture, Tunis.

Direction Générale des Forêts (1995a) *Résultats du Premier Inventaire Forestier National en Tunisie*. Ministère de l'Agriculture, Tunis.

Direction Générale des Forêts (1995b) *Résultats du Premier Inventaire Pastoral National en Tunisie*. Ministère de l'Agriculture, Tunis.

Direction Générale des Forêts (1998a) *Analyse du Bilan du Bois d'Énergie et Identification d'un Plan d'Action*. SCET-Tunisie/Scandia Consult Natura AB, Tunis.

Direction Générale des Forêts (1998b) *Rapport sur la Protection des Forêts Contre les Incendies.* Ministère de l'Agriculture, Tunis (in Arabic).

Direction Générale des Forêts (1999) *Recensement et Valorisation des Produits Forestiers Non Ligneux*. Jaakopoyry and Extra Consult/ Ministère de l'Agriculture, Tunis.

Direction Générale des Forêts (2001b) *Stratégie Nationale de Développement Forestier et Pastoral*. Ministère de l'Agriculture, Tunis.

Direction Générale de la Planification, du Développement et des Investissements Agricoles (1997) *Etude sur la Stratégie des Ressources Naturelles*. SCET/BDPA-SCETAGRI, Ministère de l'Agriculture, Tunis, Partie 2, Vol. 1, pp. 91–116.

Fankhauser, S. (1995) *Valuing Climate Change. The Economics of the Greenhouse*. Earthscan, London.

Food and Agriculture Organisation (2002) *Yearbook of Forest Products*. FAO, Rome.

Hamzaoui, S. (1993) Sociologie des délits en milieu forestier. In: *Problèmes Socio-économiques de la Forêt du Nord-ouest de la Tunisie: la Kroumirie. Cahiers CERES, Série Géographique* 8, 73–95.

Hardin, G. (1968) The tragedy of the commons. *Science* 162, 1243–1248.

Institut National de la Statistique (1994) *Premiers Résultats du Recensement Général de la Population et de l'Habitat*. INS, Ministère du Plan et du Développement Régional, Tunis.

Institut National de la Statistique (2002) *Annuaire du Commerce Extérieur de la Tunisie*. INS, Ministère du Plan et du Développement Régional, Tunis.

Kayouli, C. and Buldgen, A. (2001) *Elevage Durable dans les Petites Exploitations du Nord-ouest de la Tunisie*. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (FUSAGx), Belgique.

Ministère de l'Agriculture, de l'Environnement et des Ressources Hydrauliques–Observatoire du Sahel et du Sahara (2002) *Etude sur les Indicateurs de Gestion Durable des Formations Forestières et Steppiques*. Projet de suivi-évaluation du PAN-LCD, Tunis.

Marcoux, A. (1996) *Population Change – Natural Resources – Environmental Linkages in the Arab States Region*. POPIN-DESIPA Report, Population Program Service, FAO, Rome.

Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire (2001) *Communication Initiale de la Tunisie à la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques*. MEAT, Tunis.

Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire (1997) *Etude Nationale de la Diversité Biologique de la Tunisie*, Tome 4. MEAT, Tunis.

Régie d'Exploitation Forestière (2002) *Rapport Annuel d'Activités – Gestion 1998*. Ministère de l'Agriculture, Tunis.

République Tunisenne (1993) *Code Forestier*. Imprimerie officielle, Tunis.

Sghaier, T., Khaldi, A., Khouja, M.L. and Nsibi, R. (1997). Estimation du rendement en cônes et en graines du pin d'alep de la forêt de Ouergha (Sakiet Sidi Youssef-Tunisie). *Annales de Recherches Forestières du Maroc* 30, 84–89.

Souayah, N., Khouja, M.L. and Nsibi, R. (2001) *Etude de la Variabilité Morphométrique Chez le Chêne Liège au Stade Juvénile*. Les Journées Scientifiques de l'INRGREF, 19–20 Décembre 2001, Nabeul.

Snane, M.H. (1993) La dégradation de la forêt de la Kroumirie: causes et effets. In: *Problèmes Socio-écononmiques de la Forêt du Nord-ouest de la Tunisie: la Kroumirie. Cahiers CERES, Série Géographique* 8, 47–72.

World Bank (1994) *Analyse Économique des Projets Concernant les Ressources Naturelles en Tunisie*. ITALECO, Rome.

World Bank (2003) *Evaluation du Coût de la Dégradation de l'Environnement en Tunisie*. METAP/ANPE, Tunis.

Tome III

Analyse de la rentabilité privée et sociale des investissements forestiers

Les plantations forestières ont atteint une superficie de 600.000 ha environ en 2010, avec une superficie de 52.000 ha seulement plantée dans des propriétés privées. Les boisements ont souvent des objectifs de production, d'assurer une protection des sols contre l'érosion, et de valoriser les terres peu productives pour l'agriculture tout en palliant aux inconvénients de la longue durée sur l'investissement propre à la forêt. Toutefois, il y a un conflit entre le revenu privé des propriétaires et la gestion durable des ressources naturelles. L'Etat accorde des subventions au boisement représentant une partie ou la totalité du coût d'installation. Cette mesure figure dans le cadre des incitations à l'investissement agricole. La subvention est passée de 25% à 50% du coût de plantation après 1993.

Ce programme consiste à évaluer la rentabilité sociale et privée des investissements forestiers. Cette évaluation s'appuiera sur des cas concrets pour comparer la rentabilité privée et sociale, afin de fournir des outils d'aide à la décision sur les instruments économiques qu'il conviendrait de développer. Il s'agit d'étudier la possibilité de paiement des services environnementaux par les utilisateurs finaux, et d'élaborer de nouveaux instruments de mise en marché pour la fourniture de biens & services forestiers, également basés sur l'intégration horizontale et verticale des agents économiques de la filière considérée.
Les premiers travaux ont essayé de répondre à la question suivante : Quel type de gestion serait plus profitable : maintenir le maquis, ou bien le remplacer par une plantation de chêne liège suivie par une gestion durable ? La comparaison entre les deux scénarios montre que la plantation du chêne liège suivie d'une régénération naturelle fournit un revenu privé total et un revenu du capital plus élevés que la production du maquis en utilisant des taux d'actualisation faibles (inférieurs ou égal à de 2%). L'importance des coûts de plantation de chêne liège, ainsi que les pertes subies par la population locale, expliquent le faible effort pour la régénération. Il y a ainsi un besoin de schéma de financement spécifique pour le renouvellement des forêts de chêne liège qui prend en considération le développement de l'économie locale. La forêt de chêne liège offre plusieurs services tels que le maintien de la biodiversité, l'amélioration du paysage, la fixation de carbone, la lutte contre l'érosion dont les bénéfices n'ont pas pu être comptabilisés.
En général, l'intégration de la valeur des biens et services non marchands (réduction de l'érosion, séquestration de carbone, etc.) dans les analyses de la rentabilité montre que certaines mesures de gestion durable des forêts pourraient être socialement rentables par rapport à l'usage actuel des terres, par conséquent, le rôle des instruments économiques, notamment des paiements de services environnementaux, paraît nécessaire pour combler l'écart entre le bénéfice privé et le bénéfice social (Daly-Hassen *et al.*, 2010) . Une étude de cas sur le bassin versant de Barbara en Tunisie indique qu'il serait possible d'établir un mécanisme par lequel les utilisateurs de l'eau situés en aval (ou à défaut le gouvernement) puissent payer les exploitants agricoles situés en amont en fonction des bénéfices engendrés par leurs mesures de conservation (Croitoru et Daly, 2010).

Contenu

1. Hamed Daly-Hasen, Pablo Campos-Palacin, and Paola Ovando Pol. 2009. Economic analysis of cork oak woodland natural regeneration in the region of Ain Snoussi, Tunisia, pp. 488-513. In: ZAPATA BLANCO, S. (Ed), Cork Oak Woodlands and Cork Industry: Present, Past and Future. Museu del Suro de Palafrugell Publ., Girona, Spain, 889 p. ISBN: 84-923581-3-0.

2. Pablo Campos, Hamed Daly-Hassen, Paola Ovando-Pol, Ali Chebil, José Luis Oviedo-Pro, 2009. Chapter 13 - Economics of Multiple Use Cork Oak Woodlands: Two Case Studies of Agroforestry Systems, pp. 269-294. In: A. Rigueiro-Rodróguez, J. McAdam and M.R. Mosquera-Losada (Eds), Agroforestry in Europe, Current Status and Future Prospects. Advances in Agroforestry Book Series, 2008, Volume 6, 452 p. Springer Publication, ISBN: 978-1-4020-8271-9 (hardback book); 978-90-481-7827-8 (paperback book). DOI: 10.1007/978-1-4020-8272-6_13.

3. Pablo Campos, Hamed Daly-Hassen, and Paola Ovando-Pol. 2007. Cork oak forest management in Spain and Tunisia: two case studies of conflicts between sustainability and private income, International Forestry Review, 9 (2): 610-626. ISI Ranking: 21/59 Forestry Journals.

4. Hamed Daly-Hassen, Pablo Campos-Palacín, and Paola Ovando-Pol. 2006. Comparaison des revenus à long terme entre la plantation de chêne liège et le maquis à Ain Snoussi. Annales de l'INRGREF, 9 (1) : 83-99.

5. Hamed Daly-Hassen. 2001. Evaluation des coûts de production de plants et du boisement. Annales de l'INRGREF. Numéro Spécial, (2001) : 107-128.

6. Hamed Daly-Hassen. 2001. Evaluation financière du boisement privé : Analyse de quelques cas concrets. Annales de l'INRGREF. Numéro Spécial, (2001) : 167-179.

Economic analysis of cork oak woodland natural regeneration in the region of Ain Snoussi, Tunisia*

Hamed DALY-HASSEN
Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts

Pablo CAMPOS-PALACÍN
Paola OVANDO POL
Consejo Superior de Investigaciones Científicas

* This work was carried out under the Spanish-Tunisian cooperation project Conception of models for sustainable forest management in the mountainous Mediterranean areas: its application to cork oak forests in Spain (Cadiz) and Tunisia (Ain Snoussi), code: 6P/02. The project was financed by the Spanish Agency for International Cooperation (AECI) and the Tunisian Ministry for Scientific Research and Technology (MERST). The authors would like to thank these sponsoring institutions. Their thanks are also extended to the reviewers for improving the initial manuscript, to Mrs Christie Chaar for the English revision and to Dr Ameur Ben Mansoura for his comments.

ABSTRACT

Both the lack of natural regeneration and the depletion of cork oak trees have encouraged interest in cork oak conservation in Tunisia. The objective of this paper is to compare the economic results of sustainable natural regeneration and unsustainable management of the Ain Snoussi cork oak woodland. Two management scenarios were simulated: under the first one, cork oaks naturally regenerate at infinite horizon whereas, in the second one, cork oak trees age until they eventually disappear and are replaced by scrubland. For this purpose, an economic analysis was conducted to indicate expenditures and revenues of the entire production cycle of cork oak forests under the two management scenarios. The market results show that nowadays, compared to the unsustainable scenario, sustainable cork tree management has a higher total social income or discounted net value added (NVA) and a lower capital income (CIMP) at infinite horizon using a real social discount rate of 2%. The CIMP under sustainable management does remain high, however, at 8,449 Tunisian dinars (TND)/ha. In addition, the capital income distribution shows that sustainable management is more profitable for the government, with a gain of 981 TND/ha, and much less advantageous for families (a loss of 1,417 TND/ha). Therefore, a financial mechanism to compensate for income losses suffered by families under sustainable management is necessary.

Key words: cost-benefit analysis, cork oak forest, forest income, income distribution, Tunisia.

1. INTRODUCTION

Nowadays, cork oak woodlands suffer from degradation and depletion in North Africa (Campos, 2004). The causes of forest decline are mainly natural mortality, lack of natural regeneration, overgrazing, overlogging, and land use changes for crop expansion and infrastructure installation. The local population also has access rights to graze the cork oak forests without restriction in Tunisia. The lack of rotational grazing in the forest prohibits natural tree regeneration, particularly near human agglomerations. Soil erosion occurs in many overgrazed lands, and especially in shrublands.

Livelihoods in the Ain Snoussi cork oak woodland area, located in the region of Ain Draham in Northern Tunisia, are based on livestock rearing. Different local studies have shown that animal rearing contributes to more than 50% of annual household income (Chebil *et al.*, 2005). Herds are almost entirely made up of sheep and goats, for which shrub browsing and forest grazing are among the main sources of fodder. Firewood and charcoal are also used for heat and traditional bread preparation. The annual firewood consumption of 3,7 t[1] per household in the northwestern region caused a regional deficit of 190.000 t in 1997 (DGF, 1998). This high consumption rate is due to poverty and insufficient access to alternate energy sources during the cold mountain winters. Charcoal sales constitute an additional source of income for the local population.

The woodland is also subject to forest fires. The average surface area affected by fires from 2002 to 2004 is 73 ha per year (0,07% of the total) (DGF, 2005). Man-made fires are often the cause because of the use of burned areas for grazing and also because of the hostility of local communities towards the forest service. Fires also break out when used for traditional processes such as carbonisation, myrtle distillation and other domestic uses.

Different measures have been taken by the Tunisian forest administration to offset forest resource degradation. One of these measures is forest surveillance which is traditionally undertaken by two guards for approximately every 1.000 ha who are in charge of enforcing forest laws. Grazing in forest planted areas, wood logging, harvesting of forest products, deforestation and use of fire in the forest are all prohibited and punishable by forest law. There were 578 offences recorded in 2002, an average of 5.6 transgressions per 1.000 ha (DGF, 2002).

The local population is in fact little concerned with forest conservation or management decisions. In recent decades, the forest administration has focused on greater involvement of local inhabitants in forest development plans. This new approach began with the creation of forest associations, but their implication in forest management remains limited.

Forest investment aims to integrate the development of the whole area, not only that of the forest land. For example, clearing shrublands for its use as pastoral and grasslands is done by some development projects, but these grazed lands usually remain without a forest management plan that would favour natural regeneration of the forest vegetation. The outcome is inevitably overgrazing problems, followed by risk of soil erosion.

The objective of this research is to compare the economic results of two management scenarios: (i) An ideal management scenario that involves cork oak natural regeneration on an infinite time horizon, and (ii) A traditional management scenario, but theoretical as well, which would allow the forest to age without avoiding overgrazing and firewood overcutting. This would eventually lead to the disappearance of cork oak and its permanent substitution by shrublands. Other intermediate scenarios could be applied such as cork oak plantations, cork oak artificial regeneration, etc., which would

1] The weight of 1 m^3 is estimated at 0,65 tons.

be a transition from the current pattern of land use to sustainable use. Nevertheless, the aim of this paper is to appreciate the income gains incurred by a sustainable management of a cork oak forest. Other comparisons could subsequently be done.

The two scenarios are thus cork oak natural regeneration *versus* cork oak no regeneration at Ain Snoussi in the region of Ain Draham in northern Tunisia (Table 1). A social economic analysis was conducted. The government (as State forest owner) and family incomes are discounted at a 2 % base discount rate. Because there is no market for forest land, forest market price cannot be objectively measured. The objective here is to compare the present discounted income and the steady state annual income indicators of the Ain Snoussi forest, and their distribution between the Tunisian government and local families.

According to Anderson and McChesney (2003), "property is often called a 'bundle of sticks' because it is actually made up of multiple rights. In its most complete form, ownership of property gives its owner the right to derive values from the asset, to exclude others from using it, and to transfer the asset to others [...]. However, property rights may be incomplete, allowing an owner to derive only some value from an asset, excluding only some people from using it, or transfer only certain uses for a specific time period" (Anderson and McChesney, 2003, p. 1). From an economic perspective, Ain Snoussi forest ownership is shared by the Tunisian state and local inhabitants. The forest property rights of the Tunisian government are therefore incomplete. Government outputs are compounded mainly in cork and partially in firewood as resource rent. Households have the rights to use grazing resources, fuelwood and some other minor forest products, but the government takes on the main silvicultural investment and management costs.

All market and self-consumption uses of the forest in Ain Snoussi were included in the economic analysis[2], taking grazing resources into account. To avoid subjective valuation, criteria of grazing forage units and forest net value added livestock activity values were estimated. Only final outputs were taken into account and the simulation function used the two unknown variables, namely, forage resource cost and self-employed labour cost (Chebil et al., 2005). A sensitive analysis on consumption of forest grazed resources and cork price was done. For comparison purposes, indicators were obtained for both sustainable and unsustainable forest management scenarios.

The next sections of this paper are organized as follows: a presentation of the technical and economic approach applied to the Ain Snoussi forest economic analysis; the economic results of the sustainable and unsustainable forests and a summary of the main findings of the economic analysis of the cork oak steady state; and finally, a discussion of the results of the new forest accounting proposals from official statistical institutions and academic researchers.

2. APPLIED METHODOLOGY TO AIN SNOUSSI FOREST MANAGEMENT SCENARIOS

2.1. SUSTAINABLE AND UNSUSTAINABLE PRESENT DISCOUNTED INCOME MEASUREMENTS

2] Public benefits, such as soil erosion reduction and biodiversity, are not taken into account because of the absence of physical and economic data.

Natural resource property rights and a familial economy limit the options for valuing non-market intermediate forest goods and labour costs in Ain Snoussi. To objectively measure the forest present discounted incomes in Ain Snoussi, only revenues, consumption expenditures, employees labour costs, resource rents and government taxes on products are considered (Campos, 1999; Caparrós *et al.,* 2003), with the estimated self-employed labour cost as a residual value (Rodriguez, 2005). Goods and services valued at 2002 average market prices[3] (Ministry of Agriculture, 2003 and survey results).

The following items and accounting formulas have been taken into account in the social cost-benefit analysis (CBA) of Ain Snoussi forest natural regeneration and non-regeneration. Ain Snoussi forest incomes are valued at market prices (without taxes on products). These taxes are usually nothing or very low (2,5%) for products sold to enterprises, such as cork and fuelwood.

2.1.1. Revenues

Revenues (R) at market prices (quantity x market price) on an infinite time horizon include: (i) sales (S) and (ii) final self-consumption (FO_{SC}), with:

$$R = S + FOSC. \quad (1)$$

FO_{SC} is valued at its corresponding imputed market price.

Revenues account for the following goods and services:

(a) Cork oaks belong to the Tunisian government and cork stripping (C) is carried out by local employees. Cork is sold by the administration to enterprises at the farm gate price. Cork prices vary with quality: virgin or reproduction cork. The stripping frequency of reproduction cork is every 12 years after virgin cork stripping takes place, usually at the age of 49 years old for natural regeneration cycles (Table 2 and 3 based on Chaar *et al.*, 2005).

(b) Fuel wood (F) comes from different silvicultural treatments such as cork oak thinning and regeneration clearings (Table 2 and 3) in addition to shrub cutting (usually cut by women for their own benefit). Market prices at farm gate exist in Ain Snoussi for cork oak firewood, but few transactions exist for shrub firewood.

(c) Total revenues for hunting, mainly wild boar, are not considered but government hunting rent (H) is estimated. The hunting rent value corresponds to the licenses and taxes paid to the forest administration by hunters in the area, being understood that the meat belongs to the hunters.

(d) Aromatic plants (AP) are sold to enterprises at standing price. They are harvested by local families and locally distilled. The Tunisian State receives the resource rent (the standing price) from aromatic plants as fees for the right to harvest them.

(e) Mushroom (M) picking has the same valuation criteria as that of aromatic plants. Data about quantity and prices are published in official statistics (Ministry of Agriculture, 2003). Labour quantity and costs are obtained from a structured survey of the local population.

(f) The honey (HO) value corresponds to the market value of the estimated productivity obtained in the forest. There are no licenses for raising honey bees.

(g) Grazing (G) products are estimated at stumpage price. Under the sustainable scenario,

3] US $1.00 = 1,42 TND in 2002.

forage production is estimated by the National Pastoral Inventory (DGF, 2005). Under the unsustainable one, production extracted is derived from the real consumption of animals, the feed purchased and the production of other land uses (Chebil *et al.*, 2005). Grazing resources are a non-market good in the Ain Snoussi forest. Therefore, the forage unit price is evaluated by a simulation taking into account livestock income and self-employed income. The grazing resource price of 0,09 TND is obtained assuming a self-employed labour cost equivalent to half that of the employees labour cost (Chebil *et al.*, 2005). Sustainable forest management will change the number of forage units (FU) extracted by livestock in the same forest under the unsustainable management scenario. Livestock keepers will suffer a loss of income due to the decrease in FU under sustainable management.

(h) Acorn picking (A) is estimated using the number of trees per hectare and the production per tree (Nsibi *et al.*, 2005). Self-employed families pick up only 20% of this production and use it for feeding their livestock as supplementary fodder. The remainder is consumed by livestock and wild animals and is not included in the revenues of the CBA. The acorn unit was valued as resource rent using the equivalent forage unit (0,9) and the forage unit price (0,09 TND/FU).

For the CBA, the revenue (R) formula is shown below by single item (including their sales and self-consumption):

$$R = C + F + H + AP + M + HO + G + A \quad (2)$$

2.1.2. Consumption expenditures and labour costs

Consumption expenditures (CE) are cork oak own investment (silviculture (Si)), and cork stripping expenditures (Cs). Cork oak silvicultural expenditures include fencing, plantation, firewall clearing, pruning, thinning, forest supervision, surveillance and fire protection. Firewall clearing, pruning and first thinning costs are obtained from the forest administration. For the second and subsequent thinning, the costs are based on the volume of wood harvested. Fencing and its reparation costs are included for the first fourteen years of regeneration. Shrub clearing is done in the spring before beginning cork stripping, which takes place in early summer.

External intermediate consumption and fixed investment expenditures are taken into consideration in the cost-benefit analysis of the forest. Other consumption expenditures related to the previously described revenues should also be included in the forest CBA.

Labour cost (LC) is estimated from market exchange values for employees (EL) and from the self-employed labour (SEL) residual value estimation in the Ain Snoussi forest:

$$LC = EL + SEL \quad (3)$$

$$SEL = RSEL - CESEL - ELSEL - RRSEL \quad (4)$$

where subscript $_{SEL}$ denotes self-employed worker revenues and expenditures.

The Tunisian government, as the State forest owner, is supposed to have some cork oak forest resource rent (RR) for aromatic plants, fuelwood and other forest uses and products. All of these RR are considered to be included in the capital income of the corresponding use and transferred to the government capital income when the net value added at factor cost (as detailed further on) is measured for each economic agent in the forest.

Total expenditures (E) are measured by aggregating consumption expenditures and labour costs (CE+LC).

2.1.3 Net value added distribution by forest use and ownership

For the Ain Snoussi cork oak woodland, the present discounted value (PDV) of total social income (TSId) is measured by a simplified production account that gives the conventional PDV of net value added at market prices ($NVAd_{MP}$). This shows the total social forest income by use without reference to income ownership and capital gains. The $NVAd_{MP}$ is presented as an aggregate for all forest uses as well as for single uses, e.g. fuelwood, cork stripping, etc. In Ain Snoussi four forest economic agents are considered: Government (G), employee labour workers (EL), self-employed labour workers (SEL) and Private enterprises (P). There are diverse ways to show the $NVAd_{MP}$ formulas in the CBA context at infinite horizon:

$$NVAdMP = Rd - CEd, \quad (5)$$

$$NVAdMP = CIdMP + LCd, \quad (6)$$

$$CIdMP = Rd - CEd - LCd = Rd - Ed, \quad (7)$$

Where, CIMP refers to capital income at market prices, while the lower-case *d* indicates that economic values are in present discounted value terms (i.e., the present value of future revenues, expenditures or income flows).

Market price indicators do not consider taxes, subsidies or any other kind of transfers, thus allowing an economic evaluation under pure market conditions. Other kinds of income indicators are those estimated at factor costs. The capital income at factor cost (CIdFC) represents the government, family and private enterprise appropriation of the capital income at factor cost generated by the different uses in the forest and the net transfers (subsidies, compensations, donations and inflow minus outflow taxes on products)[4]:

$$CIdFC = CIdMP + NTd, \quad (8)$$

$$CIdFC = CIdFC,G + CIdFC,P + CIdFC,F \quad (9)$$

where CIFCG is the government capital income at factor cost, CIFCP the private enterprise capital income at factor cost, CIFCF the family capital income at factor cost, NT the net transfers received by forest economic agents from outside sources, and the lower case *d* design discounted value as stated before.

The same formulas are used to distribute the net value added at factor cost ($NVAd_{FC}$) amongst the owners of production factor services, while including labour as a production factor as well.

2.2. ECONOMIC ANALYSIS OF CORK OAK SUSTAINABLE VERSUS UNSUSTAINABLE MANAGEMENT SCENARIOS

The CBA objective is to estimate the present discounted *net value added gains and losses* of cork oak under sustainable management *versus* non-sustainable management in Ain Snoussi[5].

Ain Snoussi cork oak *natural regeneration* applies normative silviculture model to indefinitely renew cork trees (Table 2). However, in no regeneration, the normative cork oak management rules are not applied to the aging oak trees, thereby progressively changing the present cork oak woodland into shrubland (Table 3). This procedure ig-

4] It is assumed that there will be no new discoveries of economic wealth in the forest.

5] The surface area of Ain Snoussi is estimated at 3,240 ha. The forest land uses are: Pure forests (83%), shrublands (3 %), croplands (9 %), grasslands (2 %) and unproductive lands (3 %); DGF, 1995.

nores the real Ain Snoussi cork oak density but does take into account the density and operating treatments from the normative silviculture. This discrepancy between real and normative tree densities is acceptable in a prospective analysis, as is the case for CBA, and the normative silviculture option facilitates the gains of generalization of this approach.

When sustainable and unsustainable forest management consider only Ain Snoussi cork oak land use, to the first scenario is attributed the yearly number of forage units (FU) produced (edible growth) 422 FU / ha (DGF, 1995), and to the second scenario, the number of FU consumed by livestock grazing in the forest 642 FU/ha and shrubland 750 FU/ha (Chebil *et al.*, 2005). The total grazing resource units (FU) consumed in each of the Ain Snoussi land uses is used for allocating the livestock data among land uses. The problem with data shortfalls on FU in a real situation (overgrazing, for example) and sustainable grazing remains the same. A sensitive analysis at different levels of cork oak FU consumed could lead to a better solution[6].

A cost-benefit analysis is conducted to determine the total net value added, family income, and government capital income at present discounted value gains and losses in indefinitely conserving the Ain Snoussi forest (Tunisia). To accomplish this, it is necessary to know all forest investment expenditures and cork oak revenues under complete cycles of sustainable cork oak woodlands management. For this analytical approach, it is assumed that economic agents will receive the income at the end of the year (this for simplicity but happens to be quite close to the real situation). Thus, there is no discounted factor for the first accounting year.

The present discounted values are estimated using a discounting function (Đ) defined by: (1/(1+r)), being r the annual discount rate. A consumption-based real social discount rate of 2% is used. An analysis on discount rates, cork prices and different levels of grazing resources consumed is carried out.

2.2.1. Forest sustainable versus unsustainable management cost-benefit analysis

The CBA is applied for estimating infinite time horizon present discounted values (PDV) of cork oak woodland under sustainable versus unsustainable managements total net value added and flows of government and family incomes. Infinite time horizon analysis does not require the consideration of land residual values (Samuelson, 1976).

The income PDV is estimated using a discount function (δ) defined by (1/(1+r)), r being the annual discount rate.

According to normative silviculture in Ain Snoussi, the *sustainable management* scenario begins regeneration treatments of the cork oak grove the year that all trees are 139 years old (t=1). As soon as the second cycle of natural regeneration occurs, the application of normative silviculture generates an infinite sequence of identical natural regeneration cycles at fixed intervals of 144 years (Chaar *et al.,* 2005).

The Ain Snoussi *unsustainable management* model presumes no regeneration treatments when cork oaks reach 139 years old. Cork oak trees would then completely disappear through natural senescence after 180 years, when the last standing cork oaks are 319 years old, with a consequent substitution of forests with shrublands. Mortality may occur later for some individual trees, but it is assumed that it makes no sense to extract cork from only the few number of aged trees left standing.

6] At this stage of the research, the ideal scenarios are simulated for a forest natural regeneration *versus* non-regeneration ending in shrubland. Future research should be more operative, taking into account Ain Snoussi cork oak regeneration in the context of all land uses included in the CBA.

The present discounted values of income flows from continuous natural regeneration are estimated below, showing a comparison to the situation of no regeneration of an ageing cork oak forest.

In the case of continuous natural regeneration, the calculations end up quite easy. Considering any annual economic variables (*xn)* at any year of the first and successive natural regeneration cycles:

$x_n(t), t \in [1, \ldots, T_n]$, where *Tn*=144.

The present discounted value of this variable at the first natural regeneration cycle (*V1n*), from the beginning of the regeneration treatments (t=1) to one year before starting them in the following rotation cycle (t=144), is:

$$V_{1n} = \sum_{t=1}^{T_n} \delta_{t-1} x_n(t) \tag{10}$$

The forest productions from the second and successive natural regeneration cycles *(V2n)* are assumed to remain constant. Therefore, infinite time horizon net present discounted value (*Vn,∞)* of forest permanent regeneration corresponds to:

$$V_{n,\infty} = V_{1n} + (\delta^{T_n} + \delta^{T_n \cdot 2} + \delta^{T_n \cdot 3} + \ldots) V_{2n} \tag{11}$$

This equation can be simplified by applying using an infinite geometric sum as follows:

$$V_{n,\infty} = V_{1n} + \delta_k^{144} \left[\frac{1}{1-\delta_k^{144}} \right] V_{2n} \tag{12}$$

In the case of unsustainable management, the value of any economic variable (*zwr*) at any year of the economic cycle of no regeneration is:

$z_{wr}(t), t \in [T_{nr}, \ldots, T_{wr}]$, being *Tnr = 139 and Twr= 319*.

Being the present discounted value of the no regeneration cycle (V_{sr}) from year 139 to year 319:

$$V_{wr} = \sum_{t=139}^{319} \delta_k^{t-139} z_{wr} \tag{13}$$

Considering the annual income from shrubland (τ_{sh}) once cork oaks disappear, the present discounted value can therefore be calculated of the no regenerated cork oak forest ($V_{wr \to sh,\infty}$)[7] as:

$$V_{wr \to sh,\infty} = V_{wr}(139) + \delta^{320-139} \left(\frac{1}{1-\delta} \right) \tau_{sh} \tag{14}$$

2.2.2. Forest and shrubland steady state management annual income comparison

A steady state situation can be deducted from the sustainable management of the cork oak forest uses. It assumes the infinite maintenance of different ages for rotations per unit of the total surface area. The steady state calculation of either economic or physical data results as average quantities found for one cycle of natural regeneration. All the revenue and expenditure variables (X) associated with land use management are estimated in order to calculate the equivalent annual value. The annual steady state value of a variable X is assumed to be constant as an average of the complete cycle, if market prices remain invariable (Campos *et al.* (2003)). Then this average variable is

7] The subscript wr→sh indicates the transition from a no regenerated forest to shrubland.

estimated by dividing the sum of current fluxes in the cycle by the cycle length (Tn):

$$X = Tn\text{-}1 \,.\, \sum Xi, \qquad (15)$$

where X_i: value of the variable X in year i from t = 1 to t = Tn.

An Agroforestry Accounting System (AAS) (Caparrós *et al.*, 2003; Rodríguez *et al.*, 2005; Campos and Caparrós, 2006) is applied for measuring forest multiple use commercial incomes taking into consideration the following additional criteria and items:

a) Commercial production and capital balance accounts organize data by single economic activities and combine each activity value into an aggregated agroforestry total value.

b) Total output includes, among others, intermediate output, own production of finished durable goods (gross internal investment), and the expected discounted value of the annual cork gross natural growth.

c) Intermediate output and production in progress used are included as intermediate consumption of the corresponding activities that consume them.

d) Labour costs take into account both employee compensation and imputed household self-employed income. The latter is measured as accounting residual value.

e) Fixed capital consumption includes gross internal and external durable goods depreciation[8].

f) Net operating margin is a market or imputed pure capital operating income at market prices.

g) Capital destruction is a capital withdrawal within the accounting period with zero economic return to the owner.

h) Capital revaluation is the residual value of the capital balance account.

Net value added at market prices (NVA_{MP}) gives the operating income accrued by the economic activity during the accounting period. It is estimated from the production account and is shared by the labour cost (LC) and the capital income at market prices (CI_{MP}):

$$NVAMP = TO - IC - FCC = IO + FO - RM - SS - PPu - FCC = LC + CIMP \qquad (16)$$

Given, TO: total output, IC: intermediate consumption, FCC: fixed capital consumption, IO: intermediate output, FO: final output, RM: raw materials, SS: intermediate services and PP*u*: production in progress used.

Under a steady state, the quantities of cork and fuelwood produced in the forests that carry out extraction turnover is equivalent to the yearly gross natural growth (GNG)[9]. Extraction takes place at the end of the accounting period. Then, one part of the gross natural growth (GNGU) is removed from the parcel that has accomplished the extraction turnover. In addition to GNGU, initial production-in progress (PPiU) of cork or fuel wood is extracted from the same parcel. The rest of the growth (GNGNU) remains standing in the forest (Campos *et al.* (2005)).

8] Animal fixed capital consumption includes livestock activity, non-alive consumable durable goods, and adult livestock herd depreciation.

9] Presuming that gross natural cork and fuel wood growth are linear and uniform along the stripping turn.

If S is the extraction turnover of cork or firewood and Q_t the yield rotation period, the used and non-used GNG fractions in the accounting period are estimated as follows :

$$GNG_U = \frac{1}{S} \cdot Q_t \quad (17)$$

$$PPi_{UJ} = GNG_{NU} = \frac{(S-1)}{S} \cdot Q_t \quad (18)$$

The extracted quantities of cork or firewood are valued at standing prices (PPu =) $Q_t \cdot Ps$, while GNG at discounted standing prices is calculated according to the number of periods for the next extraction turn:

$$GNG_t = \frac{Q_t / J \cdot Ps}{(1+r)^{S-t}} = \sum_{j=1}^{J} \frac{q_j \cdot Ps}{(1+r)^{S-t_j}} \quad (19)$$

here q_j represents the GNG in each *j* plot, where j ∈ [1,2,..J], and *r* is the annual discount rate.

The valuation criteria for PP_U and GNG determine that at each accounting rotation period a production-in-progress revaluation is accrued (PP_R). This revaluation is generated by discounting cork and firewood benefits at the end of the rotation period in order to carry out the next extraction. The production in progress revaluations, estimated as the difference between the production in progress used (PP_U) and gross natural growth (GNG), equals the capital gains:

PPR = PPU - GNG.
(20)

The AAS production account gives as a residual value the one pending on real market work. For an enterprise looking to maximize its net benefits, the capital income (CI_{MP}) would be the residual value that needs to be estimated. For a family, the self-employed worker residual value is equal to the own labour income (SEL).

The AAS, following the Hicksian income theory (Campos *et al.*, 2001) shows that, in any accounting period, total sustainable income (TSI) is the sum of net value added (NVA) plus capital gain (CG). Therefore, the steady state annual total social income can be measured as follows:

$$TSI = NVA_{MP} + PP_R. \quad (21)$$

3. RESULTS

Tables 4, 5, 6 and 7 give the main expenditures and revenues during the different cycles of production under the sustainable and unsustainable management scenarios for cork oak woodlands: First regeneration cycle, second and subsequent regeneration cycles, ageing cork oak forest and shrublands. These calculations led to the following economic analysis.

3.1. COMPARISON OF PRESENT DISCOUNTED VALUES BETWEEN THE SUSTAINABLE AND UNSUSTAINABLE MANAGEMENT SCENARIOS

3.1.1. Total net value added (NVA) gains/losses

Comparing the two scenarios shows that the sustainable management gives a higher $NVAd_{MP}$ (+18%) and amounts to 2.208 TND/ha more than the unsustainable one. In fact, cork and wood production are much higher under the first scenario. This scenario

also contributes to the creation of employment. Nevertheless, capital incomes present discounted values (CId_{MP} and CId_{FC}) are lower (-5%) under the sustainable scenario because of the limitation of grazing resources, despite the increase in cork and fuelwood production (Table 8).

3.1.2. Family income gains/losses

Families suffer losses of about 1.417 TND/ha of CId_{MP} under the sustainable scenario. This loss represents about 42% of the CId_{MP} of the unsustainable scenario. Limitations on grazing resources seriously affect family income (Tables 9, 10 and 11).

3.1.3. Government capital income gains/losses

For the government, gains result from the sustainable scenario in both $NVAd_{MP}$ and CId_{MP}. The significant gain obtained in $NVAd_{MP}$ (3.879 TND/ha) can be explained by high cork and wood production despite the high labour wages paid for harvesting these products and the price of silvicultural treatments (Tables 9, 10 and 11).

3.1.4. Sensitivity analysis

The sensitivity analysis shows that $NVAd_{MP}$ and CId_{MP} greatly depend on discount rates. Nevertheless, their net present discount values remain positive even at a discount rate of 10%. The difference in $NVAd_{MP}$ between the two scenarios is reduced with higher discount rates. However, the unsustainable scenario is more advantageous in that it gives a better CId_{MP} (Table 12).

It is also evident that these two indicators are very sensitive to cork price. Sustainable management holds an advantage by using half of the cork price in the net value added, but this causes a greater difference in CId_{MP} between the two scenarios (-1.567 TND/ha). This difference turns out to be positive with an increase of 50% in cork price (+646 TND/ha).

Sensitivity to grazing resource imputed values is clearly indicated. Comparing capital income values, an advantage in the sustainable management scenario can be seen (+299 TND/ha) when imputed values to grazing resources are reduced by 50%. By contrast, the unsustainable scenario becomes very profitable (+1.220 TND/ha) when grazing resource consumption and its price are increased by 50%.

3.2. COMPARISON OF INCOMES BETWEEN STEADY STATE CORK OAK WOODLANDS AND SHRUBLANDS

3.2.1. Total forest output

Total forestry output has a value of 466 TND/ha under the steady state situation. Its components are: stripped cork (40,4%), forest improvement (32,7%), firewood (8,7%), grazed resources and acorn production (10,4%), aromatic plants, honey and mushrooms (7,7%) and hunting (0,1%) (Table 13). The value of hunting in Ain Snoussi is very low because it is quite far from the tourist region (Ain Draham) and therefore rarely visited by hunters.

Shrubland total output, on the other hand, is only 110 TND/ha (Table 7). Grazing resources (61%), aromatic plants, honey and mushrooms (33%), and fuelwood (4%) are the main components. This comparison clearly shows that investment in the cork oak forest sector creates higher final output levels than keeping up shrubland as a permanent land use in the study case area.

3.2.2. Total external intermediate and fixed consumption costs

The costs of raw materials and services are fairly low for cork oak silviculture and cork

stripping. Most of the work is carried out by employees labour; machines are rarely used because of the high slopes. Production in progress used constitutes the main component (92%) of the intermediate consumption cost at 160,5 TND/ha, and a higher value is allocated to cork stripping (Table 14). For shrublands, consumption expenditures are extremely low at only 1,6 TND/ha (Table 7).

3.2.3. Self-employed and employee labour costs

For cork oak, employees labour constitutes one of the main cost components with a total value of 87 TND/ha. This component is important for different silvicultural treatments, cork stripping, and collection of other forest products. This value is high compared to that of shrubland, estimated at 17 TND/ha (tables 7 and 15). The self-employed labour cost is quite similar for both scenarios with a small difference in favour of shrubland due to the consumption of grazing resources.

3.2.4. Net value added at market prices and its distribution

The cork oak in steady state situation gives a total income of 279 TND/ha (Table 14), more than twice the amount provided by shrublands at 108 TND/ha (Table 15). Despite the low contribution of grazing resources (13%), sustainable management of cork oaks gives a high NVA_{MP} where the contribution of silvicultural treatments is 48%, that of cork stripping is 20%, and other forest production is 19% (Table 14).

3.2.5. Capital income at market prices and its distribution

The advantage of cork oak woodland is also demonstrated with a high CI_{MP} value of 157 TND/ha (Table 14), while that of shrublands amounts to only 71 TND/ha (Table 15). Despite negative CI_{MP} values obtained for several silviculture treatments (fencing and regeneration felling, pruning and thinning, final and sanitary felling, shrub clearing), cork natural growth contributes with an important share of CI_{MP} at 118 TND/ha, constituting the main CI_{mp} component. Counterparty, grazing resources make up the main component (94%) of CI_{MP} for shrublands.

4. DISCUSSION

The Ain Snoussi forest CBA was carried out based on real or simulated exchange values, including those of grazing resources and families self-employment.

Woodland non-market incomes have rarely been measured in the framework of a national account. Even in relation to timber forests, the measurement of non-timber forest products (NTFP) has not been developed enough. "As a general observation, forest accounts have most often measured the physical quantities and output value of NTFP, but have not always calculated the value added component of these products and have rarely considered the rent or *in situ* value. For the harvest of NTFP, household labour is often the main input and the distinction between total value added and *in situ* [resource] value is highly sensitive to the assumptions made about the opportunity cost of labour. Chomitz and Kumari (1996, p. 22) report studies where the *in situ* [resource] value is close to zero" (Lange, 2004, p. 82).

Family labour may be seen as "the economic value of the alternative use of a person's time" (Lange, 2004, p. 83). However, the Ain Snoussi objective for self-employed income estimation confirms that families in a subsistence economy can accept low economic returns for time spent on their own without labour market salary rates, even when the *in situ* resource value for grazing resources is assumed to be zero. The application of the imputed market salary rate in Ain Snoussi for own account activities yielded inconsistent results and could not explain the economic rationality of the family to continue those forest activities.

It is common "to value forest products at the cost of replacing them with close substitutes. For example, grazing of livestock may be valued at the market cost of purchasing an equivalent amount of fodder or renting grazing land" (Lange, 2004, p. 83). This criterion is not compatible with the national accounting exchange price rule. In Ain Snoussi, an exchange value could not be found for grazing resource forage units. The low livestock family income at zero grazing resource value confirms the results of the Chomitz and Kumari studies dealing with *in situ* resource rents which could be nothing.

Conservation values, such as the role of cork oak forests and shrublands in capturing water resources, reducing soil erosion, decreasing dam silting, sequestration of carbon, and conservation of biodiversity have been omitted in this study. For their inclusion, quantifications would have to be made regarding the impact of the cork oak forest and shrubs on water resources, land erosion reduction, etc., for a complete application of extended cost-benefit analysis for the two scenarios. The emergence of the carbon market could help improve the economic indicators that depend on carbon quantity and price. Recent studies conducted at Ain Snoussi showed that the quantity of carbon fixed by the cork oak forest (3,6 t/ha/year) is much higher than that fixed by shrubs (0,1 t/ha/year (Sebai *et al.*, 2005). However, the importance of considering carbon sequestration and other environmental services (such as those previously mentioned) on sustainable and unsustainable cork oak managements economic results may not be *a priori* known, making it even more necessary to extend the cost-benefit analysis application to other forest benefits and costs. These objectives could constitute a long-term research program for a public scientific institution.

All in all, cork oak forest conservation will likely have local and global environmental benefits, but also causes local income losses, especially for livestock keepers. The whole international community is concerned with environmental services. Participation of NGOs and international cooperation for securing investments is necessary (Campos, 2003) to promote cork oak plantations and increase their important role in meeting people's needs and in nature conservation.

5. CONCLUSION

High levels of net value added as well as of capital income have been shown under the sustainable cork oak scenario. These levels cannot be attained from shrublands, the end stage of ageing forests. In addition, benefits to the local population from forest employment in silvicultural operations and cork stripping are more significant by regenerating trees.

The Government can profit from a sustainable cork oak management that results in a high net value added and greater capital income in the area. However, local families are subjected to high losses due to limitations in grazing resource access. In fact, these resources represent the main direct use value for local families (Daly and Ben Mansoura, 2005). To compensate, the State forest owner should pay a cost to insure a sustainable management of cork oak forests.

An improved productivity of croplands and shrublands is likely to contribute to the maintenance of livestock herds along with pastures since both land uses alleviate the grazing pressure to which neighbouring cork oak forests are subjected. Also, introducing alternative activities such as milk and cheese production can result a greater income for locals.

This work focuses on goods and services controlled by different types of economic agents that profit from different controlled cork oak forest resources. On one hand,

these results offer an incomplete overview of the social benefits of cork oak sustainable management, especially in relation to its environmental benefits. On the other hand, the work gives insight to the income losses that local families may incur if cork oak natural regeneration treatments and restrictions are applied, suggesting that some mechanism for compensating livestock keepers' income losses should be taken into account in order to insure both a sustainable management of cork oak forests and the financial security of the local population.

REFERENCES

ANDERSON, T. L.; Mc CHESNEY, F. S. (2003): *Property rights. Cooperation, conflict and law*, Princenton, Pricenton University Press.

CAMPOS, P. (1999): "Hacia la medición de la renta de bienestar del uso múltiple de un bosque, *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 2, pp. 407-422.

CAMPOS, P.; MARTÍN, D.; MONTERO, G. (2003): "Economías de la regeneración natural y de la reforestación del alcornocal", in PULIDO F. J.; CAMPOS P.; MONTERO G. (eds.), *La gestión forestal de las dehesas*, Badajoz, Junta de Extremadura, pp. 107-164.

CAMPOS, P. (2004): "Towards a sustainable global economy for Mediterranean agro-forestry systems", in SCHNABEL, S.; GONçALVES, A. (eds.), *Advances in GeoEcology 37. Sustainability of Agro-silvo-pastoral Systems –Dehesas, Montados–*, Reiskirchen, Catena, pp. 13-28.

CAMPOS, P.; OVANDO, P.; CAPARRÓS, A.; LÓPEZ, E.; MONTERO, G. (2005): "Economía privada de un alcornocal mixto de Las Gavarras: Estudio piloto de Can de Vilallonga", *International Congress on Cork Plantations, Factories and Traders. The Past, Present and Future of the Cork Business*, Palafrugell (Girona, Spain).

Campos, P.; Caparrós, A. (2006): "Social and private total Hicksian Income of multiple use of forest in Spain", *Ecological Economics*, (In press).

Caparrós, A.; Campos, P.; Montero, G. (2003): "An Operative Framework for Total Hicksian Income Measurement: Application to a Multiple Use Forest", *Environmental and Resources Economics*, 26, pp. 173-198.

Chaar, H.; Stiti, B.; Montero, G.; khaldi, A. (2005): "Production and silviculture of forests", *International Congress on Cork Plantations, Factories and Traders. The Past, Present and Future of the Cork Business*, Palafrugell (Girona, Spain).

Chebil, A.; Campos, P.; Daly-Hassen, H.; Ovando, P. (2005): "The total commercial income from cork oak agro-forestry system in the region of Ain Snoussi, Tunisia", *International Congress on Cork Plantations, Factories and Traders. The Past, Present and Future of the Cork Business*, Palafrugell (Girona, Spain).

Chomitz, K.; Kumari, K. (1966): "The domestic benefits of tropical forests", *Policy research*, Washington D. C., World Bank, (Working Paper, 1601).

Daly-Hassen, H.; Ben Mansoura, A. (2005): "Tunisia", in MERLO, M.; CROITORU, L. (eds), *Valuing Mediterranean forests. Towards the Total Economic Value*, Wallingford, CABI.

DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS (DGF) (1995) : *Résultats du premier inventaire pastoral national en Tunisie*, Tunis, Ministère de l'Agriculture.

DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS (DGF) (1998): *Analyse du bilan du bois d'énergie et identification d'un plan d'action*, Tunis, Ministère de l'Agriculture.

DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS (DGF) (2002): *Étude sur les indicateurs de gestion durable des forêts en Tunisie*, Tunis, Ministère de l'Agriculture.

DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS (DGF) (2005): *Evolution des incendies de forêts, (statistiques annuelles, format Tableur)*, Tunis, Ministère de l'Agriculture.

Lange, G. M. (2004): *Manual for environmental and economic accounts for forestry: a tool for cross-sectoral policy analysis*. Rome, FAO, (Working Paper).

Ministry of Agriculture (2003): *Rapport d'activité*, année 2002, Tunis, Régie d'Exploitation Forestière.

Nsibi, R. (2005): *Sénescence et rajeunissement des suberaies du Nord Ouest de la Tunisie avec approche écologique et biotechnologique*, Tunis, Faculté de Sciences de Tunis.

RodrÍGuez, Y. (2005): *Análisis de la racionalidad económica en explotaciones familiares sin tierra. Una aplicación a la actividad caprina extensiva en las comarcas de Monfragüe y la Vera (Cáceres)*, Madrid, Universidad Complutense de Madrid, (PhD Thesis).

Samuelson, P. A. (1976): "Economics of forestry in an evolving society", *Economic Inquiry*, XIV, 4, pp. 466-492.

Sebei, H.; Chaar, H.; Stiti, B.; Montero, G. (2005): "Evaluation of aboveground biomasses of cork oak (*Quercus suber*) and shrubs at Ain Snoussi, Tunisia", *International Congress on Cork Plantations, Factories and Traders. The Past, Present and Future of the Cork Business*, Palafrugell (Girona, Spain).

TABLES

TABLE 1. Physical indicators used under the two management scenarios

Type of management scenario	Sustainable	Unsustainable
Initial State	Planted cork oak forest Age : 139 years	
Type of cycle First cycle Second and subsequent cycles	 Natural regeneration Natural regeneration	 Ageing forest in depletion Shrubs
Duration of cycle (years) First cycle Second and subsequent cycles	 144 144	 180 1
Age at first cork stripping First cycle Second and subsequent cycles	 1 1	 1 –
Age of trees at final cut (years) First cycle Second and subsequent cycles	 181 181	 319
Number of cycles for stripping cork (time turnover : 12 years) First cycle Second and subsequent cycles	 12 12	 16
Average of annual cork production for a single cycle (kg/ha/year) First cycle Second and subsequent cycles	 234 243	 79 -
Grazing resources Forage units (FU)/ha	 422	 642
Period of grazing restriction (years)	14	-

SOURCE: Calculations based on data provided by Chaar *et al.* (2005).

TABLE 2. Cork oak forest production in the second and subsequent cycles under a sustainable management scenario at Ain Snoussi (values per ha)

Year Tn-1	Year Tn	Class	Firewood from cork*	Cork stripping		Grazing resources	Acorns	Labor**
				Virgin cork	Reproduction cork			
			m3	kg	kg	FU	kg	day
	1	Fencing and other management activities						73
145	1	Ninth cork stripping		887	2,657			112
145	1	Regeneration felling	103.5					124
	2-14	Fencing maintenance and surveillance						16
157	13	Tenth stripping	2.2	486	1,414			63
159	15	Open to grazing				422		4
164	20	Acorn gathering						4
	25	First thinning	63.1					76
169	25	Eleventh cork stripping		479	1,424			60
	25	First formation pruning						0
181	37	Twelfth cork stripping		466	1,433			60
181	37	Final felling	150.2					180
	49	First cork stripping		1,185				37
	49	Second thinning	100.4					120
	49	Second pruning						0
	61	Second stripping	1.2	1,266	1,553			91

Year Tn-1	Year Tn	Class	Firewood from cork*	Cork stripping		Grazing resources	Acorns	Labor**
				Virgin cork	Reproduction cork			
			m3	kg	kg	FU	kg	day
	73	Third cork stripping		839	3,116			125
	73	Third thinning	62.1					75
	85	Fourth cork stripping	1.4	594	2,920			30
	97	Fifth cork stripping		668	3,387			128
	97	Fourth thinning	70.3					84
	109	Sixth cork stripping	1.2	509	2,562			99
	121	Seventh stripping		626	2,854			110
	121	Fifth thinning	27.1					33
	133	Eighth stripping	3.3	766	2,599			110
		Firewall cleaning (each 10 years)						1.4
Total			585.9	8,771	25,919	54,860	14,706	2518
Annual average			4.1	60.9	180.0	422	102	17.5

* Not including firewood from shrubs: 0.56 m3/ha/year (Sebei et al., 2005)
** Not including self-employed labour: 6 days/ha and year for honey production and fuelwood collection. One day corresponds to 6 hours of work.

SOURCE: Calculations based on data provided by Chaar *et al.* (2005).

TABLE 3. Cork oak forest production in the first cycle under an unsustainable management scenario at Ain Snoussi (values per ha)

Year Tn-1	Year Tn	Class	Firewood from cork*	Cork stripping		Grazing resources	Acorns	Labor**
				Virgin cork	Reproduction cork			
			m3	kg	kg	FU	kg	day
139	1	First cork stripping	6.8	331	2,030			80
151	13	Second cork stripping	7.7	300	1,824			75
163	25	Third cork stripping	7.6	281	1,683			70
175	37	Fourth cork stripping	9.6	286	1,551			69
187	49	Fifth stripping	12.8	267	1,359			67
199	61	Sixth cork stripping	16.1	221	1,075	641.9		62
211	73	Seventh cork stripping	13.4	170	833			51
223	85	Eighth cork stripping	12.4	125	617			43
235	97	Ninth cork stripping	10.9	82	407			35
247	109	Tenth cork stripping	7.6	55	277			27
259	121	Eleventh cork stripping	6.0	32	160			21
271	133	Twelfth cork stripping	4.0	18	91			17
283	145	Thirteenth cork stripping	2.6	13	64			15
295	157	Fourteenth cork stripping	0.9	7	33			12
307	169	Fifteenth cork stripping	1.0	4	18			11
319	181	Sixteenth cork stripping	1.1	4	19			12
Total			125.8	2,194	12,042	116,184	14,538	2,310
Annual average			0.7	12.2	66.9	641.9	80.7	12.8

* Not including firewood from shrubs: 0.56 m3/ha/year (Sebei et al., 2005)
** Not including self-employed labour: 6 days/ha and year for honey production and fuelwood collection. One day corresponds to 6 hours of work.

SOURCE: Calculations based on data provided by Chaar *et al.* (2005).

TABLE 4. Main expenditures and revenues under the sustainable management scenario. Data for the first natural regeneration cycle (current tnd/ha, year 2002)

Year		Class	Expenditures (E)				Revenues (R)		
			Labour costs (LC)		Consumption expenditures (CE)	Total (E)	Sales (S)	Self consumption (FOSC)	Total (R)
Tn-1	Tn		Employees (EL)	Self-employment (SEL)					
	1	Fencing and shrub clearing	308			308			
139	1	Ninth cork stripping	485	16.7	92	594	2,613	15	2,628
139	1	Regeneration felling	435		48	483	886		886
151	13	Tenth stripping	272	14.0	52	338	1,426	15	1,441
153	15	Open to grazing and acorns collection		16.7		17		61	61
163	25	First thinning	360	16.7	37	414	675	65	740
163	25	Eleventh cork stripping	243		46	289	1,280		128
163	25	First formation pruning	180		243	423			0
175	37	Twelfth cork stripping	223	16.7	42	282	1,183	62	1,245
175	37	Final felling	601		67	668	1,224		1,224
	49	First cork stripping	176	16.7	34	227	201	70	271
	49	Second thinning	456		51	507	927		927
	49	Second pruning	180	16.7	20	37			0
	61	Second stripping	419	16.7	80	516	1,752	84	1,836
	73	Third cork stripping	588	16.7	112	717	3,226	76	3,302
	73	Third thinning	281		31	312	573		573
	85	Fourth cork stripping	523	16.7	100	640	2,991	76	3,067
	97	Fifth cork stripping	603	16.7	115	735	3,466	70	3,536
	97	Fourth thinning	319		35	345	649		649
	109	Sixth cork stripping	457	16.7	87	561	2,623	70	2,693
	121	Seventh stripping	518	16.7	99	634	2,931	68	2,999
	121	Fifth thinning	123		14	137	250		250
	133	Eighth stripping	501	16.7	95	613	2,702	68	2,770
Total			12,064	2,372	1,889	16,324	34,668	9,583	44,251

SOURCE: Calculations based on data provided by Chaar *et al.* (2005).

TABLE 5. Main expenditures and revenues under the sustainable management scenario for cork oak woodlands. Data for the second and successive natural regeneration cycle (current tnd /ha for the year 2002)

Year		Class	Expenditures (E)				Revenues (R)		
			Labour costs (LC)		Consumption expenditures (CE)	Total (E)	Sales (S)	Self consumption (FOSC)	Total (R)
Tn-1	Tn		Waged employment (EL)	Self-employment (SEL)					
	1	Fencing	80		320	400			
145	1	Ninth cork stripping	527	16.7	100	644	2,781	18	2,799
145	1	Regeneration felling	469		52	521	955		955
157	13	Tenth stripping	283	16.7	54	354	1,482	18	1,500
159	15	Open to grazing		16.7		17		61	61
164	20	Acorn gathering		16.7		17		69	69
169	25	First thinning	360	16.7	40	417	583	65	648
169	25	Eleventh cork stripping	283		46	329	1,491		1,491
169	25	First formation pruning	180		20	200			0
181	37	Twelfth cork stripping	282	16.7	54	353	1,497	62	1,559
181	37	Final felling	681		76	757	1,386		1,386
	49	First cork stripping	176	16.7	34	227	201	70	271
	49	Second thinning	456		51	507	927		927
	49	Second pruning	180	16.7	20	37			0
	61	Second stripping	419	16.7	80	516	1,752	84	1,836
	73	Third cork stripping	588	16.7	112	717	3,226	76	3,302
	73	Third thinning	281		31	312	573		573
	85	Fourth cork stripping	523	16.7	100	640	2,991	76	3,067
	97	Fifth cork stripping	603	16.7	115	735	3,466	70	3,536
	97	Fourth thinning	310		35	345	649		649
	109	Sixth cork stripping	457	16.7	87	561	2,623	70	2693
	121	Seventh stripping	518	16.7	99	634	2,931	68	2,999
	121	Fifth thinning	123		14	137	250		250
	133	Eighth stripping	501	16.7	95	613	2,702	68	2,770
Total			12,523	2,411	1,923	16,857	35,801	9,622	45,423

SOURCE: Calculations based on data provided by Chaar *et al.* (2005).

TABLE 6. Main expenditures and revenues under the unsustainable management scenario. Data for ageing cork oak woodlands (current tnd /ha for the year 2002)

Year		Class	Expenditures (E)				Revenues (R)		
			Labour costs (LC)		Consumption expenditures (CE)	Total (E)	Sales (S)	Self consumption (FOSC)	Total (R)
Tn-1	Tn		Waged employment (EL)	Self-employment (SEL)					
139	1	First cork stripping	405	17	72	493	2,152	88	2,240
151	13	Second stripping	373	17	66	456	1,951	88	2,039
163	25	Third cork stripping	349	17	61	427	1,806	87	1,893
175	37	Fourth cork stripping	339	17	58	414	1,695	87	1,782
187	49	Fifth cork stripping	322	17	54	393	1,531	87	1,618
199	61	Sixth cork stripping	288	17	46	351	1,273	86	1,359
211	73	Seventh stripping	232	17	37	286	1,000	85	1,085
223	85	Eighth stripping	189	17	29	235	769	84	853
235	97	Ninth cork stripping	144	17	21	182	540	84	624
247	109	Tenth stripping	106	17	15	138	376	83	459
259	121	Eleventh cork stripping	78	17	10	105	242	82	324
271	133	Twelfth cork stripping	57	17	7	80	153	81	234
283	145	Thirteenth cork stripping	46	17	5	67	112	80	192
295	157	Fourteenth cork stripping	33	17	3	52	66	79	145
307	169	Fifteenth cork stripping	29	17	3	49	50	78	128
319	181	Sixteenth cork stripping	30	17	3	50	52	77	129
Total			6,682	2,930	762	10,374	17,525	14,944	32,469

SOURCE: Calculations based on data provided by Chaar *et al.* (2005).

TABLE 7. Costs and benefits of shrubs in Ain Snoussi (current tnd /ha, year 2002)

Year	Class	Expenditures (E)				Revenues (R)		
		Labour costs (LC)		Consumption expenditures (CE)	Total (E)	Sales (S)	Self consumption (FOSC)	Total (R)
Tn		Employees (EL)	Self-employment (SEL)					
1	Shrubs	17.2	19.6	1.6	38.4	22.8	87.0	109.8

SOURCE: Calculations based on data provided by Sebei *et al.* (2005).

TABLE 8. Comparison of present discounted values between sustainable and unsustainable management scenarios (2002 tnd / ha) (Discount rate: 2%)

Class	Sustainable	Unsustainable	Gain / Loss
NVAdMP	14,473	12,265	2,208
NVAdMP cork	8,577	6,475	2,102
NVAdMP wood	2,699	500	2,199
ELd	5,206	2,495	2,711
SELd	819	858	-39
CIdmp	8,449	8,912	-463
CIdmp cork	6,847	5,329	1,518
CIdmp wood	1,462	275	1,187
Grazing resources value	1,441	2,960	- 1,519
Net transfers (NT)	- 223	- 170	-53
CIdFC	8,226	8,742	-516

TABLE 9. Comparison of NVADMP between sustainable and unsustainable management (2002 tnd / ha) (Discount rate: 2%)

Class	Sustainable	Unsustainable	Gain / Loss
Government	10,991	7,112	3,879
Family	2,817	4,274	-1,457
Enterprises	665	879	-214

TABLE 10. Comparison of CIDMP between sustainable and unsustainable management (2002 tnd / ha) (Discount rate: 2%)

Class	Sustainable	Unsustainable	Gain / Loss
Government	6,373	5,392	981
Family	1,999	3,416	-1,417
Enterprises	77	104	-27

TABLE 11. Comparison of CIDFC between sustainable and unsustainable management (2002 tnd / ha) (Discount rate: 2%)

Class	Sustainable	Unsustainable	Gain/loss
Government	6,150	5,222	928
Family	1,999	3,416	-1,417
Enterprises	77	104	-27

TABLE 12. Sensitivity of NVADMP and CIDMP to discount rates (2002 tnd / ha)

Class	Rate	Sustainable	Unsustainable	Gain/loss
NVA	2%	14,473	12,265	2,208
	3%	9,755	9,229	526
	5%	6,301	6,421	-120
	10%	4,140	4,087	53
CImp	2%	8,449	8,912	-463
	3%	5,392	6,800	- 1408
	5%	3,252	4,802	-1,550
	10%	2,054	3,110	- 1056

TABLE 13. Total forest output per ha of a cork oak forest under steady state at Ain Snoussi (2002 prices)

Class	Unit	Quantity	Unitary price (TND/unit)	Value (TND/year)	Percentage
Forest improvement	ha	1.0	-	152.6	32.7%
Firewood from cork oak trees	m3	4.1	9.2	37.6	8.1%
Firewood from shrubs	m3	0.56	5	2.8	0.6%
Stripped cork		240.9	-	188.5	40.4%
Virgin cork	kg	60.9	0.17	10.3	2.2%
Reproduction cork	kg	180.0	0.99	178.2	38.2%
Grazed resources	FU	381	0.09	34.3	7.4%
Hunting income	ha	1.0	0.27	0.3	0.1%
Acorns	kg	175	0.08	14.2	3.0%
Aromatic plants, honey and mushrooms	ha	1.0	35.9	35.9	7.7%
Total output	ha	1.0	-	466.2	100%

TABLE 14. Production account of cork oak forest under steady state in Ain Snoussi (2002 tnd/ha)

Class	Forestry					
	Fencing and regeneration felling	Formation pruning and thinning	Final and sanitary felling	Shrub clearing	Cork growth	Total forestry
1. Total output (TO)	18.3	27.2	20.2	9.5	117.9	193.0
1.1 Intermediate output (IO : GNGU)	3.0	0.2	0.2		10.9	14.3
1.2 Final output (FO)	15.3	27.0	20.0	9.5	107.0	178.7
1.2.1 Internal investment (IFO)	12.3	19.0	6.8	6.7		44.8
1.2.2 Final sales (SFO)	3.0	4.8	8.4			16.2
1.2.3 Existing final output (EFO:GNGNU)	0	3.2	4.8		107.0	114.9
1.2.4 Other final output (OFO)				2.8		2.8
2. Total cost (TC)	26.0	40.5	21.1	16.2		103.8
2.1 Intermediate consumption (IC)	5.6	6.5	8.9	0.8		21.8
2.1.1 Raw materials (RM)	2.1	0.5	0.2	0.2		3.0
2.1.2 Services (SS)	0.5	1.2	0.4	0.5		2.6
2.1.3 Production in progress used (PPU)	3.0	4.8	8.4			16.2
2.2 Labour Cost (ELC)	8.1	15.0	5.4	8.7		37.2
2.2.1 Employees Labour Cost (ELC)	8.1	15.0	5.4	5.9		34.4
2.2.2 Self-employed Labour Cost (SELC)				2.8		2.8
2.4 Fixed capital consumption (FCC)	12.3	19.0	6.8	6.7		44.8
Net value added (NVAMP)	0.4	1.6	4.4	2.1	117.9	126.4
Capital income (CIMP)	-7.7	-13.4	-1.0	-6.7	117.9	89.2
Capital gains (PPR)		1.4	3.4		-117.9	-113.0
Total social income (TSI)	0.4	3	7.8	2.1	0	13.4

TABLE 15. Main economic indicators of shrublands at Ain Snoussi (2002 tnd/ha)

	Government	Family	Enterprises	Total
Net value added (NVAMP*)	5.5	85.5	17.3	108.3
Employees Labour Cost (EL)	2.0		15.2	17.2
Self-employed Labour Cost (SEL)		19.6		19.6
Capital income (CIMP)	3.5	66.0	2.0	71.5

* Capital income (PPR) is assumed to be zero.



Cork stripping	Other forest production	Grazing	Total
188.5	50.4	34.3	466.2
			14.3
188.5	50.4	34.3	451.9
			44.8
188.5	20.7		225.4
			114.9
	29.7	34.3	66.8
171.9	33.3		309.1
137.2	1.5		160.5
	0.5		3.5
6.1	1		9.7
131.2			147.4
34.7	31.8		103.7
34.7	17.8		86.9
	14.0		16.8
			44.8
51.3	48.9	34.3	260.8
16.6	17.1	34.3	157.1
131.2			18.2
182.5	48.9	34.3	279.0

Chapter 13
Economics of Multiple Use Cork Oak Woodlands: Two Case Studies of Agroforestry Systems

P. Campos[1]*, H. Daly-Hassen[2], P. Ovando[1], A. Chebil[2], and J.L. Oviedo[1,3]

Abstract Jerez (Spain) and Iteimia (Tunisia) cork oak agroforestry systems have close natural environments but they differ in land property rights, labour market and economic development contexts. These human induced differences result in similarities and dissimilarities on natural resources multiple use management. In this study we apply a simplified agroforestry accounting system (AAS) in two publicly owned cork oak agroforestry systems (COAS) for an average year, assuming steady state situation, without considering both environmental outputs (private and public) and government expenditures. The study objectives are to analyse the multiple Jerez and Iteimia agroforestry system activities intra-relationships taking into account intermediate outputs and to estimate a set of on-site cork oak agroforestry economic indicators related to single activity and the COAS as whole aggregated activities. In addition, in order to estimate separately the Iteimia open access grazing resource rent and the household's self-employed labour cost, we propose a simulated pricing approach trade-off as an alternative to close substitute goods pricing method. The study results show that Jerez generates a commercial capital income loss and employees receive competitive wage rate, while undertakes a significant investment on agroforestry natural resources conservation and improvements. Opposite to Jerez, Iteimia actual management offers a positive capital income and a high household self-employed labour income on hectare basis, mainly from livestock and, in a less extent, other agroforestry land uses carried out in the local subsistence-economy. The noteworthy dependence of Iteimia households on cork oak multiple use, with a current negative impact on that resources conservation, make household subsistence-economy highly sensitive to nature conservationist policies and measures.

Keywords Agroforestry accounting system, income, Jerez, Spain, Iteimia, Tunisia

[1] Institute of Public Goods and Policies of Spanish National Research Council (CSIC), Spain

[2] Tunisian Research Institute of Rural Engineering, Water and Forest (INRGREF), B.P. 10, 2080 Ariana, Tunisia

[3] FPI scholar at the centre of Forestry Research (CIFOR-INIA), Crta. La coruña km 7.5. 28040 Madrid, Spain

* Corresponding author: Albasanz, 26–28, 28037 Madrid, Spain
e-mail: pcampos@ieg.csic.es

A. Rigueiro-Rodríguez et al. (eds.), *Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects*.

© Springer Science + Business Media B.V. 2009

A. Rigueiro-Rodríguez, J. McAdam y M.R. Mosquera-Losada (Editores),
Series in Advances in Agroforestry 6. Springer, Dordrecht,

Introduction

Cork oak (*Quercus suber* L.) extends through the Mediterranean basin of Western Europe (Italy, France, Spain and Portugal) and North Africa (Tunisia, Algeria and Morocco), with an area of 2.3 million hectares (37% in Africa and 63% in Europe). Spanish cork oak woodlands cover almost 500×10^3 ha and most are privately owned, while Tunisia has 99×10^3 ha of cork oak forests which are publicly owned (DGF 2006).

Cork oak agroforestry system (COAS) conservation problems and economic issues can be better understood if the differences in socioeconomic development and institutional regimes across Mediterranean region are analysed. Thus, the distinction between the northern sub-region – south-western Europe – and the southern sub-region – North African countries – is useful (Scarascia-Mugnozza et al. 2000; Campos 2004).

Insufficient natural regeneration of cork oaks is commonplace in both European and African sites of the Mediterranean region (Torres and Montero 2000; Pulido and Díaz 2003; Stiti et al. 2004). As former authors state, this process might be a consequence of overgrazing, inappropriate silvicultural treatments, severe pruning, careless brush clearing and tree health problems. Grazing in European COAS is unrestricted, except in government subsidized plantations, and overgrazing has been accentuated in the last four decades by a drastic decrease in seasonal migration of herds (transhumance) and a rapid increase in cattle numbers (Campos 2004). In Maghreb COAS countries, degradation through over-pruning affects a large part of those forests (Ellatifi 2005) and overgrazing has led to "a total absence of natural regeneration of woodland" (FAO 2001).

The complex mosaic of land uses and vegetations patches of COAS reflects the ways in which human influence has shaped the natural endowment of resources. Traditionally, two of the main commercial uses of COAS have been livestock grazing and cork stripping. Cereal and pulse crops usually occupy a small share of COASs surface. Wood use for energy is still of key importance in the rural homes of the Maghreb, particularly brushwood fuel, while there are many other non-timber goods gathered by rural populations. On the northern side of COAS, there is growing importance of woodland environmental services used by private landowners (Campos and Caparrós 2006), as well as the significance of the services the oak ecosystem delivers to the public on both sides of the Mediterranean basin.

The shortcomings of the economic system whereby agriculture and forestry resources are registered nationally (Eurostat 2000; Campos et al. 2005a) and the lack of statistical data leads to incomplete estimations of commercial incomes at farm and national levels (Campos and Caparrós 2006; European Commission 2006). In the area of multiple land use, much economic data needs to be generated by the analyst for its specific purpose. These official statistical shortcomings on missing relevant agroforestry system market land outputs and costs could be offset by applying a more comprehensives agroforestry accounting system (AAS) pilot exercises. These would illustrate the operative feasibility of measuring total commercial

incomes objectively from multiple land uses. In this study we apply a simplified AAS in two publicly owned cork oak agroforestry systems (COAS) for an average year, assuming a steady state situation, without considering both environmental outputs (private and public) and government expenditures.

The study objectives are to measure multiple agroforestry system activities and intra-relationships (taking into account intermediate outputs), and to estimate a set of on-site cork oak agroforestry economic indicators related to single activity and the COAS as multiple aggregated activities.

Householder free-access grazing property rights and self-employment limit the options to value single grazing resource rent and self-employed compensation costs objectively. Therefore, to estimate separately the open access grazing resource rent and the household's self-employed labour cost we propose a simulated pricing approach trade-off as an alternative to the closed substitute goods pricing method. The household steady state private total commercial income is an objective residual measurement, except for intermediate outputs, and we make use of this simulated trade-off pricing approach to measure the single incomes from forestry, animal and cropping activities.

In this study a simplified AAS is applied to two cork oak woodlands case studies located in *Jerez* (Spain) and *Iteimia* (Tunisia), which exemplify the COAS multiple land use, economic trends, similarities and dissimilarities in the northern and southern sides of the Mediterranean basin. Ignoring unique characteristics of the areas – and most COAS have some unique features – those case studies are not statistically representative. They do, however, illustrate how property rights, labour market and local socioeconomic conditions generate notable differences in respect to the type and the amount of commercial benefits produced by those ecosystems and their distribution within the economic agents that profit from COAS natural resources use.

Materials and Methods

Jerez and Iteimia Cork Oak Agroforestry System Case Studies Description

In Spain, the case study was carried out in *Montes de Propios* estate of *Jerez de la Frontera* (south-west of Spain).[1] In Tunisia, the study was conducted in *Iteimia* (north-west of Tunisia).[2] The area of the Jerez and Iteimia COASs are 7,035 and 634 ha, respectively (Campos et al. 2005b; Chebil et al. in press).

[1] Jerez COAS is located inside *Alcornocales* Natural Park (ANP). ANP has 1,677 km^2 where private landowners own 75% of the area (BOJA 2004).

[2] Iteimia COAS is located inside *Ain Snoussi* region (AS), with an area of 32.3 km^2, under public ownership regime.

Jerez and Iteimia COASs have similar natural environments, but huge dissimilarities in institutional and economic contexts. Both are mountainous areas with an altitude range between 200–650 m in Jerez and 400–642 m in Iteimia, as well as, both have a humid Mediterranean climate with an annual average rainfall of 882 mm (period 1994–2002) and 1,006 mm (period 1999–2002), respectively.

In Jerez the forest area is dominated by cork-oak. Other forest species are Andalusian oak (*Quercus canariensis* Willd.) and wild olive (*Olea europaea* L. var. sylvestris Brot). Cork oak is the only forest species in Iteimia. A forest inventory of Jerez in 1976 showed a density of 149 trees per hectare of wooded land[3] with 67 cork oaks, 34 Andalusian oaks, 41 wild olive and 7 other species different from pines (Campos and Salgado 1987). In Iteimia the average cork oak trees' density increases to 583 trees per hectare on wooded land (Stiti et al. 2004). In both areas, the main brush species are the mastic tree (*Pistacia lentiscus* L.), myrtle (*Myrtus communis* L.) and strawberry tree (*Arbutus unedo* L.). Red deer (*Cervus elaphus hispanicus Erxleben* 1777) and roe deer (*Capreolus capreolus* L.) are the main species hunted for game in Jerez, and wild boar (*Sus scrofa* L.) and hare (*Lepus* sp.) in Iteimia.

More than two thirds of the total Jerez area is made up of pure and mixed stands of cork oaks and by pure stands of cork oak in Iteimia (Fig. 13.1). There is less cropland in Jerez than in Iteimia. In the latter, this consists of subsistence crops over small treeless parcels inside the forestland. In Iteimia, shrub biomass is used for fodder, firewood, charcoal and shelter. Hence, subsistence-economy in Iteimia reduces the cork oak woodland under-storey to a minimum. On the other hand, standing brush biomass is increasing in Jerez as a consequence of lower grazing pressures and lack of fuel wood uses.

Jerez is a public property which belongs to the Jerez municipality, where the owner holds the right to exclude other users from the resources of *Montes de Propios* estate, including public entry. The land ownership of Iteimia belongs to the Tunisian State, but local inhabitants have specific use rights. The Tunisian State is engaged in the forestry management operations from which it gets commercial benefits, mainly from cork, firewood, mushrooms, myrtle and hunting rent. Tunisian Forest law maintains livestock grazing among the list of usage rights that can be freely practiced by the local population (Ben-Mansoura et al. 2001). Households-subsistence economy in Iteimia generates diverse uses of woody vegetation other than cork stripping (opposite of Jerez[4]) the self-consumption of different tradable goods and services provided by the COAS being highly relevant.

The socioeconomic contexts of Jerez and Iteimia diverge substantially in the case of labour market regulation. The Jerez work force is regulated in a competitive labour market and all positions are for permanent or temporary employees. Iteimia

[3] Trees were counted as greater than 10 cm diameter.

[4] The ANP private landowners may incur an opportunity cost for ensuring environmental private amenities self-consumption (Campos and Caparrós 2006). However, in the case of Jerez the nature of public landownership impedes the realization of private environmental self-consumption.

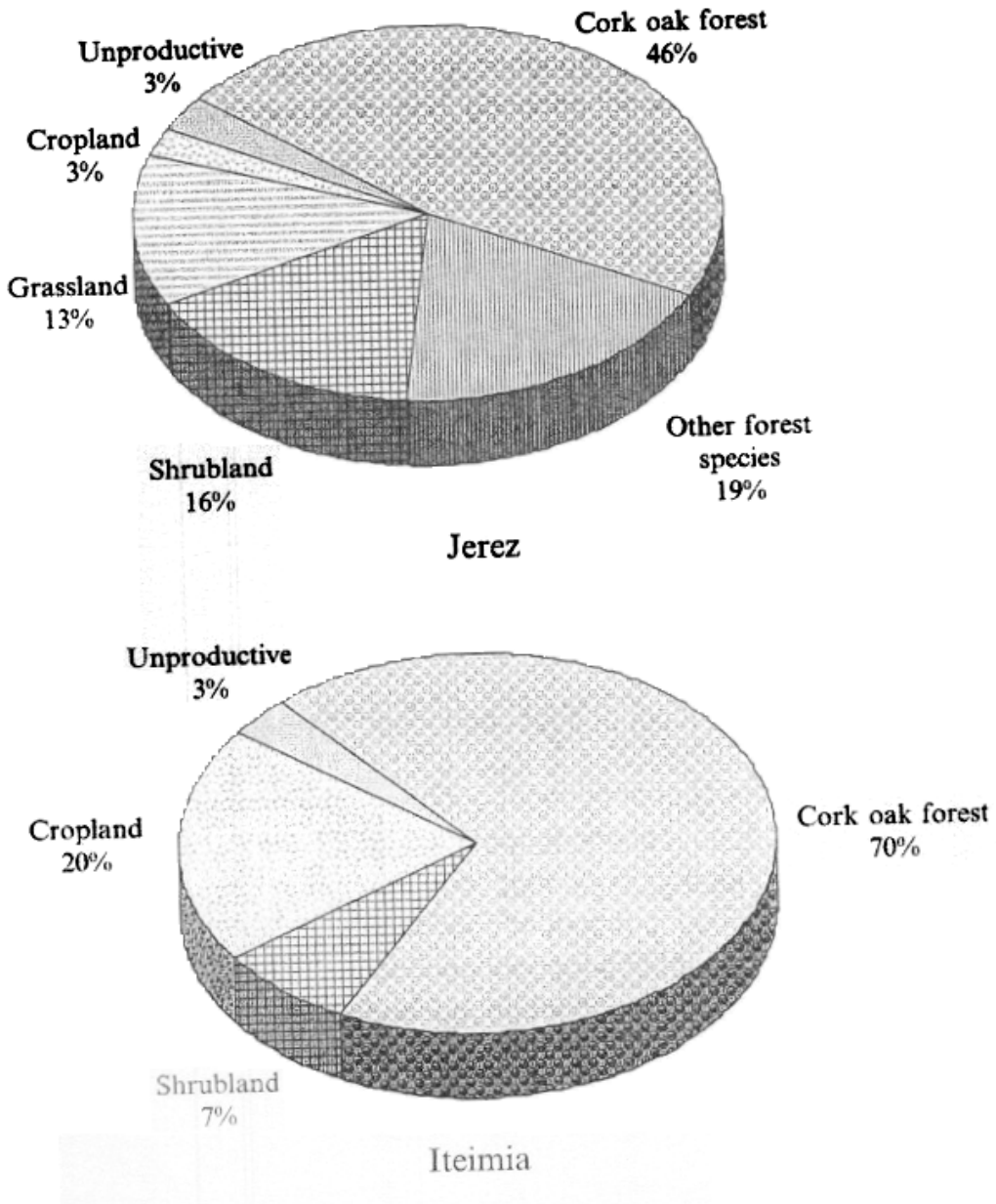


Fig. 13.1 Cork oak agroforestry land uses for Jerez and Iteimia

has weak labour **market** regulation and most of the operations, except cork stripping and tree thinning, are performed by family workers on their own account (self-employed). In Jerez, because the whole labour force is made up of employees, the economic risk is only borne by the Jerez Municipality. In Iteimia, the economic risk is shared by both families and the Tunisian State. Moreover, both cases differ considerably in the working time devoted to agroforestry-based activities. In Iteimia, households spent (in this case self-employed) 532 hours per hectare and year[5] in

2002 whilst in Jerez, employees worked an average of 19 hours per hectare and year between 1994 and 2002.

Management criteria in Jerez are concentrated on nature conservation and social guidance, which generates a relatively high demand for permanent and temporary employment. This management operates on the basis of financial transfers from Jerez municipality, Andalusia government, Spanish government and the European Union.

Management criteria in Iteimia are geared to avoiding negative annual cash-flow to the owner (Tunisian State) and developing subsistence-economies of local families on the basis of mitigating natural capital loss and improving livestock productivity by introducing exotic mix meat-milk cow races (*Schwitz* and *Tarentaise* races). Women and children play a major contribution to livestock rearing and crops. Households use the agroforestry natural resources with the aim of maximising the whole families' self-employed income in a context where alternative family employment opportunities in the area are low.

Income Indicators

Private Total and Capital Commercial Income

In our COASs case studies we have assumed a hypothetical forestry, livestock and crops steady state situation, which means that results do not reflect any year in particular, rather an average year at which it is supposed that the cork and crops yields, as well as herds, are in a stable situation. This steady state assumption makes it possible to estimate private single and total commercial income (TI) as the difference between a reduced number of private benefits and costs accrued from the management of those cork oak woodlands. Applying complete and simplified agroforestry accounting systems (AAS) give the same single and total incomes results (Appendix 1).

In terms of *benefits*, this study considers the intermediate outputs (IO), i.e. goods and services that are produced in the year and consumed in the same year in another activity on the estate, changes in stock (CS), sales (S) and self-consumption (SC) of both final outputs (derived from the production process) and fixed capital goods, and operating and capital subsidies net of taxes (ST). The costs that are considered for estimating total income figures are the intermediate consumption (IC) of raw materials (RM) and services (SS), and the gross investment in external fixed capital goods (FCie). This FCie matches the annual external fixed capital consumption

[5] The COAS continues to play a prominent socio-economic role for local household economy in the Iteimia area. In addition, families benefit from the employment outside the area where 25% of inhabitants are working in part-time or full-time jobs (Chebil et al. in press).

(FCC_e) in steady state if we value it at their current reposition cost (see Appendix 1). If net subsidies (ST) are included as a private benefit, total income at factor cost (TI_{fc}) is obtained. By contrast if those are omitted, total income at market prices (TI_{mp}) is assessed. Equations [1] and [2] display the benefits and costs considered in this study to measure cork oak woodlands incomes under the simplified AAS application (see Appendix 1):

$$TI_{mp} = IO + CS + S + SC - OC - FCie, \quad [1]$$

$$TI_{fc} = TI_{mp} + ST \quad [2]$$

If the agroforestry system activities were far from an unstable situation, equations [1] and [2] do not allow total income figures estimation. In that case, a more comprehensive complete AAS, as the one proposed by Campos et al. (2001) and Campos et al. (2008), is needed to embrace all outputs and costs derived from the agroforestry production process (see Appendix 1). It is worth mentioning that in the steady state applying the simplified AAS there is no need to consider the annual natural growth of work-in-progress since it physically equals the quantity of its extraction or consumption.[6]

In Jerez, red and roe deer herd populations are stable in numbers. However, they are not still stable in terms of the age class distribution (M. Girón, 2005, personal communication). Woodland is not in a stable situation too, since there are 62 ha recently planted growing young cork oak, carob and pines trees, which entails a yearly increase on Jerez woodland market value (Campos et al. 2001).

Considering that both hunting and forestry activities are not certainly in steady state, a residual value (called 'changes in stocks') is added to the Jerez benefits. This item captures the value differences on work-in-progress at the beginning and at the end of the accounting period.

On the other hand, we also are interested in the estimation and analysis of total income distribution among production factors. Thus, we focus on the income generation process and on the income distribution amongst woodland owners, households (in Iteimia) and employees.

Capital income (CI) indicates the income attributed to capital services as a production factor, when the owner of affected capital demands a potential benefit from capital investment. This CI indicator is significant for a private owner that uses the employee work force and puts low emphasis on household self-employment.

[6] Cork and wood growth and extraction are similar only in physical terms, but not in economic terms, since both are ongoing works that require more time than one accounting period (one year) to reach a state where they can be sold. Thus, their economic valuation is being affected by discounting issues (Campos et al. 2001). However, these omissions in steady state do not entail different results either if a complete or a simplified agroforestry accounting frameworks were to be applied.

Private capital income at factor cost (CI_{fc}) can be measured by subtracting the value of total labour costs (LC) from the private total income at factor cost (TI_{fc}):

$$CI_{fc} = TI_{fc} - LC \quad [3]$$

Total labour costs are compound by the employees' labour compensations (ELC) and the residual value estimated for household self-employed labour cost (SLC), the assessment criteria of which are detailed in the next sub-section.

Self-Employed Labour Costs Residual Value

It is controversial to assume a monetary marginal value to rural households' self-employed labour. The use of local employees wage rates for self-employed labour pricing (e.g. Mahapatra and Tewari 2005; Delang 2006) can frequently lead to a negative capital income result, which could denote – in presence of other employment opportunities – an irrational household economic behaviour. Local wage rates may not be an accurate proxy value of self-employed labour in a context where local market employment demands are extremely scarce.

Moreover, some authors suggest that farmers' subsistence economies are guided by their own rational rules for allocating their own productive factors, which are different from a capitalist firm's aim at profit maximisation (Schejtman 1980). Rural households may have diverse starting positions, opportunities and constraints as well as different objectives, ranging from meeting mere subsistence needs to accumulating wealth (Berzborn 2007).

Considering the limitations in using local marginal wage-rate as the opportunity cost of self-employed labour in a household subsistence farming rationality context, in this study we propose an alternative approach for estimating the self-employed labour costs. In the context of Iteimia, it is assumed that rural households intend to optimise the distribution of their own labour endowment among the diverse uses of their own land related activities in order to maximise their family total income. This objective implies that families seek to satisfy their own basic needs and to obtain resources for the reposition of production means consumed by the production process.

In this study, self-employed labour cost (SLC) is estimated as a residual value, which accounts for rural households' labour rewards, by using the following accounting identity (referring the H subscript to 'household agroforestry activities'):

$$SLC = IO_H + S_H + SC_H - EIC_H - OIC_H - FCie_H - ELC_H - T_G - GRR \quad [4]$$

EIC_H: households' intermediate consumption on external raw materials and services, OIC_H: the market value of intermediate consumption of own raw materials and services (except grazing resources) that are consumed in the same year by other agroforestry activities, ELC_H: employees' compensation paid by households and T_G: government taxes on products.

The grazing resource rent (GRR) reflects the estimated annual capital income value linked to the owners' right for using grazing resources for feeding controlled animals (livestock and game, the latter only in Jerez).

Valuation Criteria Applied to Jerez and Iteimia Good and Services

In Jerez, the stripped cork leaves the estate after industrial preparation (Campos et al. 2005b), being in Jerez an intermediate output. In Iteimia the cork is sold after it is stripped, and in this case is a final output.

Livestock activity in Jerez focuses on the breeding of selected herds of the pure cattle races, mainly the autochthonous red cow. Horses are also used for livestock management proposes. The grazing resource in Jerez is considered both as monte (this concept embrases the area covered by cork oak forest, shrubland and dry pastureland) and cropland intermediate outputs, attributed in proportion to the quantity of forage units that livestock and game graze at each land type. The mix pulse-cereal annual crops grown at Jerez are principally used in the form of supplementary feed (hay, straw and grains). In addition, there is a rent associated with big game, that comprises the sale of a few licences for red deer hunting (as a population control measure), venison sales and the rights for stand hunting of stags (adult male red deer) and bucks (adult male roe deer), mainly for hunting trophies (Table 13.1).

Households in Iteimia chiefly subsist on livestock rearing and the number of livestock species reared is more diverse than in Jerez, i.e. goats, cattle, sheep and

Table 13.1 Selected cork oak agroforestry commercial benefits for Jerez and Iteimia

		Jerez			*Iteimia*		
Class	Units	Quantity (ha^{-1})	Price (€ $unit^{-1}$)	Benefits value (€ ha^{-1} $year^{-1}$)	Quantity (ha^{-1})	Price (€ $unit^{-1}$)	Benefits value (€ ha^{-1} $year^{-1}$)
Cork stripping		108.1	1.0	107.6	164.9	0.4	65.2
Summer stripped cork	kg	*93.1*	*1.1*	*105.6*	*90.3*	*0.6*	*59.1*
Winter stripped cork	kg	*15.0*	*0.1*	*2.0*	*74.6*	*0.1*	*6.1*
Cork preparation		77.5	1.6	121.6			
Boiled cork	kg	*54.9*	*2.1*	*113.9*			
Raw cork	kg	*22.7*	*0.3*	*7.7*			
Firewood		41.0	0.1	2.3	688.3	0.01	7.1
From cork oak trees	kg	*31.0*	*0.1*	*1.6*	*315.0*	*0.01*	*4.3*
From shrubs	kg				*373.2*	*0.01*	*2.8*
Other firewood	kg	*9.9*	*0.1*	*0.7*			
Other forestry goods				5.2			16.3
Timber	m^3	*0.2*	*31.4*	*5.0*			
Heather bunches	Units	*0.2*	*1.2*	*0.2*			

(continued)

Table 13.1 (Continued)

		Jerez			*Iteimia*		
Class	Units	Quantity (ha^{-1})	Price (€ $unit^{-1}$)	Benefits value (€ ha^{-1} $year^{-1}$)	Quantity (ha^{-1})	Price (€ $unit^{-1}$)	Benefits value (€ ha^{-1} $year^{-1}$)
Charcoal	kg				*39.2*	*0.3*	*10.2*
Acorns collection	kg				*16.2*	*0.1*	*1.0*
Myrtle	T				*0.1*	*27.5*	*2.7*
Mushrooms	kg				*1.1*	*2.1*	*2.3*
Cattle				23.1			92.4
Calves sales	Units	*	*330.0*	*13.5*	*0.1*	*334.9*	*21.3*
Breeders sales and self-consumption	Units	*	*612.4*	*9.6*	*0.1*	*205.6*	*16.4*
Milk sales	l				*151.2*	*0.3*	*42.9*
Milk self-consumption	l				*36.5*	*0.3*	*10.4*
Others							*1.5*
Goats							45.3
Young goats sales	Units				*0.4*	*49.6*	*21.3*
Breeders self-consumption and sales	Units				*0.1*	*97.5*	*9.7*
Young goats self-consumption	Units				*	*49.3*	*0.4*
Milk self-consumption	l				*32.6*	*0.4*	*12.2*
Sheep							22.3
Lamb sales	Units				*0.2*	*69.6*	*12.4*
Breeders self-consumption and sales	Units				*	*113.2*	*5.4*
Milk self-consumption	l				*12.0*	*0.4*	*4.5*
Others							*0.3*
Game				2.9			0.2
Big game hunting rent	Licenses	*	*3,340.5*	*0.5*	*	*97.6*	*0.2*
Small game hunting rent	Licenses				*	*2.0*	*
Red deer meat	kg	*1.4*	*1.3*	*1.7*			
Red deer hunting	Stags	*	*775.9*	*0.1*			
Roe deer hunting	Bucks	*	*699.1*	*0.5*			
Crops				1.3			26.2
Cereals and pulse	kg	*0.3*	*1.0*	*0.3*			*12.8*
Cereal (forage)	kg				*29.4*	*0.2*	*6.2*
Hay and straw	kg	*0.16*	*6.0*	*1.0*	*112.0*	*0.1*	*7.3*

*Less or equal as 0.05

horses. The main dry crops grown in Iteimia are cereals (wheat, barley) and pulses (broad beans) for human consumption, forages and cultivated fruit tress. Cereal and pulse fallow is used as grazing fodder for livestock, forage crops are cut and stored as hay, and fruit tress are mainly olive and fruit trees for household use. It is worth noting that the list of forest commodities produced from Iteimia is larger than that accrued from COAS management in Jerez. This is the case for brush species such

as myrtle or mastic tree grown at both forest areas, but only commercially extracted in Iteimia (Table 13.1).

Goods and services have been valued at 2002 average market or estimated prices[7] (without subsidies or taxes on products) that are considered to be constant. Microeconomic data on prices and quantities were collected through interviews or structured surveys applied to forest managers and local inhabitants in the case of Iteimia (Chebil et al. in press) and using primary microeconomic data from a nine-year accounting period in Jerez (Campos et al. 2005b).

Commodities such as cork, firewood, hunting licences and livestock and crop products (regardless if they are sold or self-consumed) are valued on the basis of estate gate market exchange values (price time quantities). In Jerez, grazing resources are for their own livestock and game use, and the grazing resource rent of the monte is estimated on the basis with interviews to local livestock keepers. In the case of Iteimia, the open-access right for grazing resource implies that local households have the right to use this resource without paying the imputed grazing resource rent.

In this study we propose a conditioned market simulation approach to estimate joint open-grazing resource rent and household self-employed livestock rearing labour cost in Iteimia and landowner capital income in Jerez. This approach starts with an objective measurement of livestock activity total commercial income (TI_{Lf}) that comes from assuming a zero grazing rent (GRR = 0). Thus, TI_{Lf} is estimated using the following steady-state identity (referring subscript L to livestock activity):

$$TI_{Lf} = IO_L + S_L + SC_L - EIC_L - OIC_{Lf} - FCie_L - ELC_L - T_{GL} \quad [5]$$

Note that equation [5] is similar to equation [1]. The former refers to a single activity and the latter attains to measure the COAS total income, irrespective of its distribution amongst economic agents. Equation [4] is used for estimating the self-employed total income that Iteimia households obtain from all agroforestry uses.

To estimate a positive grazing rent for Iteimia (GRR > 0) we propose to simulate a market, assuming a subjective GRR for the forage unit (FU)[8] times the number of FU extracted by animals graze. If GRR > 0, it would give us a 'conditioned' livestock total commercial income (TI_L) that, in the case of Iteimia, would allow the estimation of household-conditioned self-employed labour cost (SLC):

$$TI_L = TI_{Lf} - GRR = SLC_L \quad [6]$$

The SLC (equation [4]) equals the Iteimia households' total income from agroforestry (TI_H), except when GRR > 0. The Iteimia open-access grazing resource rent

[7] €1 = TND1.34 (Tunisian dinars), year 2002 (BCT 2003).

[8] A forage unit (FU) represents the energy contained in a kilogram of barley, at 14.1% moisture content, that is 2,723 kilocalories of metabolic energy (INRA 1978).

is entirely taken by households, therefore the self-employed income that households could obtain from livestock rearing has the upper limit of the TI_{Lf} value, that is, when GRR = 0.

In Jerez, a livestock capital income (CI_L) conditioned value can be derived from the following identity, given that employees labour cost (ELC_L) is known:

$$TI_L = TI_{Lf} - GRR = ELC_L + CI_L \quad [7]$$

The assumed GRR does not affect the total income (TI_{Lf}) that Iteimia households obtain from livestock rearing, as well it, does not affect the capital income that a Jerez owner obtains from COAS as a whole. However, in both cases a GRR > 0 affects the total income from single livestock activity (TI_L).

Results

Animal Activity

Animal activity integrates both benefits and costs accrued from livestock and game management. The importance of livestock management operations, especially at Iteimia and, additionally of deer herds in Jerez, justifies the choice of including animal fodder consumption and costs of the supply feeding resource into the set of physical and economic indicators that best reflect the distinctive technical ways in which both COASs are run.

Grazing Resources and Supplementary Feed Consumptions

The COAS in Iteimia maintains an average livestock *instantaneous stocking rate* (ISR), measured by the number of standard livestock units (SLU)[9] per hectare of utilised agricultural land, which is three times that supported by the Jerez COAS. This implies an average of 0.33 SLU ha^{-1} in Iteimia and 0.11 SLU ha^{-1} in Jerez.[10] It is estimated that the annual total energy requirements of domestic livestock amount to 626.8

[9] Only adult females and males are considered. In case of cattle and horses, we have considered animals older than 24 months, and in case of sheep, goats, and roe and red deer older than 12 months. All standard livestock units (SLU) are presented in adult cow equivalents (Martin et al. 1987). An SLU is defined as a healthy cow with a live weight of 450 kg. An SLU is equivalent to 8.2 sheep, seven goats or 1.5 mares.

[10] Iteimia instantaneous stocking rate (ISR) is the sum of 0.14 cattle, 0.11 goats, 0.05 sheep and 0.03 equines. Jerez ISR is the sum of 0.07 cattle, 0.01 equines and 0.03 red and roe deer.

Table 13.2 Grazing resource and supplementary feed consumption for Jerez and Iteimia (FU ha^{-1})

	Jerez					*Iteimia*			
Class	Cattle	Big game	Equines	Total	Goats	Cattle	Sheep	Equines	Total
Grazing	248.2	50.7		298.9	218.1	150.0	89.7	69.9	527.8
Monte[a]	*218.7*	*50.7*		*269.4*	*218.1*	*140.5*	*89.7*	*66.8*	*515.1*
Cropland	*29.6*			*29.6*		*9.5*		*3.1*	*12.7*
Supplementary feed	55.6	8.8	11.4	75.7	5.3	80.1	7.7	6.0	99.1
Own raw materials	*26.6*	*5.0*	*2.7*	*34.2*	*5.1*	*62.5*	*6.9*	*6.0*	*80.6*
External raw materials	*29.0*	*3.8*	*8.7*	*41.6*	*0.1*	*17.5*	*0.8*		*18.5*
Total	303.8	59.5	11.4	374.7	223.4	230.1	97.4	75.9	626.8

[a] Monte includes pure and mixed cork oak forest, shrubland and grassland

forage units per hectare (FU ha^{-1}) in Iteimia. In Jerez cattle and deer herds total an annual total energy requirement of 374.7 FU ha^{-1} (Table 13.2).

One of the features that characterises the ways controlled animals are fed in both case studies is the large dependence on grazing resources extracted from the monte and cropland. Eighty percent and 84% of total controlled animals' energy requirements in Jerez and Iteimia, respectively, are met with fodder contributed by grazing resources. Under the current Jerez animal management system, cattle, horses and big game get supplementary fodder, from either their own crops or bought-in raw material (mainly mixed feed). In this way, most (89%) of total animal energy requirements are met from the farm's own feeding resources from Jerez crops and monte. In Iteimia, 97% of total energy requirements are met by their own grazing and supplementary feeding resources.

Grazing Resource and Supplementary Forage Unit Costs

The grazing resource rent (GRR) becomes a subjective value given that it is an internal intermediate output (and therefore, an intermediate consumption also). We may have overvalued it in this study. In Iteimia, a subjective GRR of €0.07 FU^{-1} is assumed. This assumption simultaneously implies a livestock keeper's self-employed residual wage-rate of €0.22 $hour^{-1}$, which is 60% of an Iteimia forestry employee's wage rate (Chebil et al. in press).

This trade-off between attributed GRR and livestock activity total conditioned income (TI_L), implies that the upper limit of GRR from Iteimia is €0.26 (Fig. 13.2). Higher GRR values would follow, according to equation [6] negative self-employed labour costs, which is rationally an unfeasible steady state result.

The same trade-off between livestock TI_L and GRR has been performed for Jerez, considering only direct livestock management costs (i.e. before imputing

general management cost to livestock activity). In this case, a local market GRR of €0.09 FU^{-1} has been estimated. The interpretation of a grazing resource rent is quite different, since there is no self-employment in Jerez. It must be stressed that an imputed GRR higher than €0.11 FU^{-1} would negate the direct conditioned livestock total income (TI_L) in Jerez (Fig. 13.2).

Animal grazing and supplementary feeding have a forage unit cost that is made up of raw materials (GRR and supplementary fodder) and labour costs associated with the supply of feeding resources (Table 13.3).

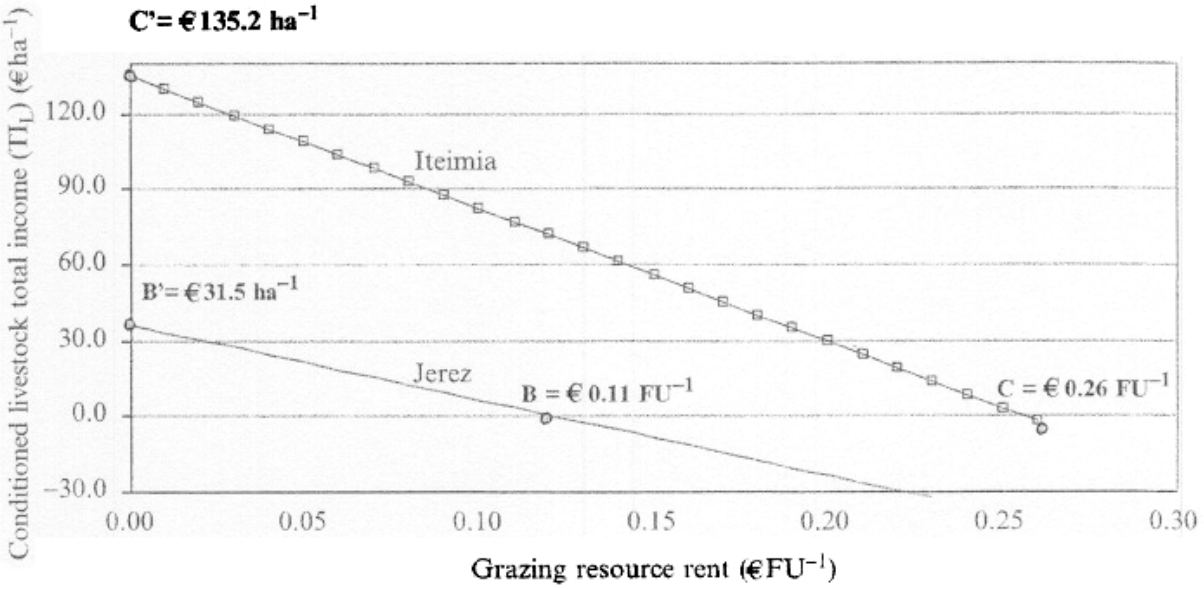


Fig. 13.2 Trade off between grazing resource rent and conditioned livestock total income for Jerez and Iteimia

Table 13.3 Forage unit cost comparison for Jerez and Iteimia (€[a]–2FU[-1], year 2002)

	Jerez			*Iteimia*		
Class[b]	RM	LC[c]	Total	RM	LC	Total
Grazing	0.09	0.04	0.12	0.07	0.14	0.21
Monte	*0.09*	*0.04*	*0.12*	*0.07*	*0.14*	*0.21*
Cropland	*0.09*	*0.04*	*0.12*	*0.07*	*0.14*	*0.21*
Supplementary feed	0.15	0.03	0.18	0.21	0.03	0.24
Own raw materials	*0.11*	*0.03*	*0.14*	*0.18*	*0.03*	*0.21*
External raw materials	*0.19*	*0.03*	*0.22*	*0.35*	*0.03*	*0.38*
Total	0.10	0.04	0.13	0.09	0.13	0.22

[a] €1 = TND 1.34, year 2002 (BCT 2003)

[b] FU: Forage unit; RM: Own or external raw materials; LC: Labour cost

[c] Labour costs represent in case of *Jerez* cork oak woodland 95% of total direct cost related to each FU obtained by grazing and 87% of total direct costs in case FU is obtained by supplementary feeding. Additional direct costs refer to machinery and infrastructure use for cattle management and surveillance

[11] It is worth noting that an adult animal, if not fattened or grown, does not generate value added but is income for the year (Campos et al. 2005c). Under the complete agroforestry accounting system framework, breeder sales would be considered for estimating livestock fixed capital revaluations over the accounting period.

In addition to the attributed GRR, grazing operations involve labour costs of €0.04 FU^{-1} and €0.14 FU^{-1} in Jerez and Iteimia, respectively. The average cost of supplying one FU, regardless of its origin, is 0.13 €FU^{-1} in Jerez and 0.22 €FU^{-1} in Iteimia (Table 13.3).

Livestock and Big Game Total Commercial Income

Outputs derived from cattle, goats and sheep rearing that are sold or self-consumed are the main benefits in Iteimia, with a joint value of €160.0 ha^{-1} (Table 13.1). These outputs only reach a value of €23.1 ha^{-1} in Jerez (Table 13.1). Final output sales and self-consumption of breeding cattle add up to 18% and 34% of the livestock benefits in Iteimia and Jerez, respectively (Table 13.4). On the other hand, game sales generate relatively small benefits in Jerez €2.9 ha^{-1} (Table 13.1). Hunting licences generate only a negligible income of €0.2 ha^{-1} in Iteimia, which is included in the forestry activity.

Total livestock activity in Iteimia makes a positive total commercial income at factor cost (TI_{fc}) of €98.8 ha^{-1}.This is almost totally made up of self-employed labour income. In Jerez, livestock and game differ in total income figures. Livestock management generates a positive TI_{fc} of €5.2 ha^{-1} while game generates a net income loss of €€ −13.4 ha^{-1} (Table 13.4).

Labour costs related to animal activity in Iteimia are exclusively due to livestock rearing in Iteimia and account for 74% of total self-employed labour costs. In Jerez livestock and big game management have a joint labour cost of €67.3 ha^{-1}, shared out almost equally between the two animal uses (Table 13.4).

In Jerez, the aggregated livestock and game uses produce a capital loss (CI_{fc}) that is estimated to be € −75.5 ha^{-1}. Nearly two-third parts of the former capital losses are due to game activity (Table 13.4). In this context, it is worth noting that during the past two decades the Jerez owner incurred large expenditure in reducing the red deer population to benefit of both increasing roe deer population and improving natural tree regeneration. Current subsidies to livestock are €16.2 ha^{-1}, which prevents the public owner of Jerez having a higher livestock capital income loss.

Forestry Activity

Forestry Outputs

The physical amount of summer stripped cork is similar at both sites, while winter cork from silviculture improvements (dead wood, thinning, etc.) is almost five times higher in Iteimia than in Jerez. This latter winter stripped cork represents 45% and 14% of the total cork in Iteimia and Jerez, respectively (Table 13.1).

Table 13.4 Total commercial incomes, labour costs and commercial capital incomes for Jerez and Iteimia (€ ha^{-1} year 2002)

	Jerez							*Iteimia*			
		Animals									
Class	Forestry	Livestock	Big game	Crops	Cork preparation	Services	Total	Forestry	Livestock	Crops	Total
1. Benefits	140.7	28.1	7.0	10.3	193.0	9.0	388.2	123.3	179.2	34.3	336.8
1.1 Intermediate outputs	129.3	4.2		8.5			142.1	35.6	7.9	15.9	59.4
1.2 Changes in stocks	0.5		1.0		70.4		71.8				
1.3 Sales	9.6	15.9	3.6		121.6		150.7	81.5	120.3		201.8
Final output	*9.6*	*13.5*	*2.9*		*121.6*		*147.6*	*81.5*	*100.9*		*182.5*
Fixed capital		*2.3*	*0.8*				*3.1*		*19.4*		*19.4*
1.4 Self-consumption	1.3	8.0	2.4	1.8	1.1	9.0	23.7	6.2	51.0	18.4	75.6
Final output	*1.3*	*0.8*	*2.4*	*1.8*	*1.1*	*9.0*	*16.4*	*6.2*	*36.3*	*18.4*	*60.9*
Fixed capital		*7.2*					*7.2*		*14.7*		*14.7*
2. Subsidies net of taxes	33.7	16.2		−0.8	−0.2		48.9	−2.0	−2.5	−0.6	−5.2
3. Raw materials and services	12.5	38.4	19.1	5.7	185.3	1.7	262.6	8.1	76.2	9.6	93.8
3.1 Raw materials	4.6	31.7	13.3	4.0	179.2	0.6	233.4	1.2	61.9	2.4	65.6
3.2 Services	7.9	6.7	5.8	1.8	6.1	1.0	29.3	6.8	14.3	7.1	28.2
4. Gross investment on external fixed capital	2.6	0.8	1.3	1.1	1.6	0.1	7.5	0.4	1.6	2.3	4.3
5. Total commercial income (1 + 2 − 3 − 4)	159.3	5.2	−13.4	2.7	6.0	7.3	167.0	112.8	98.8	21.9	233.5
6. Labour costs	70.1	30.9	36.4	9.4	57.0	7.3	211.0	32.8	98.8	21.0	152.7
6.1 Employees compensations	70.1	30.9	36.4	9.4	57.0	7.3	211.0	19.6			19.6
6.2 Self-employed residual value								13.2	98.8	21.0	133.1
7. Commercial capital income (5–6)	89.2	−25.7	−49.8	−6.7	−51.0	0.0	−44.0	80.0	0.0	0.9	80.8

Before preparation, total stripped cork (summer and winter) has an output value at the estate gate of €107.6 ha^{-1} in Jerez and €65.2 ha^{-1} in Iteimia, respectively (Table 13.1). The stripped cork (before industrial preparation) average price at the estate gate in Iteimia is €0.40 kg^{-1} and for Jerez it has been ascribed a subjective price for fresh stripped cork at the estate gate of €1 kg^{-1} (Campos et al. 2005b). In Jerez summer stripped cork includes, before sale, the industrial preparation of stripped cork results.

Firewood in Iteimia is a major source of energy for cooking and heating for the local population. It is estimated that local households harvested 688.3 kg ha^{-1} $year^{-1}$. Brush species provide 54% of the former annual firewood of Iteimia consumption and the remaining share comes from cork oaks felled because they were unhealthy (Table 13.1).

The Iteimia and Jerez firewood output values represent 5% and 2% of their respective forestry activity benefits (Tables 13.1 and 13.4). Other forestry final outputs such as timber, mushrooms, acorns and aromatic plants represent 12% and 4% of the respective Iteimia and Jerez forestry benefits (Tables 13.1 and 13.4).

Forestry Total Commercial Income

In Iteimia and Jerez forestry activity reaches a total income at factor costs (TI_{fc}) of €112.8 ha^{-1} and €159.3 ha^{-1}, respectively (Table 13.4). This activity is the primary source of labour income in Jerez and the secondary in Iteimia. In Jerez, forestry labour accounts for 44% of the forestry total income (TI_{fc}). By contrast, in Iteimia it represents 17% of forestry TI_{fc} and 100% of employees' labour cost (Table 13.4).

Forestry subsidies and taxes are relevant in Jerez and negligible in Iteimia. In Jerez, government subsidies net of taxes on goods and services to forestry activity reach €33.7 ha^{-1}, accounting for 21% of total benefits that the public owner receives from this activity. Capital income (CI_{fc}) from forestry activity raises €89.2 ha^{-1} in Jerez and €80.0 ha^{-1} in Iteimia (Table 13.4). Forestry capital income is all retained by the Jerez owner, while in Iteimia it is shared by the State (56%) and by household livestock keepers (44%) as the owners of the cork oak woodland and the holders of grazing resources use rights, respectively (Campos et al. 2008).

Crops, Cork Preparation and Services

Crops make a significant contribution to household self-consumption and animal supplementary feeding in Iteimia. This activity generates a total commercial income of €21.9 ha^{-1} and a capital income of €0.9 ha^{-1}, corresponding to cropland GRR (Table 13.4). In Jerez crop activity is a less important source of animal feed with a total commercial income of €2.7 ha^{-1} and generates a negative capital income to its owner of €−6.7 ha^{-1} (Table 13.4).

Cork stripping is presumed to be in a stable situation in both case studies. This means that cork extraction matches cork annual growth. The changes in stock figure of €70.4 ha^{-1} in Jerez reflects cork preparation activity and refers to the value of cork that has been stripped at the time of accounting but will be prepared for sale in the next year. Cork preparation produces raw material which includes both raw cork that was stripped the year before and cork from the current stripping period (Table 13.4).

In Jerez, 72% of the stripped cork weight is the residue, after boiling the bark and other minor tasks, sold to the stopper industry for an average price of €1.6 kg^{-1} (Table 13.1). Sales of prepared cork bark totals €121.6 ha^{-1}, accounting for nearly one-third of the total private benefits in Jerez. However, cork preparation in Jerez costs more than in Itiemia (Campos et al. 2005b, for a detailed analysis), and this results in a capital income loss of € −51.0 ha^{-1} (Table 13.4).

'Service activity' is the cost to the Jerez owner cost for housing the tourist visitors of this estate. Output is valued at the cost of providing these services, so no capital income is derived from this activity, but there is a labour income of €7.3 ha^{-1} (Table 13.4).

Total Commercial Cork Oak Agroforestry Income

Jerez and Iteimia COAS generates a total private commercial income (TI_{fc}) of € 167.0 ha^{-1} and € 233.5 ha^{-1}, respectively. Agroforestry-based activities in Jerez produce a labour income of € 211.0 ha^{-1} and at the same time generate a capital loss (CI_{fc}) of € −44.0 ha^{-1} (Table 13.4). In Iteimia, labour income amounts to €152.7 ha^{-1} and is responsible for 65% of TI_{fc}. Self-employed residual labour cost and grazing resource rent that make up the Iteimia households' total income (TI_H), account for 73% of Iteimia agroforestry TI_{fc}. The Tunisian State as landowner estimates a capital income of roughly €44.4 ha^{-1}, which makes up 55% of the Iteimia capital income (CI_{fc}) and 19% of its total income (TI_{fc}). The employees labour compensation accounts for the remaining 8% of total income in Iteimia.

Capital income loss in Jerez seems to be related to nature conservation and social guidance management criteria of its public owner. This results in roe deer and autochthonous red cow race conservation and local employment generation. In Jerez, subsidies seek to partially compensate for the market capital loss of the owner set against public benefits derived from wildlife forest resources conservation. In Iteimia, however, the public owner assumes low investment on natural capital regeneration and families work to maximize self-employed labour income without expecting subsidies from the government. Thus, local households assume the risk of maintaining most of the traditional cork oak agroforestry activities.

Iteimia COAS agroforestry use generates a relevant labour income (Table 13.4), which in purchasing power parity (PPP) terms[12] is 69% higher than the labour income from Jerez on a per hectare basis.

The special issue for Iteimia households is the wage-rate (in euro per hour) obtained from COAS. In Itiemia, given both the annual working hours[13] spent by local households in agroforestry-based activities and the self-employed labour income (SLC) they obtain from those, the self-employment hourly pay, in Spanish purchasing power parity terms, is almost €0.6 hour^{-1}. This latter would be the families' hypothetical hourly pay if local families were asked to pay €0.07 FU^{-1} to the State owner for livestock grazing. Considering that the imputed value of grazing resource rent (GRR) corresponds to livestock keepers in Iteimia, the household' real livestock total commercial income (TI_{Lf} = SLC_L + GRR) gives an hourly pay of €0.7 hour^{-1} in purchasing parity terms, when GRR = 0. This latter hourly wage-rate amounts to 82% of forestry employees' hourly pay in Iteimia which, in 2002, came to €0.9 hour^{-1} in PPP terms (Chebil et al. in press). The average employees' wage-rate in Jerez is almost €11 hour^{-1}, 15 times higher in terms of PPP than the household's wage-rate in Iteimia and 13 times more than the employees' one.

Considering that Iteimia COAS uses about 615 ha of useful agricultural land (Campos et al. 2008) and affects 110 households (Chebil et al. in press), then the average total annual income (TI_H) from agroforestry activities is close to €948 household^{-1}. Most of the forestry workers in Iteimia are hired from the same households, which would imply that Iteimia household's TI_H from their own (self-employed) and paid (employees) work averages €1,050 household^{-1}. This latter income figure cannot be directly compared with the official average Tunisian rural household income,[14] as our measurement accounts only for just local cork oak agroforestry income.

Discussion and Conclusions

Cork oak agroforestry total commercial income in Jerez and Iteimia has been measured based on a low number of easily-collected microeconomic market data. However, this simplification, restricts total income estimation to the special

[12] Given the 2002 official exchange rate of €1 = TND1.34 (BCT 2003), we have transformed Tunisian dinars (TND) into euros (€) and converted the Iteimia economic values into euros exchange values. In our case, the Jerez versus Iteimia purchasing power parity (PPP) rate shows the number of euros that in Spain have the equivalent good and services consumption power than one Tunisian euro exchange value. In 2002, the PPP rate for one Tunisian euro exchange value is 2.33 (estimated using The World Bank (2004) data). That is, we can buy the same goods with €1.00 in Iteimia or with €2.33 in Jerez. Then, to compare labour incomes in Jerez and Iteimia we calculate their values in terms of the same consumption power capacity.

[13] These estimates are performed ignoring adult working hour equivalences, given that some tasks are carried out by children.

[14] Rural income per capita in Tunisian was estimated in 2000 to be TND 864 (INS 2000). Considering the inflation rate, the euro and TND exchange rate and the average rural household size (4.67 person's family^{-1}) the average rural household income in Tunisia was near to €3,194 in 2002.

conditions of steady state case (Rodríguez et al. 2004 and Appendix 1), which is believed to be an unrealistic assumption for both case studies. From the standpoint of soil fertility and natural regeneration of woody vegetation, current managements in Jerez and Iteimia seem to be far from stable. So, our pilot exercises generate useful data on current management in COAS and should be seen as starting point for future potential real sustainable income measurement.

At both Mediterranean basin sites, cork oak stands are ageing at an uncertain rate due to the lack of recent assessment of forest seedling resource and regeneration. However, this aging of cork oaks might imply a future decline in cork growth in wooded areas in Jerez and Iteimia. For simplicity in this study it has been assumed that the cork growth will be stable, hence, the assessed total commercial incomes are presumably overvalued.[15]

Livestock and red deer restrain natural regeneration of cork oak in Iteimia and Jerez, respectively. In Jerez, red deer appears to be the main cause of damage to natural tree regeneration. Even if it seems that in Jerez there is no current widespread overgrazing, there might be localised overgrazing of seedlings and regeneration trees because of their higher palatability. In Iteimia, as in other Tunisian COASs, there are no restrictions on livestock grazing and unsuitable goat management is likely to be the main cause of the lack of natural tree regeneration (Ben-Mansoura et al. 2001).

On the other hand, the steepness of land in Iteimia and the lack of vegetation cover in some zones increase the risk of water erosion, and this is especially seen near to the villages. Neither loss of brushwood in Iteimia through overgrazing or soil erosion is considered in the estimate of total income (Chebil et al. in press).

In this study, it is clear that two similar environments can generate very different commercial results. Results from Jerez show that nature conservation and social oriented management decrease commercial capital income and increases labour income. But the apparent paradox is that a subsistence economy, as in the Iteimia case, generates both high self-employed labour and capital incomes per hectare basis. This will likely have a negative long-term impact on agroforestry system resources conservation due to overgrazing and crop erosion.

We also highlight the higher land use diversification in the Iteimia case study, in terms of extracted forest products, the livestock species and crop varieties. These may be a major strategy to minimize hazards and warranting the families' subsistence on the land. Iteimia generates more total income per hectare on a purchasing parity basis than Jerez. This greater total income figure in Iteimia is boosted by an intensive use of labour input per hectare and a higher resource extraction (e.g. grazing and shrub cutting), which shows the potential of Mediterranean cork oak agroforestry systems to support a diversified economy based on multiple animal and crop outputs from forestry. However, there is still concern over long-term

[15] In the case of cork oak, silviculture takes into account the regeneration of the cork tree. Then, if other factors remain equal, livestock income would likely decrease in respect to what it has been estimated in the Jerez and Iteimia case studies.

In Jerez, many nature conservation activities attract a subsidy on the basis of the public environmental and employment services that it is believed the estate gives to society. In Iteimia, nature conservationist measures, which might restrict current grazing pressure, would likely decrease current household livestock commercial income (see Chebil et al. in press). Thus, local families should receive compensation for social equity and nature conservation policies. This compensation scheme should also include the value of cork oak forest conservation services provided by the livestock kept by local households. These reduce the risk of potentially catastrophic woodland fires by clearing and removing dead wood. In Jerez most fire prevention and control services are provided and paid for at an increasing rate by the government (Campos et al. 2005b).

In this work, we just focus on commercial goods and services that are controlled by different types of cork oak woodland owners (legal or actual). However, total commercial income gives an underestimate of the widespread benefits of COAS. Mediterranean *Quercus* woodlands sequester carbon, retain historically important landscapes, supply watershed services and provide refuge to high levels of biodiversity. Moreover, most migratory birds (from Central and Northern Europe to Central Africa) roost in Mediterranean cork oak woodland, and this might be endangered by current deforestation trends, especially in Northern Africa. In this context, forest services to biodiversity conservation, amongst others, could justify the creation of a specific program on cork oak agroforestry system conservation on both sides of the Mediterranean basin. Special attention will need to be paid to mitigating income loss that families might incur because of the specific land use restrictions such as temporary grazing exclusion and other measures prescribed for a sustainable cork oak agroforestry management programme.

Acknowledgments This work was funded in the frame of the research projects 'Sustainable silvo-pastoral management models in Mediterranean forests: Application on cork oak forest in Spain (Cadiz) and Tunisia (Ain Draham)' (6P/02) and 'Conservation and Restoration of European cork oak woodlands: a unique ecosystem in the balance' – CREOAK – (UE: QLRT-2001-01594). We are grateful to the Spanish Agency for the International Cooperation (AECI), to the European Commission and to the Tunisian Ministry of Research which have contributed to fund this research. We also thank to the Forest Administration and rural development office (ODESYPANO) of Ain Snoussi and to Miguel Girón and José María Martinez of Montes de Propios estate of Jerez for providing the data and their collaboration in undertaken interviews. We are grateful to an anonymous referee for their valuable comments and suggestions to the preliminary version of this study. The authors are solely responsible for the shortcomings that could remain.

References

BCT (Banque Centrale de Tunisie) (2003) Rapport Annuel 2002. BCT, Tunisia

Ben-Mansoura A, Garchi S, Daly H (2001) Analyzing forest users' destructive in Northern Tunisia. Land Use Policy 18(2):153–163

Berzborn S (2007) The household economy of pastoralists and wage-labourers in the Richtersveld, South Africa. J Arid Environ 70(4):672–685

Campos P (2004) Towards a sustainable global economy for Mediterranean agro-forestry systems. In: Schnabel S, Gonçalves A (eds.) Sustainability of Agro-silvo-pastoral Systems. Dehesas and Montados. Adv Geoecology, vol. 37. Catena Verlag, Reiskirchen, Germany, pp13–28

Campos P, Caparrós A (2006) Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. Ecol Econ 57(4):545–557

Campos P, Salgado JFM (1987) Informe forestal de los Montes de Propios de Jerez de la Frontera. Instituto de Economía y Geografía Aplicada, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid

Campos P, Rodríguez Y, Caparrós A (2001) Towards the Dehesa total income accounting: theory and operative Monfragüe study cases. Invest Agrar Sist Recur for special issue 1:45–69

Campos P, Sanjurjo E, Caparrós A (2005a) Spain. In: Merlo M, Croitoru L (eds.) Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value. CAB International, Wallingford, UK

Campos P, Oviedo P, Ovando P (2005b) La cadena de la economía del corcho en los Montes de Propios de Jerez de la Frontera. Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros 208:83–113

Campos P, Ovando P, Rodriguez Y (2005c) Comparative analysis of the EAA/EAF and AAS Agroforestry Accounting Systems: Theoretical Aspects. In: Mosquera R, Riguero A, McAdan J (eds.) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. (ABI publishing, Wallingford, pp 324–329

Campos P, Daly H, Oviedo JL et al. (2008) Accounting for single and aggregated forest incomes: application to public cork oak forests in Jerez (Spain) and Iteimia (Tunisia). Ecol Econ 65:76–86

Chebil A, Campos P, Ovando P et al. (in press) The total commercial income from cork oak forest Agroforestry system in the region of Iteimia, Tunisia. In: Zapata-Blanco S (ed) Alcornocales e industria corchera: hoy, ayer y mañana Cork oak woodlands and cork industry: present, past and future. Museu del Suro de Palafrugell, Palafrugell, Spain. Forthcoming.

Delang CO (2006) Not just minor forest products: the economic rationale for the consumption of wild food plants by subsistence farmers. Ecol Econ 59(1):64–73

DGF (Direcção Geral das Florestas) (2006). Obtained from the Associacion Portuguesa de Cortiça (APCOR) 2007. Cork Production – Area of Cork Oak Forest. http://www.realcork.org. Cited 23 May 2007

Ellatifi M (2005) Marocco. In: Merlo M, Croitoru L (eds.) Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value. CAB International, Wallingford, UK

European Commission (2006) Community Committee for the Farm Accountancy Data Network Farm Return Data Definitions Accounting years 2006, 2007. RI/CC 1256 rev. 4. European Communities, Brussels

Eurostat (2000) Manual on Economic Accounts for Agriculture and Forestry EAA/EAF 97 (Rev.1.1). European Communities, Brussels/Luxembourg

FAO (Food and Agriculture Organitation) (2001) North Africa. In: Global Forest Resources. Assessment 2000. Main Report. FAO, Rome

INS (Institut National de la Statistique–Tunisie) (2000) Enquête nationale sur le budget, la consommation et les niveaux de vie des ménages. INS, Tunisia

Mahapatra AK, Tewari DD (2005) Importance of non-timber forest products in the economic valuation of dry deciduous forests of India. Forest Policy Econ 7(3):455–467

Martin M, Espejo M, Plaza J, et al. (1987) Cálculo de la carga ganadera en la dehesa. In: Campos P, Martin M (eds.) Conservación y desarrollo de las dehesas portuguesa y española. Secretaria General Técnica, MAPA, Madrid, pp 239–258

Pulido F, Díaz M (2003) Dinámica de la regeneración natural del arbolado de encina y alcornoque In: Pulido F, Campos P, Montero G (eds.) La gestión forestal de la dehesa. Junta de Extremadura/IPROCOR, Mérida, pp 39–62

Rodríguez Y, Campos P, Ovando P (2004) Commercial economy in a public Dehesa in Monfragüe Shire. In: Schnabel S, Gonçalves A (eds.) Sustainability of Agro-silvo-pastoral Systems. Dehesas and Montados. Adv in Geoecology, vol 37. Catena Verlag, Reiskirchen, Germany, pp 85–96

Scarascia-Mugnozza G, Oswald H, Piussi P et al. (2000) Forest of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. Forest Ecol Manag 132:97–109

Schejtman A (1980) Economía campesina: lógica interna, articulación y persistencia, Revista de la CEPAL 11:121–140

Stiti B, Sebei H, Khaldi A (2004) Evaluation de la régénération et analyse de la croissance du chêne liège dans la forêt de Ain Snoussi, Tunisie. Paper presented at the 4th Meeting of the IOBC/WPRS Working Group on Integrated Protection in Oak Forests, Hammamet, Tunisia, 5–8 October 2004

Torres E, Montero G (2000) Los alcornocales del macizo del Aljibe y sierras del Campo de Gibraltar. Secretaría General Técnica Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid

Appendix 1 Linking Complete and Simplified Agroforestry Accounting Systems

Total income at market prices (TI_{mp}) using the complete agroforestry accounting system (AAS) (e.g. Campos et al. 2001, 2008) is estimated according to the following equation:

$$TI_{mp} = TO - IC + CG_{mp} \quad [A.1]$$

Where TO is the total output, IC the intermediate consumption and CG_{mp} the capital gains at market prices. TO and IC come from the production account, which records the outputs and the production costs of the agroforestry system during the accounting period (year); while the CG_{mp} comes from the capital balance account that records changes on asset values during the accounting period.

Total output (TO) is estimated as the sum of intermediate (IO) and final (FO) outputs:

$$TO = IO + FO \quad [A.2]$$

The final output comprises the gross internal investment (GII), the final sales (SFO), the final stock (FSO) and other final output (OFO), which accounts for the imputed value of self-consumed final goods and services:

$$FO = GII + SFO + FSO + OFO \quad [A.3]$$

Gross internal investment (GII) under steady state assumptions[1] equals to own fixed capital withdrawals net of fixed capital goods destructions (see equation [A.12]) and the fixed capital consumption of own capital goods (FCC_i). The final stock (FSO) embraces the gross natural growth (GNG) value of multi-period products (i.e. cork and firewood)[2] and the final stock value of annual products – i.e. animal and crops – (FSOo):

$$FSO = GNG + FSOo \quad [A.4]$$

On the other hand, intermediate consumption (IC) is estimated as the sum of raw materials (RM), services (SS) and the work-in-progress used (WPu) during the accounting period:

$$IC = RM + SS + WPu \quad [A.5]$$

The fixed capital consumption accounts for both internal (own) fixed capital consumption (FCC_i) and external fixed capital consumption (FCC_e):

$$FCC = FCC_i + FCC_e \quad [A.6]$$

The steady state situation implies that the cork and crop yields, as well as herds, are in a stable situation. In that case, the WPu equals to the sum of the revaluation of multi-period products' work-in-progress (WPr), the gross natural growth of multi-period products and the value of annual products used during the accounting period, which under steady state conditions (constant prices) match the final stock value of annual products (FSOo):

$$WPu = WPr + GNG + FSOo \quad [A.7]$$

The capital gains at market prices (CG_{mp}) are estimated as the sum of work-in-progress (WPr) and fixed capital (FCr) revaluations, minus the fixed capital destruction (FCd), and plus the FCC[3]:

$$CG_{mp} = WPr + FCr - FCd + FCC \quad [A.8]$$

Both the WPr and the FCr come from the capital balance account, which is broken into two accounts: the work-in-progress (WP) balance and the fixed capital (FC) balance. The WPr under steady state assumptions is estimated according to equation [A.7]. While FCr is estimated as the difference between the final (FCf) and initial (FCi) capital values and the withdrawals (FCw) and entrances (FCe) of capital:

$$WPr = GNG + FSOo - WPu \quad [A.9]$$

$$FCr = FCf + FCw - FCi - FCe \quad [A.10]$$

Fixed capital entrances are broken down into the gross investment on fixed capital goods (FCgi), that can embrace both internal (FCii) – own-produced capital goods (i.e. breeders, infrastructure) – and external (FCie) capital goods (i.e. tractors, machinery). While the fixed capital withdrawals are made of fixed capital sales (FCs), self-consumption of fixed capital (FCo) and fixed capital goods destructions (FCd). In a steady state, the initial fixed capital and final fixed capital values match, thus the FCr is estimated as:

$$FCr = FCs + FCo + FCd - FCii - FCie \quad [A.11]$$

In steady state, the gross internal investment (FCii) should offset self fixed capital withdrawals net of fixed capital destruction ($FCw_i - FCd_i$) and the internal fixed capital consumption (FCC_i):

$$GII = FCii = FCC_i + FCs_i + FCo_i \quad [A.12]$$

Therefore, the fixed capital consumption related to own capital goods is:

$$FCC_i = FCii - FCs_i - FCo_i \quad [A.13]$$

It is assumed that there are no sales, self-consumption or extraordinary fixed capital goods destruction of external fixed capital goods in the cases of Jerez and Itemia:

$$FCs_e = FCo_e = FCd_e = 0 \quad [A.14]$$

Hence, the gross external investment (FCie) at reposition costs[4] is equivalent to the fixed capital consumption of external capital goods (FCC_e):

$$FCC_e = FCie \quad [A.15]$$

By substituting equations [A.12] to [A.15] into equation [A.11], the FCr is equal to:

$$FCr = FCs_i + FCo_i + FCd_i - FCC_i - FCs_i - FCo_i - FCie \quad [A.16]$$

$$FCr = FCd_i - FCC_i - FCie \quad [A.17]$$

Considering the former TO, IC and CG_{mp} partial identities, the total income at market prices (TI_{mp}) is then estimated as:

$$TI_{mp} = \begin{bmatrix} (IO + FCC_i + FCs + FCo + SFO + GNG + FSOo + OFO) \\ -(RM + SS + WP_r + GNG + FSOo + FCC_i + FCC_e) \\ +WP_r + (-FCie - FCC_i + FCd) - FCd + FCC_i + FCC_e \end{bmatrix} \quad [A.18]$$

$$TI_{mp} = [(IO + FCs + FCo + SFO + OFO) - (RM + SS + FCie)] \quad [A.19]$$

Considering that sales (S) and self-consumption (SC) concepts in the simplified accounting structure include both final outputs (derived from the production process) and fixed capital goods, and that the intermediate consumption (IC) includes raw materials and services:

$$S = FCs + SFO \quad [A.20]$$

$$SC = FCo + OFO \quad [A.21]$$

$$IC = RM + SS \quad [A.22]$$

Then, the TI_{mp} identity corresponds to equation [1] of this study:

$$TI_{mp} = IO + S + SC - IC - FCie \qquad [A.23]$$

The accounting structure we present in this work includes an additional benefit, called "changes in stock" (CS), that captures the differences on work-in-progress at the beginning and at the end of the accounting period of big game and forestry that in the Jerez case study are not under steady state conditions. Therefore, in Jerez, the TI_{mp} is measured as:

$$TI_{mp} = IO + CS + S + SC - IC - FCie \qquad [A.22]$$

Appendix Notes

[1] The steady state assumptions are: (i) Stable yields and constant prices, (ii) no extraordinary loss of capital goods; and, finally, (iii) fixed capital is perfectly divisible, so annual gross investment in amortizable fixed assets may be equalled to fixed capital consumption.

[2] Multi-period products refer to those that need more than the accounting period (a year) to reach the final form when they are sold or self-consumed.

[3] The FCC is added to the CG_{mp}, in order to correct its double counting, firstly to estimate the total cost (TC = IC + LC + FCC) and secondly to estimate the final fixed capital (FCf) value.

[4] The reposition cost of used production goods is the depreciation value of the same goods if they were bought as new production goods in the accounting year.

BioOne RESEARCH EVOLVED

Cork Oak Forest Management in Spain and Tunisia: Two Case Studies of Conflicts between Sustainability and Private Income

Author(s): P. Campos H. Daly-Hassen and P. Ovando
Source: International Forestry Review, 9(2):610-626.
Published By: Commonwealth Forestry Association
URL: http://www.bioone.org/doi/full/10.1505/ifor.9.2.610

BioOne (www.bioone.org) is a nonprofit, online aggregation of core research in the biological, ecological, and environmental sciences. BioOne provides a sustainable online platform for over 170 journals and books published by nonprofit societies, associations, museums, institutions, and presses.

Your use of this PDF, the BioOne Web site, and all posted and associated content indicates your acceptance of BioOne's Terms of Use, available at www.bioone.org/page/terms_of_use.

Usage of BioOne content is strictly limited to personal, educational, and non-commercial use. Commercial inquiries or rights and permissions requests should be directed to the individual publisher as copyright holder.

BioOne sees sustainable scholarly publishing as an inherently collaborative enterprise connecting authors, nonprofit publishers, academic institutions, research libraries, and research funders in the common goal of maximizing access to critical research.

Cork oak forest management in Spain and Tunisia: two case studies of conflicts between sustainability and private income

P. CAMPOS[1]*, H. DALY-HASSEN[2] and P. OVANDO[1]

[1]Spanish National Research Council (CSIC), Institute of Economics and Geography. Pinar, 25. E-28006 Madrid, Spain
[2]Tunisian Research Institute of Rural Engineering, Water and Forest (INRGREF). B.P. 10, 2080 Ariana, Tunisia

E-mail: pcampos@ieg.csic.es, dalyhassen.hamed@iresa.agrinet.tn and povando@ieg.csic.es

SUMMARY

Two management scenarios are simulated: a cork oak stand with regeneration treatments (sustainable scenario) and, a cork oak stand with no-regeneration treatment (unsustainable scenario), which leads the cork oaks to age until they eventually disappear. The aim of the paper is to compare the present value of income changes from the sustainable and unsustainable management scenarios in Cadiz (Spain) and Ain Snoussi (Tunisia), considering the multiple commercial uses and forest amenities enjoyed by private owners (only in Cadiz) of cork oak forests. The results show that the sustainable cork oak forest management in Ain Snoussi generates a higher present value of aggregated labour and capital incomes and leads to a capital loss when compared to the current cork oak depletion scenario. In addition, the sustainable scenario in Ain Snoussi would reduce the total self-employed income for households that depend on open-access grazing resources. In Cadiz, the cork oak forest sustainable management scenario leads to a significant capital loss for private forest owners given current cork prices and government aid to forest natural regeneration.

Keywords: cork oak forest, multiple-use, natural regeneration, cost-benefit analysis.

Gestion de la forêt de chêne liège en Espagne et en Tunisie : Deux études de cas de conflits entre durabilité et revenu privé

P. CAMPOS, H. DALY-HASSEN et P. OVANDO

Nous simulons deux scénarios de gestion: Un peuplement de chêne liège avec des traitements de régénération (scénario durable) et, un peuplement de chêne liège sans traitement de régénération (scénario non durable), qui va entraîner le vieillissement des arbres de chêne liège jusqu'à leur éventuelle disparition. Notre objectif étant de comparer les changements de la valeur actualisée des revenus entre les scénarios de gestion durable et non durable à Cadiz (Espagne) et Ain Snoussi (Tunisie), considérant les usages commerciaux multiples et les aménités forestières dont jouissent les propriétaires forestiers (sauf à Cadiz) des forêts de chêne liège. Les résultats montrent que la gestion durable des forêts de chêne liège à Ain Snoussi génère une valeur actualisée plus élevée des revenus du capital et du travail agrégés, et conduit à une perte du capital lorsqu'elle est comparée au scénario actuel de dépérissement de chêne liège. En plus, le scénario de gestion durable à Ain Snoussi réduirait le revenu de l'emploi familial total qui dépend du libre accès aux ressources fourragères. A Cadiz, le scénario de gestion durable des forêts de chêne liège conduit à une perte significative du capital pour les propriétaires forestiers étant donnés les prix de liège actuels et les aides gouvernementales à la régénération naturelle des forêts.

Gestión del alcornocal en España y en Túnez: dos casos de estudio de conflictos entre sustentabilidad y renta privada

P. CAMPOS, H. DALY-HASSEN y P. OVANDO

Se simulan dos escenarios de gestión del alcornocal: un alcornocal en el que se llevan a cabo tratamientos de regeneración del arbolado (escenario sustentable), y un alcornocal sin tratamientos de regeneración (escenario no-sustentable), que conduce al envejecimiento del arbolado hasta que éste eventualmente desaparece. Nuestro objetivo es comparar los valores presentes descontados de los cambios en las rentas que el escenario de gestión sustentable del alcornocal genera frente al escenario no-sustentable en Cádiz (España) y Ain Snoussi (Túnez), considerando los múltiples usos comerciales y los servicios ambientales disfrutados por los propietarios (sólo en Cádiz) del alcornocal. Los resultados de este estudio muestran que la gestión sustentable del alcornocal en Ain Snossi genera, en comparación con la gestión no-sustentable, valores presentes descontados de las rentas agregadas de trabajo y capital más altos, en tanto que, éste escenario genera pérdidas de capital. De igual forma, el escenario de gestión sustentable reduce la renta de la mano de obra familiar no asalariada de aquellos hogares que dependen de los recursos de pastoreo de libre acceso. En Cádiz, la gestión sustentable del alcornocal genera, dados los precios y ayudas a la regeneración natural del arbolado actuales, pérdidas significativas de capital para los propietarios privados del alcornocal.

INTRODUCTION

Cork oak (*Quercus suber* L.) is endemic to countries bordering the western Mediterranean Basin where cork oak forests grow in Italy, France, Spain, Portugal, Tunisia, Algeria and Morocco, covering more than 2.2 million hectares (APCOR 2002). The cork oak forest area is not static but changing at both shores of the Mediterranean basin. Whereas in Europe it is currently expanding, in the rest of the Mediterranean region it is still decreasing.

In Spain, pure and dense cork oak forests cover a surface area of nearly 365 000 ha, which is increased to 475 000 ha if mixed and sparse cork oak stands are also taken into account (Montero and Cañellas 1999). Since the first half of the 1990s to 2000, more than 80 000 ha of new mixed and pure cork oak stands were planted over marginal agricultural lands in the frame of the Common Agricultural Policy reforms forestry-flanking measures (Ovando *et al*., 2006a). In Tunisia, cork oak is one of the main tree species of north-western forests, whose surface area has decreased greatly from more than 127 000 ha in 1950 (Boudy 1952) to 70 000 ha in 2003 (CNT/DGF 2005). It is also the case in Algeria, having been reduced from 425 000 ha in 1955 to 229 000 ha in 1984, and Morocco, from 367 000 ha in 1948 to 348 000 ha in 2002. Hence, in the Maghreb countries, one-third of cork oak forests have disappeared, declining to a total of 632 000 ha in recent years (Harfouche *et al.* 2005). Long dry seasons, forest fires and overgrazing are considered to be the main factors of this destruction.

Cork, the outer bark of the cork oak trees, has been the traditional material in the manufacture of stoppers for wine bottling. Worldwide cork production totals up to 340 thousand metric tonnes, with stoppers accounting for almost one-third of profits from the cork industry (Natural Cork Quality Council 2007). Spain is the second largest cork supplier, after Portugal, with 26% of the world's total cork output, while Tunisia accounts for 3% of global output (APCOR 2002). Nearly half of Spain's cork harvest goes to meet domestic market demand, while the main external markets are Portugal, France and Italy, representing together 77% of total exports between 1996 and 2000 (Parejo 2006). In Tunisia, exports of processed cork products are estimated at 76% of cork production during the last decade, Portugal and Italy being the main markets.

The ever-increasing demand for quality in natural products has been an important issue in the cork sector, also pro-actively accompanied by the wine industry. In recent years, because of higher market prices for cork and due to the likely qualitative problems associated with natural stoppers, the demand for alternative seals (synthetic closures and screw caps) has increased (Elena and Santiago 2006). Cork production certainly affects the cork oak forest management model, thus a rising trend in cork substitution may affect productive cork oak forest areas. However, cork oak forests, even though today cork is a key private profitability factor, are more than just cork providers (Campos *et al*. 2003, 2007, Daly *et al*. 2005).

During the last three decades, there has been a growing concern over the external benefits of forests. Recent literature on non-industrial forest economics focused on recreational uses, on-site and off-site forest amenities and the conservation of habitat (Whitby 2005, Campos and Caparrós 2006, Raunikar and Boungiorno 2006, Campos *et al.* 2007). The value of Mediterranean forests is largely related to their environmental and social functions (Scarascia *et al.* 2000, Merlo and Croitoru 2005). Mediterranean basin ecosystems are valuable reservoirs of biodiversity, particularly in plant species (Myers *et al.* 2000), and play a major role in the survival of migratory birds between Europe and Africa (Díaz *et al*. 1996, 1997).

Within these ecosystems, cork oak forests have significant ecological and socio-economic roles. Cork oak forests host diverse animal and plant communities with many endangered species (BOJA 2004). The key socio-economic role of cork oak forests arises from benefits of cork exploitation, but also from parallel activities carried out under tree canopies, such as those associated with traditional agro-silvopastoral practices, i.e. grazing, cultivation of marginal crops and from gathering of a number of non-timber products (e.g. mushrooms, berries, aromatic plants and hunting). In Maghreb countries, local inhabitants take advantage of a variety of natural forest resources and commodities including open grazing, fuel-wood and other non-timber products (Chebil *et al.* 2005). In addition, the provision of environmental services by forests is one of the most important issues at the present in European countries. In Western European forests, landowners are likely to emphasize private income, which involves a range of recreational and conservational amenities used by private forest owners (Campos *et al*. 2006a).

Although there are institutional and local economic differences across the Mediterranean basin shore (Campos 2004), there are similarities between Spanish and Tunisian cork oak management. For example, the long commercial cycle of cork oak management has meant that this tree is considered to be a natural asset whose destruction is barely considered in economic forest management decisions. Those decisions mostly concentrate on planning the cork stripping and maintaining associate agro-forestry uses, independently of natural asset conservation.

Cork oak grove management, especially in Northern Africa, tends to favour the gradual depletion of trees in favour of using the land for grazing proposes, as well as for cropping and infrastructure expansion (Campos 2004). In the Maghreb countries, abusive pruning affects a large part of the forests (Ellatifi 2005), while overgrazing has led to 'a total absence of natural regeneration' (FAO 2001). In the Kroumirie region, North West of Tunisia, 20% of cork oak trees in 2005 exhibited some signs of poor health such as dry branches, loss of leaves, dead stumps and rotting of the trunk (Hasnaoui *et al*. 2006).

On the other side of the Mediterranean Basin, in Spain, the most significant type of deforestation of *Quercus* species is absent in official statistics since it is in the form of trees' thinning due to age, sudden death and other reasons (Campos 2004). This situation is, in many cases, linked with an insufficient natural regeneration of oaks (Pulido and

Díaz 2003), apparently as a consequence of overgrazing, inappropriate silvicultural treatments and sanitary problems (Montero *et al*. 1998, Torres and Montero 2000). Despite new cork oak areas in Spain, long-term conservation of cork oak forests might be threatened if tree aging combined with insufficient natural regeneration continues within the coming decades in the absence of remedial programmes. Renewing cork oak requires different kinds of human intervention, especially at the earliest stages of the cycle through removing competing vegetation, avoiding livestock and wild fauna grazing, and assuring the proper formation of the trunk. Thus, renewing a cork oak stand by natural regeneration requires significant levels of expenditure (Campos *et al*. 2005a, Daly-Hassen *et al*. 2005). Moreover, this intervention involves some opportunity costs related to both grazing resource use, since livestock and big game are temporarily excluded, and to cork yield, since a portion of mature oaks is removed in order to induce natural regeneration. These investment requirements as well as the opportunity costs discourage cork oak renewal. Inducing natural regeneration would affect private owners and other economic agents' current and future incomes, depending on property rights distribution for grazing and other forest natural resources.

Income changes were analysed using a cost benefit analysis (CBA) as developed by Campos *et al*. (2003). A comparison was made between two scenarios: cork oak permanent natural regeneration, and allowing cork oak trees to deplete in number by aging and natural death. The analysis focuses on two cork oak forests: *Ain Snoussi* in Tunisia and *Alcornocales* Natural Park (hereafter referred to as *Cadiz*) in Spain, given specific site growth, yield and normative silviculture models for even-aged cork oak stands that have been naturally regenerated (Chaar *et al*. 2005 and Montero *et al*. 2005, respectively).

The aim of this study is to find out if society (in a restricted number of economic agents) and owners of Ain Snoussi and Cadiz cork oak forests would increase their incomes if a continuous natural regeneration of cork oaks was accomplished. The economic agents taken into account in this application are the private and public owners of the cork oak forest, the local population, and employees that actually benefit from different cork oak forest uses. The analysis takes into consideration a wide range of goods and services that are typically controlled by the owner of the forest (irrespective of whether forests are privately or publicly owned) and those coming from local household forestry-use rights.

METHODOLOGY

Case studies

The *Alcornocales* Natural Park (Cadiz) covers 1 677 km^2, mainly spread out along the bordering mountains of Cadiz but also in the Malaga provinces (7.3%). The Ain Snoussi area covers 32 km^2 in the region of Ain Draham in the north-western mountains of Tunisia. Both areas have a humid to sub-humid Mediterranean climate, with annual rainfall that varies from 1 000 to 1 500 mm in Ain Snoussi (Oliveira *et al.* 2004) and from 677 to 2 094 mm in Cadiz depending on the specific location (BOJA 2004).

Mixed and pure cork oak stands occupy 74% of the total land area in Ain Snoussi and 56% in Cadiz. The rest of Ain Snoussi and Cadiz areas consist of shrublands (6% and 23%, respectively) and grasslands (1%, and 16%, respectively) with the remainder (19% and 5%) devoted to various crops and miscellaneous uses including constructed areas and unproductive lands, from a vegetal production perspective (Daly-Hassen *et al*. 2005, Campos *et al*. 2005b).

Although both forests have similar natural environments (see Sebei *et al*. 2005 and Navarro and Blanco 2006), huge dissimilarities arise institutionally and economically. These divergent contexts might affect the sustainable management of cork oak forests at different levels. Most cork oak forests in Cadiz (75%) are large private properties (BOJA 2004), while in Ain Snoussi cork oak forests belong to the State. For economic analysis only true economic rights, not nominal legal rights (Eggertsson 2003) are analysed, considering that Tunisian forest local inhabitants have specific agro-forestry use rights (Ben Mansoura *et al*. 2001).

Major differences are evident from the labour market at both sites. The Cadiz workforce is regulated in a competitive labour market and all positions are permanent or temporary. This implies that the economic investment risk is only on the part of the forest owner. Ain Snoussi has a weak labour market regulation and most jobs, other than cork stripping and tree thinning, are done by family workers on their own account (self-employed workforce). Therefore, in Ain Snoussi both local households and the State forest owner take on the economic risk.

Annual per capita household income in the *Alcornocales* Natural Park municipalities was €8,012 in 2003 (IEA 2006), and in the Ain Snoussi area was €1,000 in 2002 (Chebil *et al*. 2005). For comparison between Cadiz and Ain Snoussi labour returns, the Spanish and Tunisian power purchasing parity (PPP) ratio: 0.7/0.3=2.33 was considered (The World Bank 2004: 280). In Cadiz, forest employee wages are close to €72 per day^{-1}, while in Ain Snoussi they are nearer to 6 TND per day^{-1} (€4.50 per day^{-1}) which, in terms of the above referred PPP, corresponds to €10.50 per day^{-1}.

Private net benefits from cork oak forest management

Private commercial and non-commercial benefits

From an economic perspective, the Tunisian State and local inhabitants share Ain Snoussi forest ownership. The latter have free rights to use grazing resources, firewood and other minor forest products, while the State, which supports the main forestry management costs, profits from cork extraction and, partially, from firewood and other non-timber forest products. In addition, there are some private firms that collect aromatic plants and mushrooms, whose benefits are combined with those of the forest owner, due to their

marginal significance on the total results (Daly-Hassen *et al*. 2005). Cadiz forest owners, or at least private individual ones, benefit from their property more than the Ain Snoussi State owner does. They have the right to derive value from the asset, to exclude others from using it, and to transfer the asset to others. However, Cadiz forest owners do not control some of the forest benefits, such as those consumed by free-access visitors and free mushroom collectors. In addition, private investment and forest management expenditures do not entirely reflect the economic effort made in managing the Cadiz forest, since an important share of the cost of fire prevention and fire fighting (among other management tasks) is taken on by the government (Campos *et al*. 2007). Amenities and non-timber products consumed by free-access visitors and government expenditures are excluded in estimating the cork oak forest private incomes from the two compared forest scenarios. Ain Snoussi being the property of the Tunisian State, government expenditures for cork oak management and fire prevention and fire-fighting costs were taken into account as forest owner costs.

This analysis included goods and services that are typically controlled by the owner of the forest and those coming from local household forestry-use rights. This "private" category embraces goods and services that imply exclusion and rivalry in their consumption. Hence, this term was used for the income derived from marketable or self-consumed goods and services, irrespective of whether it was appropriated by the owner of the forest or by local households with forestry-use rights.

In Ain Snoussi and Cadiz, cork (C) and firewood (FC) are the main commercial outputs derived from cork oak stands management (Table 1). The list of forest non-timber outcomes recorded in Ain Snoussi is larger than that accrued from cork oak forest management in Cadiz (Table 1). This is the case for aromatic plants (AP) such as myrtle (*Myrtus communis* L.) and the mastic tree (*Pistacia lentiscus* L) grown in both forest areas (Sebei *et al.* 2005, Navarro and Blanco 2006) but only commercially extracted in Ain Snoussi. This can also be seen in under-story vegetation (shrubs) used by local Ain Snoussi inhabitants as fuelwood (F_S).

The Tunisian State, aside from cork and firewood sales, profits from aromatic plant and mushroom (M) resources through the rent collected in the form of fees for the right to harvest them, as well as from hunting rent (H) referred to the licenses and taxes paid to the forest administration by wild boar hunters in the area (Table 1). Local inhabitants, on the other hand, take advantage of honey (HO), whose revenue corresponds to the market value of its estimated productivity, from cork oak acorns (A), and from grazing resources (G) used by local households as 'open-access' livestock fodder

TABLE 1 *Selected goods and services values for an average year of a complete cycle of cork oak forest permanent natural regeneration (2002 euro[1])*

Class	Unit	Cadiz			Ain Snoussi		
	(U)	Price[2] (€/U)	Quantity (U/ha)	Value €/ha	Price[2] (€/U)	Quantity (U/ha)	Value €/ha
Cork				459.3			141.1
Virgin cork	kg	0.24	31.0	7.4	0.13	60.9	7.9
Reproductive cork	kg	1.17	385.6	451.9	0.74	180.0	133.2
Firewood				57.8			28.5
Firewood from cork oak	kg	0.03	1,222.1	36.6	0.01	2.645	26.4
Winter cork	kg	0.10	212.9	21.2			
Firewood from shrubs	m^3				3.73	0.56	2.1
Other forestry goods							24.9
Acorns	kg				175	0.06	10.6
Aromatic plants and mushrooms	ha				3.9	1	3.9
Honey	ha				10.4	1	10.4
Grazing resources rent[3]	FU	0.09	187.9	16.7	0.07	381.6	25.6
Hunting rent	ha	38.1	1	38.1	0.2	1	0.2
Private amenities	ha	209.3	1	209.3			

Source: *Own elaboration* based on Campos *et al*. (2005a and 2005b) and Daly-Hassen *et al.* (2005)

[1] 1€=1.34 TND in average in 2002 (Banque Centrale de Tunisie, 2003)
[2] Market prices net of subsidies or taxes.
[3] Forage unit (FU), according to the definition of INRA (1978)

(Daly-Hassen *et al*. 2005). Thus, the Ain Snoussi State cork oak forest owner ($B_{AS,P}$) and local household ($B_{AS,H}$) benefits derived from cork oak forest management are as follows:

$$B_{AS,P} = C + F_C + AP + M + H \quad [1]$$
$$B_{AS,H} = F_S + HO + A + G \quad [2]$$

In Cadiz, commodities typically controlled by private owners are cork, firewood, grazing resources rent and hunting rent. The unique non-market benefit taken into account is the private owners' use of forest amenities (ES) (Campos *et al*. 2006a). Thus, Cadiz cork oak forest benefits ($B_{C,P}$) are estimated as:

$$B_{C,P} = C + F_C + H + G + ES \quad [3]$$

There are two categories of stripped cork: virgin cork is the bark of cork oak removed at the first bark stripping, which has a low commercial value; reproduction cork is the bark obtained in the second stripping and thereafter, at intervals of nine years in Cadiz and 12 years in Ain Snoussi.

Grazing resources and hunting rents are considered services that forestry activity provides to other agro-forestry system activities (livestock rearing and big game). Given that, this analysis solely examined the cork oak forest and not all agro-forestry land uses. Grazing resources and hunting rents are highlighted as forestry outputs.

Commodities such as cork, firewood and hunting licenses (regardless if sold or self-consumed) are assessed based on local market prices. In Cadiz, grazing resources depend on local leasing prices of forestland for grazing purposes (Campos *et al*. 2005a). Private amenities in Cadiz are measured using contingent valuation techniques (Campos *et al*. 2006a).

The ES attributed price corresponds to the average willingness to pay (in € ha^{-1}) assigned by Cadiz private forest owners to exclusively enjoy the recreational and conservational services that their state provides, regardless of plant cover and land use. Therefore, the estimated ES value is common to all Cadiz forestland uses, and thus private amenities do not affect the different cork oak forest management scenarios compared here, assuming the change is not too great (Pearce and Moran 1994).

Natural resource property rights and subsistence familiar economies limit the ability to value separately open-access grazing resources rent and livestock keepers self-employed labour cost in Ain Snoussi. This work applies a simulated trade-off for joint grazing resource rent and livestock self-employed income valuation as an alternative to substitute goods pricing (Campos *et al*. 2006b). This approach starts with an objective market measurement of open-access grazing livestock activity total commercial income, which is estimated as the difference between livestock breeding activity total output minus consumption expenditures, that comes from assuming a zero grazing resources rent. In Ain Snoussi, the grazing resources rent is estimated using a subjective forage unit –FU– (INRA 1978) price (€0.07 FU^{-1}) multiplied by the number of FUs extracted by animals grazing under sustainable and unsustainable cork oak forest management scenarios (Daly-Hassen *et al*. 2005). The trade-off between the imputed grazing resource rent and livestock keepers' self-employed conditioned income means that the upper limit of the Ain Snoussi's grazing forage unit price is €0.21 (Campos *et al*. 2006b). Higher values would entail negative livestock keeper self-employed labour costs, which is rationally an unacceptable result for a household subsistence economy.

Goods and services match 2002 market or imputed prices (i.e. grazing resources in Ain Snoussi) net of expenditure taxes and subsidies. Cork, firewood and other forestry outputs are valued at farm gate prices (Table 1).

Cork oak forest management expenditures

The total private expenditures (E) divided into the same cost concepts as in national accounting systems (Eurostat 2000) are the following: labour costs (LC), intermediate consumption (IC) of raw materials and services, and fixed capital consumption (FCC). The aggregation of intermediate and fixed capital consumptions is defined as consumption expenditures (CE). Labour costs include both self-employed (SLC) and employee (ELC) labour costs. The information on prices and expenditures used for constructing cork oak natural regeneration and alternative scenarios is taken from Daly-Hassen et al. (2005) and Campos et al. (2005a). Table 2 presents total expenditures related to the main forestry operations involved in a natural regeneration scenario. In the event of a no-regeneration scenario, the analysis includes just ordinary expenditures related to cork stripping, shrub clearing, roads and firewall maintenance.

The assumption of a marginal market price for self-employed labour cost can frequently lead to a negative capital income result, which could denote, in the presence of other employment opportunities, an irrational household economic behaviour. Some authors suggest that farmers' subsistence economies are guided by their own rational rules for allocating their own productive factors, which are different from a capitalist firm's capital income maximization aim (e.g. Schejtman 1980).

In this sense, it is assumed that subsistence farm economies intend to optimize the distribution of their labour endowment among own account land related activities in order to maximize their family total income. This objective implies that families seek to satisfy their own basic needs and to obtain resources for the reposition of production means employed and consumed by the production process.

Self-employed labour costs are estimated using a simplified version of Campos *et al*'s (2006b) SLC equation. SLC for individual forestry goods or services appropriated by local households is estimated as a residual value between household revenues ($R_{AS,H}$) and consumption expenditures ($CE_{AS,H}$):

$$SLC = R_{AS,H} - CE_{AS,H} \quad [4]$$

TABLE 2 *Total expenditures of main silvicultural operations in cork oak permanent natural regeneration scenario*

Class	Unit	Cadiz			Ain Snoussi		
	(U)	T_{n-1}	T_n	Unitary costs (€/U)	T_{n-1}	T_n	Unitary costs (€/U)
Regeneration felling	ha	145	1	2.903,8	145	1	388,8
Fencing	ha	145	1	3.551,7	145	1	298,5
First formation pruning	ha	163	19	497,8	169	25	149,3
First thinning	ha	163	19	414,6	169	25	298,5
Second formation pruning	ha	163	28	770,7		49	149,3
Second thinning	ha	172	28	615,0		49	378,4
Third formation pruning	ha	172	37	652,1			
Third thinning	ha	181	37	1.431,9		73	232,8
Final felling	ha	181	37	1.875,2	181	37	556,7
Fourth formation pruning	ha		46	788,4			
Fourth thinning	ha		55	910,9		97	257,5
Fifth thinning	ha		73	791,6		121	102,2
Sixth thinning	ha		91	1.270,7			
Seventh thinning	ha		118	691,7			
Shrub clearing	ha	each 9 years		1.166,4			
Cork stripping	kg	each 9 years		0,26			0,13

Source: *Own elaboration* based on Campos et al. (2005a) and Daly et al. (2005)

Note: T_{n-1} indicates the age of cork oak from the former cycle, while T_n the age of cork oak of the new cycle

Cost benefit analysis of cork oak natural regeneration

Cost-benefit analysis techniques are applied to estimate present discounted values (PDV) from the future benefit and expenditure flows of the analyzed cork oak forest management scenarios, assuming, in case of regeneration scenario, an infinite sequence rotations at fixed T_n intervals (being T_n=144 years in both cases). The rotation length for cork oak stands in Cadiz and Ain Snoussi are exogenously given by Montero *et al.* (2005) and Chaar *et al*. (2005) silvicultural models, respectively. Former authors define cork oak growth[1] models in diameter, height and cork thickness; as well as the silvicultural treatments to be accomplished along the entire rotation, and the associated cork yields.

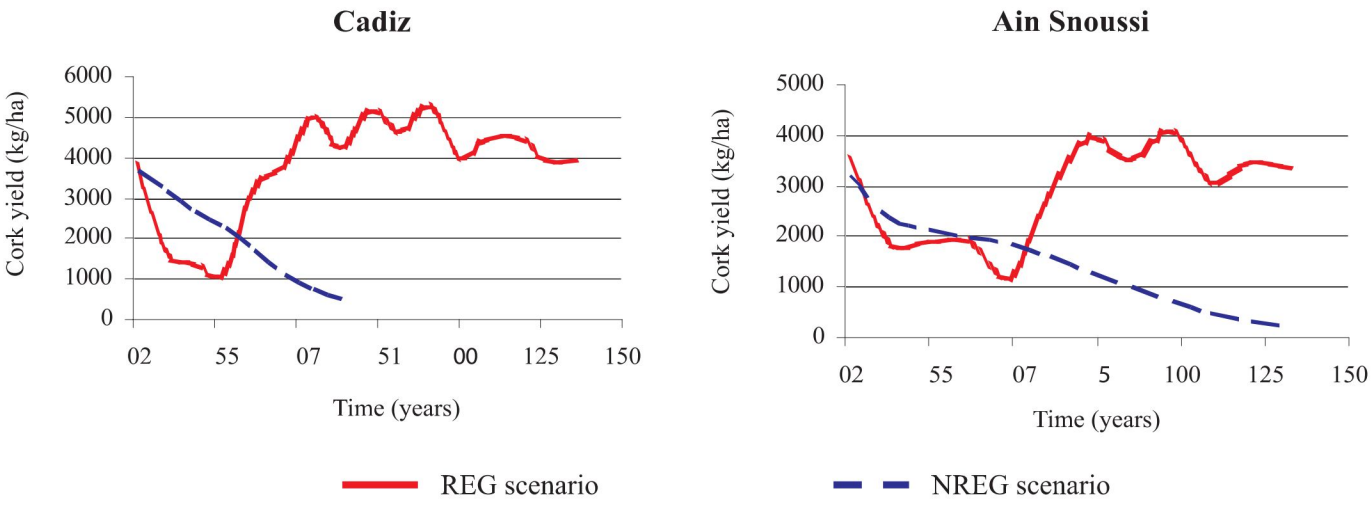
Compared cork oak management scenarios

The compared management regimes were cork oak continuous natural regeneration scenario and no-regeneration scenario. The natural regeneration scenario (REG) consisted of inducing cork oak on-site seeding and seedling growth, requiring investment by the forest owner in silvicultural treatments. The corresponding no-regeneration scenario (NREG) involved no other treatments or expenditures except for cork and firewood extractions and other minor costs. The NREG scenario implies that after T_n the cork oak forest still produces cork (Figure 1), but its production is negatively affected by the trees' natural mortality until T_{n+m} (208 years in Cadiz and 319 in Ain Snoussi) where cork extraction is abandoned. In that case, given current grazing pressure and natural regeneration problems in both areas (Torres and Montero 2000, Stiti *et al*. 2004), it can be assumed that the cork oak forest would be replaced by tree-less shrublands.

Montero *et al.* (2005) and Chaar *et al*. (2005) cork oak natural regeneration silvicultural models include grazing exclusion, formation pruning, selective thinning, regeneration and final felling (see Figures 2 and 3). Regeneration felling, which is the earliest prescribed treatment, consists of cutting an important share of mature trees in order to promote natural regeneration; in such way that on-site seeding is encouraged without renouncing completely to cork extraction given that some trees are left standing. In both cases, fencing accomplishes regeneration felling, in order to exclude grazing, for livestock and big game fauna in equal measure. The prescribed exclusion length was 15 years in Ain Snoussi and 20 years in Cadiz. The grazing exclusion period is accompanied by brush clearing as a means of controlling competing vegetation. Some years after regeneration felling the final felling takes place concurring with the first cork stripping of the new cork oak individuals in Cadiz, and twelve years before the first cork stripping of new individuals in Ain Snoussi.

[3] Cadiz cork oak growth models correspond to site quality II, whereas those in Ain Snoussi are site quality III. Site quality II indexes cork oak stands that reach 12 meters high at 80 years old and site quality III 10 meters high at the same age.

FIGURE 1 *Cork yield under regeneration and no-regeneration scenarios in Cadiz and Ain Snoussi*



Source: *Own Elaboration* based on Campos et al. (2005a) and Daly *et al.* (2005)

FIGURE 2 *Cork oak natural regeneration treatments in Cadiz*

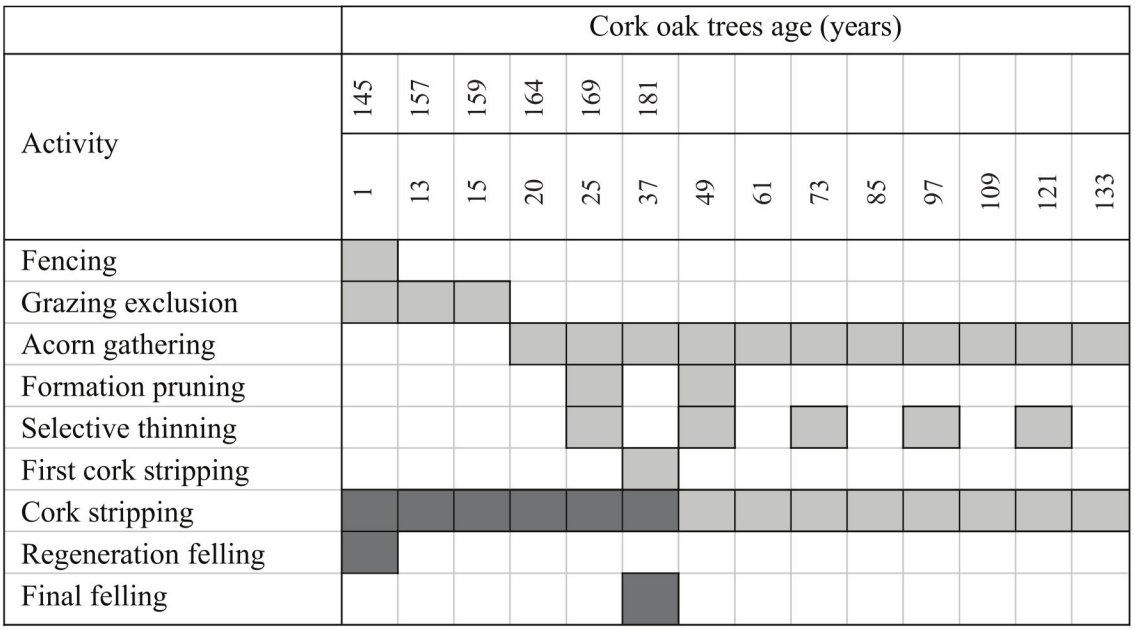
Activity	Cork oak trees age (years)																	
	145	154	163	153	165	172	181											
	1	10	19	9	21	28	37	46	55	64	73	82	91	100	109	118	127	136
Fencing	■																	
Grazing exclusion	■	■	■	■	■													
Scalping	■																	
Shrubs clearing	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Formation pruning			■			■		■										
Selective thinning			■			■	■		■		■		■			■		
First cork stripping							■											
Cork stripping	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Regeneration felling	■																	
Final felling							■											

Source: *Own elaboration* based on Montero *et al.* (2005)

■ Activities that affect mature cork oaks those come from the former rotation.

■ Activities that affect the cork oaks of the new rotation (after regeneration treatments).

FIGURE 3 *Cork oak natural regeneration treatments in Ain Snoussi*



Source: *Own elaboration* based on Chaar *et al.* (2005)

Activities that affect mature cork oaks those come from the former rotation.

Activities that affect the cork oaks of the new rotation (after regeneration treatments).

Present discounted values

The present discounted values (PDV) are computed as the infinite[2] sum of discounted flows of cork oak private single and total benefits and expenditures. The PDV estimation of net benefit flows related to individual goods or services generated in a cork oak forest is estimated using a discount function (δ) defined by (1/(1+r)), where *r* is the annual discount rate. Different scenarios are evaluated employing six different discount rates ranging between 1% and 10%, presuming that different profitability rates from cork oak renewal investment may be required depending on the type of forest owner.

It is estimated that individual Cadiz cork oak forest owners demand total profitability rates equal to or higher than the 4% they expect from forestry-based investments (Ovando *et al*. 2006b). Positive or normative social real discount rates in Western Europe for evaluating public investments are usually in the upper 2% range (Pearce and Ulph 1995, Whitby 2005). In developing countries, higher normative discounted rates are applied for public investment evaluation. The Tunisian government applies a 10% social real discount rate for forest investment evaluation (DGF 2001).

Four types of present discounted value indicators were considered. The present discounted value of capital incomes was taken either at market prices (CId_{MP}) or at factor costs (CId_{FC}). These were estimated as the difference between the discounted flows of the previously defined private benefits (B) and expenditures (E). For estimating CId_{FC}, operating subsidies net of taxes on products (OST) were included as an additional private benefit[3]. This application also estimated the present discounted value of total private incomes (TId_{MP} or TId_{CF}), which include both capital and labour incomes:

The present discounted value ($V_{i,n}$) (i = CId_{MP}, CId_{FC}, TId_{MP} , TId_{FC}) of any economic variable ($y_{i,n}$) (in euro ha^{-1}) within the cycle of a naturally regenerated cork oak forest (REG) is denoted by:

$$V_{i,n} = \sum_{t=1}^{T_n - 1} \delta^{t-1} y_{i,n}(t) \qquad [5]$$

It was assumed that the performance of normative silviculture operations would generate identical and

[2] Infinite time horizon analysis does not require consideration of land residual values (Samuelson 1976)

[3] Factor cost perspective is not analysed in Ain Snoussi since cork oak forest management does not currently benefit from government subsidies. Thus, CIdMP is very close to CIdFC (Daly-Hassen et al. 2005)

consecutive naturally regenerated cork oak rotations. In that case, the calculation was very simp(V$_{i,n,\infty}$)ng equation [5], the present discounted value associated with continuous

$$V_{i,n,\infty} = (1 + \delta^{(T_n)} + \delta^{(T_n)x2} + \delta^{(T_n)x3} + \ldots)$$

$$V_{i,n,\infty} = \left[\frac{1}{1 - \delta^{T_n}}\right] V_{i,n} . \quad [6]$$

$$\left[1 - a^{-n}\right]$$

$$CId_{MP} = \left[\frac{1}{1 - \delta^{T_n}}\right] \sum_{t=1}^{T_n - 1} \delta^{t-1} \left[B(t) - E(t)\right], \quad [7]$$

$$CId_{FC} = \left[\frac{1}{1 - \delta^{T_n}}\right] \sum_{t=1}^{T_n - 1} \delta^{t-1} \left[B(t) + OST(t) - E(t)\right], \quad [8]$$

$$TId_{MP} = CId_{MP} + \left[\frac{1}{1 - \delta^{T_n}}\right] \left(\sum_{t=1}^{T_n - 1} \delta^{t-1} \left[ELC(t) + SLC(t)\right] \right) \quad [9]$$

$$TId_{FC} = CId_{FC} + \left[\frac{1}{1 - \delta^{T_n}}\right] \left(\sum_{t=1}^{T_n - 1} \delta^{t-1} \left[ELC(t) + SLC(t)\right] \right) . \quad [10]$$

$$TId_{FC} = CId_{FC} + \left[\frac{}{1 - \ddot{a}^{T_n}}\right] \left(\sum_{t=1} \ddot{a}^{t-1} \left[ELC(t) + SLC(t)\right] \right)$$

[10]

The present discounted value ($V_{i,nr}$) of any economic variable ($y_{i,nr}$) derived from a mature cork oak stand in which no regeneration treatments (NREG) are carried out is defined

$$V_{i,nr} = \sum_{t=T_n}^{T_{n+m}} \delta^{t - T_n - 1} y_{i,nr} . \quad [11]$$

$$V_{i,nr} = \sum_{t=T_n} \ddot{a}^{t - T_n - 1} y_{i,nr} .$$

[11]

Given that natural regeneration does not occur and after *m* years (T_{n+m}) a change in land use takes place, the infinite time horizon of ($V_{i,nr \rightarrow m,\infty}$)t discounted value (applying the same items as] to [10]) of a non-regenerated cork oak forest (V) is:

$$V_{i,nr \rightarrow m\infty} = V_{i,nr} + \left(\delta^{T_{n+m+1}} \left(\frac{1}{1 - \delta^{Tm}} \right) V_{i,m} \right), \quad [12]$$

$$V_{i,nr \rightarrow m\infty} \quad V_{i,n} \quad \left(\quad [12] \quad \left(1 - \ddot{a}^{m} \right) \right) V_{i,m} \Big)'$$

where $V_{i,m}$ is any type of present discounted value indicator (in euro ha^{-1}) of tree-less shrubland and T_m is the shrubland rotation turn (economic cycle). In Cadiz, T_m corresponds to the mean frequency (nine years) that small clearings are made to favour hunting activity. Whereas in Ain Snoussi, the study took annual average shrubland's benefits and expenditures into consideration.

The present discounted values of capital income, labour income (return) and total income from the cork oak natural regeneration scenario were compared with the corresponding PDV figures of the no-regeneration scenario in order to estimate the PDV of income changes. Differences in PDV of capital incomes are referred to as capital gain (if positive) or capital loss (if negative), as labour return gain or labour return loss when PDV of labour incomes were compared, and finally as total gain or total loss when we deal with the PDV of total income.

RESULTS

Tables 3 and 4 present the main results from CBA for evaluating private investment in cork oak forest natural regeneration in the Cadiz and Ain Snoussi case studies. Cork oak forest natural regeneration was evaluated considering three different perspectives: the *market*, i.e. omitting operating subsidies net of taxes; the private investor, i.e. considering net subsidies; and society (in a restricted number of economic agents), i.e. taking into account labour returns and total income gains and losses. In this latter perspective, in Cadiz, the analysis concentrated on private capital income and employee labour return figures, while in Ain Snoussi, it also marked changes in local household self-employed total income.

Capital gain and loss from cork oak natural regeneration

Present discounted values of capital incomes (CId_{MP}) accrued from continuous natural regeneration (REG) were positive in both case studies, even if discount rates (r) of 5% were applied (Table 3). However, from a private pure market perspective, cork oak renewal resulted in a worse economic alternative than letting a cork oak stand deplete with a subsequent change from wooded to un-wooded land uses. The latter occured if the market demanded profitability rates higher than 1% (Table 3).

Keeping in mind that a discount rate lower than 4% does not appear acceptable to an individual private owner of a cork oak forest in Cadiz (Ovando *et al*. 2006b), a permanent natural regeneration scenario did not generate a competitive capital income PDV at market prices when compared with that accrued from a no-regeneration scenario (Table 3). The same occurred in Ain Snoussi, where only if the forest State owner accepted a profitability rate of 1% would cork oak renewal be a preferred investment alternative (Table 3). Note that the capital gain or loss derived from natural regeneration is not entirely carried by the State owner, given that the capital income loss derived from grazing restrictions affects local families' income (Table 4).

Present values of capital income factor cost (CId_{FC}) are those that a private investor looks at in considering an

TABLE 3 *Capital gain/loss from cork oak forest permanent natural regeneration versus cork oak depletion (2002 euro ha^{-1}, present discounted values)*

Class[1]	Discount rates for private goods and services					
	1%	2%	3%	4%	5%	10%
Capital income at market prices (CId_{MP})						
Cadiz						
REG	32,164.5	12,326.0	6,052.9	3,249.9	1,791.9	-390.2
NREG	26,533.7	15,371.1	11,371.8	9,243.9	7,902.6	5,022.1
Capital gain/loss (REG-NREG)	5,630.8	-3,045.0	-5,319.0	-5,994.1	-6,110.7	-5,412.2
Ain Snoussi						
REG	13,584.9	6,307.2	4,024.1	2,986.2	2,426.6	1,532.9
NREG	10,383.5	6,651.0	5,074.8	4,170.6	3,583.3	2,321.1
Capital gain/loss (REG-NREG)	3,201.4	-343.8	-1,050.7	-1,184.4	-1,156.7	-788.2
Capital income at factor costs (CId_{FC})						
Cadiz						
REG	45,108.9	19,272.6	10,962.3	7,112.3	5,009.3	1,496.4
NREG	30,218.5	18,614.5	14,267.2	11,860.9	10,294.2	6,750.1
Capital gain/loss (REG-NREG)	14,890.3	658.1	-3,305.0	-4,748.6	-5,284.9	-5,253.7

Source: *Own elaboration* based on Campos *et al.* (2005a) and Daly *et al*. (2005)

[1] REG: cork oak forest permanent natural regeneration; NREG: cork oak forest without natural regeneration treatments, which implies a gradual depletion of cork oak trees due to natural death and a transition to a tree-less shrubland in both case studies

Class[1]	Cadiz			Ain Snoussi		
	REG (A)	NREG (B)	Gain/loss (A-B)	REG (A)	NREG (B)	Gain/loss (A-B)
Private forest owner capital income						
Capital income at market prices (CId_{MP})	3,249.9	9,243.9	-5,994.1	1,430.5	1,567.8	-137.3
Capital income at factor costs (CId_{FC})	7,112.3	11,860.9	-4,748.6	na	na	na
Employee labour costs (ELCd)	10,957.8	6,058.7	4,899.2	1,435.9	591.4	844.5
Household self-employed total income				223.0	890.7	-667.7
Self-employed labour costs (SLCd)	na	na	na	120.6	137.4	-16.8
Grazing resources and acorns	na	na	na	102.4	753.3	-650.9

Source: *Own elaboration* based on Campos *et al*. (2005a) and Daly-Hassen *et al.* (2005)

Note: na (not applicable). Private discount rates of 4% for Cadiz and 10% for Ain Snoussi are applied

[1] REG: cork oak woodland monitored natural regeneration; NREG: cork oak forest without natural regeneration treatments, which implies cork oak tree depletion due to natural death and transition to a tree-less shrubland in both case studies

investment decision. In Cadiz, current public aid to cork oak management does not change the trend of natural regeneration to yield a capital loss if market-discount rates are applied. As a result, from a private investor perspective, regenerating a cork oak forest was not a competitive economic alternative, when a profitability rate equal or higher than 4% is demanded (Tables 3 and 4).

Public ownership profitability rate requirements might have a lower level in Cadiz cork oak forests (Campos *et al*. 2005b) as, presumably, this type of holder could accept lower commercial discounted rates than the estimated market discount rate for evaluating investment alternatives that promote public services from forest conservation. In spite of this, cork oak's natural regeneration capital gain is high enough to be the preferred alternative for a public owner that benefits from current government aid to cork oak forestry in Cadiz and evaluates forest investments using a social discount rate of 2% (Table 3).

Although the silvicultural treatments prescribed by Montero *et al.* (2005) and Chaar *et al.* (2005) are similar for

both cork oak forests, elevated labour costs and the need of performing shrub clearing every nine years at Cadiz (Figure 2) explain a higher capital loss there. Shrub clearing is a costly operation that consumes about 48% of the total Cadiz natural regeneration cycle expenditures for silvicultural treatments (Campos *et al*. 2005a). In Ain Snoussi, local inhabitants clear shrubs on their own, thus providing a source of household self-employed labour income with no monetary outflow for the State owner.

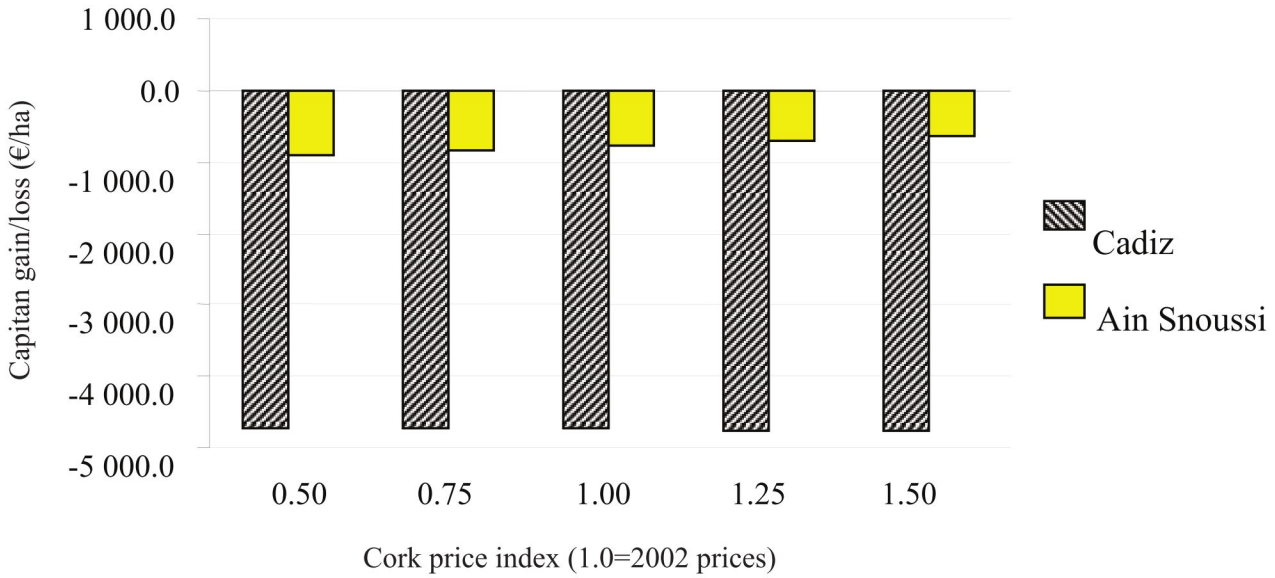
In addition, this analysis explores the sensitivity of cork oak woodland natural regeneration capital gain or loss under different cork price scenarios, including variation ranging from ±25% to ±50% on 2002 cork prices (Figure 4). Expected cork yield is higher if natural regeneration is accomplished in both scenarios since long-term cork productivity is assured. However, in both cases, results were slightly sensitive to cork price variations. This is due to: (i) the high investment expenditures (Table 2), (ii) the no-regeneration scenario cork provides higher cork yields in the first three decades since the regeneration treatment is to be done (Figure 1), and (iii) cork from unsustainable and sustainable management is valued using the same price. New opportunities related to short-term cork oak forest certification are not fully developed in cork stopper markets. Thus, a positive effect of certification on cork prices and demand is unlikely.

Total gain and loss from cork oak natural regeneration

The private total income PDV (TId) indicators show results from a social perspective, since TId take into account capital income as well as labour return (income). In both case studies, cork oak natural regeneration alternative generates employee labour returns present discounted values (ELCd) higher that those generated when cork oak stands are not renewed (Table 5). In Cadiz, all of the labour cost figures reflect employee retribution. In Ain Snoussi, 8% of total labour costs' present discounted value (r=10%) is due to the self-employed labour contribution of local inhabitants to cork oak natural regeneration, while employee retribution accounts for the rest of this figure (Table 4). By the alternative no-investment scenario (NREG), employee retribution accounts for 81% of labour costs present discounted value and self-employment for the remaining 19% (Table 4).

Cork oak renewal in Cadiz increases labour returns PDV (r=4%) 81% compared to the no-regeneration scenario (Table 4). Cork oak forest natural regeneration is a labour-intensive investment, especially in the first stages of the silvicultural cycle; hence, labour costs present discounted values are highly sensitive to the discount rates chosen (Table 5). Although the natural regeneration investment alternative generates important benefits in terms of labour compensations in Cadiz, total private income (TId_{MP}) from cork oak forest natural regeneration result in lower PDV than the no-investment scenario, when discount rates higher than or equal to 4% are applied (Tables 3 and 5). From a social discounting perspective (for this, r < 4%), the total private income PDV offered by cork oak renewal surpasses the no-regeneration alternative. Thus, presumably for a public Cadiz landowner with forest conservation and employment generation concerns, the natural regeneration investment alternative might be the preferred option (Table 5). If net operating subsidies are considered (TId_{FC}), cork oak renewal could also be the preferred investment alternative if a public or a philanthropic private forest owner applies a market discount rate of r=4%; however, this owner might be willing to offset a commercial capital loss for labour income gains (Tables 3 and 5).

FIGURE 4 *Sensitivity of capital gain/loss to changes on cork prices*



Note: Private discount rates of 4% for Cadiz and 10% for Ain Snoussi are applied.

TABLE 5 *Labour return and total gain/loss from cork oak forest permanent natural regeneration versus cork oak depletion (2002 euro ha^{-1}, present discounted values)*

Class[1]	Discount rates for private goods and services					
	1%	2%	3%	4%	5%	10%
Employee labour income (ELCd)						
Cadiz						
REG	32,420.2	18,102.6	13,339.8	10,957.8	9,535.2	6,824.2
NREG	9,733.3	8,104.3	6,928.9	6,058.7	5,398.6	3,668.4
Income changes (REG-NREG)	22,686.9	9,998.4	6,410.8	4,899.2	4,136.6	3,155.9
Ain Snoussi						
REG	7,054.8	3,885.2	2,851.0	2,339.9	2,035.1	1,435.9
NREG	2,994.3	1,861.8	1,383.1	1,115.6	945.8	591.4
ELC labour return gain (REG-NREG)	4,060.5	2,023.4	1,46.7.9	1,224.3	1,089.3	844.5
Self-employed labour income (SLCd)						
Ain Snoussi						
REG	1,234.5	611.4	404.7	301.9	240.7	120.6
NREG	1,297.2	640.2	429.3	324.9	262.4	137.4
SLC labour return gain (REG-NREG)	-62.8	-28.7	-24.6	-22.9	-21.6	-16.9
Total gain/loss at market prices (TId_{MP}) (REG-NREG)						
Cadiz	28,317.7	6,953.4	1,091.9	-1,094.9	-1,974.1	-2,256.4
Ain Snoussi	7,199.2	1,650.9	392.7	16.9	-89.1	39.5
Total gain/loss factor costs (TId_{FC}) (REG-NREG)						
Cadiz	37,577.3	10,656.5	3,105.9	150.6	-1,148.3	-2,097.8

Source: *Own elaboration* based on Campos *et al*. (2005a) and Daly-Hassen *et al*. (2005)

[1] REG: cork oak forest permanent natural regeneration; NREG: cork oak forest without natural regeneration treatments, which implies cork oak tree gradual depletion due to natural death and a transition to a tree-less shrubland in both case studies

In pure market conditions, the Ain Snoussi cork oak forest natural regeneration generates higher total private income PDV figures than the alternative no-regeneration scenario (Table 5). Cork oak natural renewal generates total income gains, except if a discount rate of 5% is applied. Despite the relatively higher total private income PDV, the self-employed labour income (SLCd) related to cork oak permanent regeneration is being reduced in terms of letting the cork oaks deplete (Tables 4 and 5). The investment alternative could generate large amounts of employee labour returns, almost two and half times more compared to the no-regeneration scenario in present value terms (Table 4).

DISCUSSION

Cork oak regeneration from a private perspective

Ain Snoussi and Cadiz cork oak forest renewal simulation can illustrate well the estimated magnitude and the sort of income loss and gain accrued from cork oak natural regeneration treatments on both sides of the western Mediterranean Basin. The simulation can also show how the different economic agents that depend on or profit from controlled cork oak forest goods and services are affected.

Under current market and governmental natural regeneration aid plans, renewing a cork oak stand results in significant capital loss compared to the alternative of letting those stands deplete. In this context, capital income maximization drives the private forest owner's economic behaviour concerning cork oak natural regeneration, thus cork oak depletion is currently the preferred alternative for both Cadiz private owners and the Ain Snoussi State owner.

A Cadiz public forest owner could target forest conservation and employment generation beyond its goals. In this case, the PDV value of total income related to cork oak renewal is higher that to not renewing the stand at all, thus regeneration could be the preferred alternative. Nonetheless, the forest owner should be willing to accept a profitability rate under the market one, or to support a significant capital loss. It has been observed that some public owners of Spanish Mediterranean oak forests take on capital income losses for the sake of certain agro-forestry systems' natural resource conservation and employment generation (Rodríguez *et*

al. 2004, Campos *et al*. 2005b); but this does not appear to be a long-term efficient solution. The largest part of the Cadiz cork oak forest is, however, under individual private ownership, thus the owner would not normally be willing to submit to capital loss with only insufficient government subsidies to compensate.

In Ain Snoussi, cork oak stand conservation produces a capital loss compared to the no-regeneration alternative. In the first stages of the natural regeneration cycle, the State owner would undergo some capital loss caused by the temporary fall in cork yield and the outflow required for undertaking natural regeneration silvicultural treatments. Temporary restrictions on grazing would significantly affect local families' income as well. In this context, cork oak natural regeneration in Ain Snoussi requires the concurrence of not only financial plans for funding initial investment expenditures, but also of compensation for local livestock keepers' income loss. Firewood collection from shrubs might also be affected in the future, especially if current extraction overcomes annual growth. Biomass growth and yield has been estimated for several shrub species in Ain Snoussi (Sebei *et al*. 2005), but further research is needed in order to estimate the incidence of shrub firewood collection on vegetation cover.

It is worthwhile mentioning that Ain Snoussi employee labour income increases do not necessarily offset families' self-employment income and grazing resource rent losses, since self-employed household activities are to a greater extent shared by women and children (Chebil *et al*. 2005). Hence, encouraging cork oak natural regeneration would greatly affect Ain Snoussi's household subsistence economies; especially because 80% of a family's total agro-forestry income depends on livestock activity through open-access grazing resources (Campos *et al*. 2006b).

Regeneration costs explain cork oak forest owners' rationality for not encouraging natural regeneration of the trees. Furthermore, implementing grazing restrictions for the sake of sustainable forest management may create conflicts between State owners and local inhabitants of Ain Snoussi. Even so, regeneration failure could also be aggravated by the forest owners' misperception of cork oak forest future scarcity (note that oak depletion is a gradual process). Then again, by letting cork oak stands deplete, cork oak forest market orientation may be behaving short-sightedly, since the slow disappearance of stands of cork oak trees due to age might drive up their price in the future by leaving only tree-less pasture and shrubland. Therefore, it is likely that the present economic, commercial and environmental benefits considered for economic analysis undervalue the forests' real future profitability.

Forest amenities enjoyed by owners (ES) in Cadiz embraces the mosaic of land uses and vegetations. At present, a caveat of this study is that it is not possible to attribute individual amenity values to different wooded or un-wooded land uses. In this frame, it seems reasonable to expect that a future decrease in cork oak woodland in Cadiz would also reduce private forest amenities based on the losses of landscape and biodiversity values, but the extent of this is not know.

On the other hand, future cork price trends and their effect on cork oak forest conservation might be driven by complex interactions between the potential decline in cork supply (due to cork oak stands aging or cork exploitation abandonment), competition with alternative synthetic stoppers, technological improvements in the natural stoppers industry, and the demand for quality products in the wine industry.

The potential incidence of cork substitutes on the cork stopper market has not been systematically analysed. Thus, the potential effect of cork substitutes on cork oak forest is uncertain. However, cork seal and cork substitute industries compete to corner the bottling seals market, which explains the publicity campaigns against or favouring cork stoppers (WWF 2006). The use of cork substitutes in the wine bottling industry seem to be expanding, especially in new world wine markets, rather than in European industry (Parejo 2006).

Most relevant differences of cork stoppers and substitutes seem to arise from consumer preferences. Market studies in the United States suggest that there is a cultural preference for cork closures in wines; nonetheless, they also reveal that it is widely believed that non-cork closures cheapen a bottle of wine (Wagner 2006). For the fine spirits market, the cork stopper has long been a symbol of premium quality. Given cultural preferences for cork, at least for high quality wines, cork stopper demand might appear to be guaranteed.

Cork oak regeneration from a public perspective

Forest depletion and regeneration problems in Maghreb countries is widely accepted (FAO 2001). While the regeneration failure of cork oaks in Cadiz, as in other Iberian peninsula oak forests (e.g. Pulido *et al.* 2001) has not been fully documented until recently (Sánchez 2001, Montero and Torres 2000), which may be the reason for the lack of explicit measures in the current legislation (Plieninger 2007). EU-supported afforestation has been a common practice over the past decade, but these measures were not conceived to deal with cork oak forest regeneration failures. Even so, this alternative appears to be less costly, more secure in its outcome (Campos *et al*. 2003, 2005a), and a preferable option in terms of biodiversity conservation than plantations (Standiford *et al*. 2002, Caparrós and Jacquemont 2003).
Recent reforms on rural development policy adds government support to forest holders for non-remunerative private investments in forests to achieve a number of environment commitments or to enhance the public amenity value in areas of high natural value (European Commission 2005, 2006). Those forest environmental commitments refer to the need to "enhance biodiversity, preserve high-value forest ecosystems and reinforce the protective value of forests with respect to soil erosion, maintenance of water resources and water quality and to natural hazards" (European Commission 2005, p. 5). In this frame, the EU CAP could provide incentives to forestry operations that are compliant with environmentally safe farming and regeneration practices.

The lack of natural regeneration in cork oak forests can

also be seen as a policy failure from the perspective of an inaccurate supply of public goods. Conservation of cork oak forest natural values, besides providing a number of commodities and amenities enjoyed by the owners of land and by the holders of certain natural resource usage rights, indirectly bestow diverse public benefits (i.e. public scenic values, global biodiversity safeguard, long-term carbon storage). In this sense, even if cork oak natural regeneration is not economically profitable for private owners, we argue that cork oak forests should be preserved and perhaps developed to maintain future options to satisfy potential commodities and amenities for future generations. Long-term cork oak forest conservation may strongly depend on a compensation scheme since forest landowners seem unable to accept income losses in order to avoid cork oak forest depletion. In fact, this work gives an insight into the income losses that different agents may suffer if oak natural regeneration treatments and restrictions are applied. Thus, the sustainability paradox is being competitive while meeting social and environmental targets, but cork oak forest renewing private profitability is far from supporting sustainable cork oak forest management.

Given its public functions, cork oak conservation seems to be desirable, but conflicts between profitability (max PDV), rural subsistence and sustainable forest resource management remain. In this sense, compensation could increase the likelihood that landowners supply higher levels of conservation effort, when some question the fairness of having to assume the costs of providing a public good. Recent literature suggests that conservation policy for private lands could be improved by relying on a combination of incentives, rather than exclusively on the threat of regulation (Langpap 2006). Moreover, from the perspective of social equity, cork oak conservation in the Tunisian case cannot rely upon reducing the subsistence possibilities of local inhabitants, which also claims compensation schemes.

CONCLUSION

The lack of effort on the part of cork oak forest owners to renew their stands, given current cork and other commodity prices and government aid, are explained by private income losses from controlled cork oak forest goods and services when natural regeneration treatments are carried out. In Tunisia, an additional constraint to cork oak renewal was linked to the negative impact that this forest investment would have on local livestock keepers' subsistence economies.

This work focused on incomes derived from private goods and services controlled by forest owners and the holders of certain natural resources usage-rights. Therefore, private total income PDVs offer an incomplete view of the social benefits of cork oak renewal. Mediterranean cork oak forests give refuge to exceptional levels of biodiversity, provide watershed and habitats, sequester carbon, offer historically meaningful landscapes, and are pleasing to the eye. Neither those benefits nor the cost of losing cork oak forests has been accounted for (assessment of which is a costly and sometimes controversial task). Although those benefits have not been considered, their existence and the evidence of gradual cork oak forest depletion could warrant the creation of a specific programme on cork oak conservation, paying particular attention to mitigating livestock keepers' income losses from cork oak sustainable silviculture in North Africa.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was funded in the framework of the research projects on "*Sustainable silvo-pastoral management models in Mediterranean forests: Application on cork oak forest in Spain (Cadiz) and Tunisia (Ain Draham)* (6P/02)" and "*Conservation and Restoration of European cork oak woodlands: a unique ecosystem in the balance* –CREOAK – (UE: QLRT-2001-01594)"; with the financial support of the Spanish Agency for International Cooperation, the Tunisian Ministry of Scientific Research and Technology (MERST) and the European Union. We are grateful to three anonymous referees for their valuable comments and suggestions to the preliminary version of this paper.

REFERENCES

ASSOCIACION PORTUGUESA DE CORTIGA (APCOR). 2005. Cork Production - Area of cork oak forest. Information obtained from the website: http://www.realcork.org (accessed on 28/03/2007).

BANQUE CENTRALE DE TUNISIE. 2003. *Rapport Annuel 2002*, BCT, Tunis.

BEN MANSOURA, A., GARCHI, S., DALY-HASSEN, H. 2001. Analyzing forest users' destructive in Northern Tunisia. *Land Use Policy* 18: 153-163.

BOLETÍN OFICIAL DE LA JUNTA DE ANDALUCÍA (BOJA). 2004. Plan de Ordenación de los Recursos Naturales y Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural Los Alcornocales. Decreto 87/2004, de 2 de marzo, *BOJA* 88, 05/06/2006, pp. 10698-10824.

BOUDY, P. 1952. *Guide du forestier en Afrique du Nord*. La maison rustique, Paris.

CAMPOS, P., 2004. Towards a sustainable global economy for Mediterranean forest systems. In: SCHNABEL, S. and FERREIRA, S. (eds.) *Sustainability of agro-silvo-pastoral systems –dehesas, montados–*, Advances in Geoecology, 37, Catena Verlag, Reiskirchen, pp. 13-28.

CAMPOS, P. and CAPARRÓS, A. 2006. Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. *Ecological Economics* 57(4): 545-557.

CAMPOS, P., MARTÍN, D. and MONTERO, G. 2003. Economías de la regeneración natural y de la reforestación del alcornocal. In: PULIDO, F, CAMPOS, P. and MONTERO, G. (eds.) *La gestión forestal de la dehesa*. Junta de Extremadura/IPROCOR, Mérida, pp.107-164.

CAMPOS, P., OVANDO, P., OVIEDO, J.L, CAPARRÓS, A., LÓPEZ, E. and MONTERO, G. 2005a. Economía privada de la forestación con alcornoques y la regeneración natural

del alcornocal en el Parque Natural Los Alcornocales. *International Congress on cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business*, Palafrugell, February, 16-18.

CAMPOS, P., OVIEDO, J.L. and OVANDO, P. 2005b. Economía comercial privada del corcho. Análisis de los Montes de Propios de Jerez de la Frontera. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 208: 83-112.

CAMPOS, P., CAPARRÓS, A., OVIEDO, J.L., HUNTSINGER, L. and SEITA-COELHO, I. 2006a. Contingent valuation of private amenities from the Mediterranean woodlands of Spain, Portugal and California. *Ninth Biennial Conference of ISEE on Ecological Sustainability & Human Well-Being.* New Delhi (India), December, 15-19.

CAMPOS, P., DALY-HASSEN, H., OVANDO, P., CHEBIL, A. and OVIEDO, J.L. 2006b. Economics of cork oak forest multiple use: application to Jerez and Iteimia study cases. IEG-CSIC/INRGREF/INIA, *Internal working paper*, 35 pp.

CAMPOS, P., BONIEUX, F., CAPARRÓS, A., PAOLI, J.C. 2007. Measuring total sustainable incomes from multifunctional management of Corsican maritime pine and Andalusian cork oak Mediterranean forests. *Journal of Environmental Planning and Management* 50(1): 65-85.

CAPARRÓS, A. and JACQUEMONT, F. 2003. Conflicts between biodiversity and carbon offset programs: economic and legal implications. *Ecological Economics* 46: 143-157.

CENTRE NATIONAL DE TÉLÉDETECTION (CNT)/ DIRECTION GENERALE DES FORETS (DGF). 2005. *Résultats de l'inventaire forestier sur l'échelon de Jendouba*. DGF Ministère de l'Agriculture, Tunis.

CHAAR, H., STITI, B., MONTERO, G. and KHALDI, A. 2005. Production and silviculture of forests. In: International Congress on Cork plantations, factories and traders. *International Congress on cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business*, Palafrugell, February, 16-18.

CHEBIL, A., CAMPOS, P., OVANDO, O. and DALY-HASSEN, H. 2005. The total commercial income from cork oak agroforestry system in the region of Iteimia (Tunisia). *International Congress on cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business*, Palafrugell, February, 16-18.

DALY-HASSEN, H., CAMPOS, P. and OVANDO, P. 2005. Economic analysis of cork oak woodland natural regeneration in the region of Iteimia, Tunisia. *International Congress on cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business*, Palafrugell, February, 16-18.

DÍAZ, M., GONZÁLEZ, E., MUÑOZ, R. and NAVESO, M.A. 1996. Habitat selection patterns of common cranes *Grus grus* wintering in holm oak *Quercus ilex* dehesas of central Spain: Effects of human management. *Biological Conservation* 75 (2): 119-123.

DÍAZ, M., CAMPOS, P. AND PULIDO, J.P. 1997. The Spanish dehesas: a diversity in land-use and wildlife. In: PAIN, D.J. and PIENKOWSKI,Y W. (eds.) *Farming and Birds in Europe*. Academic Press, London, pp. 178-209.

DIRECTION GÉNÉRALE DES FORÊTS (DGF). 2001. *Stratégie nationale de développement forestier et pastoral*, projet FAO UTF/TUN/027/TUN, Tunis, 127p.

EGGERTSSON, T. 2003. Open access versus common property. In: ANDERSON, T. L. and MCCHESNEY, F. S (eds.) *Property rights. Cooperation, conflict and law*. Princeton University Press, Princeton, pp. 73-89.

ELLATIFI, M. 2005. Marocco. In: MERLO, M. and CROITORU, L. (eds.) *Valuing Mediterranean forests: Towards total economic value*. CAB Internacional, Wallingford, pp. 69-87.

ELENA, M. and SANTIAGO, R. 2006. Arguments pro suberaies, liège et bouchon de liège et contre les bouchons en plastique et aluminium. *Colloque Vivexpo 2006 : L'Homme et le Liège,* Vives, France. Available online at the Institut National de recherche et de développement de la suberaie, du Chêne-liège et du liège website: http://www.institutduliege.com (accessed on 15/04/2007).

EUROSTAT. 2000. *Manual on Economic Accounts for Agriculture and Forestry – EAA/EAF 97 (Rev.1.1)*. European Communities, Luxembourg.

EUROPEAN COMMISSION. 2005. Council Regulation (EC) No 1698/2005 of 20 September 2005 on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD). *Official Journal of the European Union* 277: 1-38.

EUROPEAN COMMISSION. 2006. Halting the loss of biodiversity by 2010 — and beyond, sustaining ecosystem services for human well being". Communication from the Commission. 216 final. Brussels.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). 2001. North Africa. In: *Global Forest Resources. Assessment 2000*. Main Report. FAO, Rome, pp. 109-113.

HARFOUCHE, A., NEDJAHI, A., ELLATIFI, M. and DALY-HASSEN, H. 2005. Les ressources génétiques forestières nord-africaines et leur conservation. *Revue forestière française* 1/2005: 15-32.

HASNAOUI, F., CHAABANE. A., YACOUBI. W. and HASNAOUI, B. 2006. Etat actuel du dépérissement du chêne liège dans la zone de Kroumirie. *Annales de l'INRGREF* 9(1) Numéro spécial: 167-185.

INSTITUTO DE ESTADISTICA DE ANDALUCIA (IEA). 2006. Information obtained from the website: http://www.juntadeandalucia.es/iea/ (acceded on 03/09/2006).

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE (INRA). 1978. *Principes de la nutrition et de d'alimentation des ruminants. Besoins alimentaires del animaux. Valeur nutritive des aliments*. INRA, Versailles.

LANGPAP, C. 2006. Conservation of endangered species: Can incentives work for private landowners? *Ecological Economics* 57(4): 558-572.

MERLO, M. and CROITORU, L. (eds.). 2005. *Valuing*

Mediterranean forests: Towards total economic value. CAB International, Wallingford.

MONTERO, G. and CAÑELLAS, I. 1999. *Manual de reforestación y cultivo de alcornoque* (*Quercus suber* L.). MAPA/INIA, Madrid.

MONTERO, G., SAN MIGUEL A. and CAÑELLAS, I. 1998. Sistemas de selvicultura Mediterránea. La dehesa. In: JIMÉNEZ, R.M. and LAMO DE ESPINOSA, J. (eds.) *Agricultura Sostenible*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 519-554.

MONTERO, G., LÓPEZ, E., CAMPOS, P., SÁNCHEZ, Mª DE LA O., SÁNCHEZ, M., RUIZ-PEINADO, R., OVANDO, P., CAPARRÓS, A. and BACHILLER, A. 2006. Selvicultura de los alcornocales (*Quercus suber* L.) del Macizo del Aljibe (Cádiz y Málaga. *International Congress on cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business*, Palafrugell, February, 16-18.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B., and KENT, J., 2000. Biodiversity hotspots forconservation priorities. *Nature* 403:853-858.

NATURAL CORK QUALITY COUNCIL 2007. Industry Statistics information obtained from the website: http://www.corkqc.com (accessed 09/04/2007).

NAVARRO, R. M. and BLANCO, P. 2006. Estimation of above-ground biomass and sequestered carbon in shrub ecosystems of southern Spain. Investigación *Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 15(4): 197-207.

OLIVEIRA, C., FERREIRA, A. J. D., LAOUNINA, A., HAMZA, A., CHAKER, M., NAAFA, R., REGAYA, K., BOULET, A.K., KEIZER, J.J. and CARVALHO, T.M.M. 2004. Change in land use and land management practices affecting land degradation within forest and grazing ecosystems in the Western Mediterranean. In: SCHNABEL, S. and FERREIRA, S. (eds.) *Sustainability of agro-silvo-pastoral systems –dehesas, montados–*, Advances in Geoecology, 37, Catena Verlag, Reiskirchen, pp. 137-154.

OVANDO, P., CAMPOS, P. and MONTERO, G. 2006a. Caracterización y costes de las forestaciones con encina y alcornoque en el marco del Reglamento 2080/92 en España. IEG-CSIC, GEA, *Working paper,* Madrid, 33 pp.

OVANDO, P., CAMPOS, P. and MONTERO, G. 2006b. Análisis económico de la forestación con alcornoques en España. *II Spanish -Portuguese Association of Natural Resource and Environmental Economics (AERNA) Conference*, Lisbon, June, 2-3.

PAREJO, F. M. 2006. Cambios en el negocio mundial corchero: un análisis a largo plazo ed las exportaciones españolas (1849-2000). *Historia Agraria* 39: 241-265.

PEARCE, D.W. and MORAN, D. 1994. *The Economic value of biodiversity*. Earthscan, London.

PEARCE, D.W. and ULPH, D. 1995. A social discount rate for the United Kingdom. CSERGE. *Working Paper* GEC 95-01, Norwich.

PLIENINGER, T. 2007. Compatibility of livestock grazing with stand regeneration in Mediterranean holm oak parklands. *Journal for Nature Conservation* 15: 1-9.

PULIDO, F. and DÍAZ, M. 2003. Dinámica de la regeneración natural del arbolado de encina y alcornoque. In: PULIDO, F, CAMPOS, P. and MONTERO, G. (eds.) *La gestión forestal de la dehesa*. Junta de Extremadura/IPROCOR, Mérida, pp. 39-62.

PULIDO, F.J., DÍAZ, M., HIDALGO, S.J. 2001. Size structure and regeneration of Spanish holm oak Quercus ilex forests and dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *Forest Ecology and Management 146 (1-3): 1-13.*

RAUNIKAR, R. and BUONGIORNO, J. 2006. Willingness to pay for forest amenities: The case of non-industrial owners in the south central United States. *Ecological Economics* 56: 132-143.

RODRÍGUEZ, Y., CAMPOS, P. and OVANDO, P. 2004. The commercial economics of a public dehesa in the Monfragüe shire. In: SCHNABEL, S. and FERREIRA, A. (eds.) *Sustainability of Agro-silvo-pastoral Systems. –dehesas, montados–*. Advances of GeoEcology, 37, Catena Verlag, Reiskirchen, pp. 85-96.

SAMUELSON, P.A 1976. Economics of forestry in an evolving society. *Economic Inquiry* XIV (4): 466-492.

SCARASCIA-MUGNOZZA, G., OSWALD, H., PIUSSI, P. and RADOGLOU, K. 2000. Forest of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132: 97-109.

SÁNCHEZ, J.M. 2001. Los alcornocales gaditanos: manejo histórico, estado selvícola y consecuencias para la gestión actual. *III Congreso Forestal Español: Montes para la Sociedad del Nuevo Milenio*, Granada, September, 25-28.

SCHEJTMAN, A. 1980. Economía campesina: lógica interna, articulación y persistencia, *Revista de la CEPAL* 11:121-140.

SEBEI, H., CHAAR; H., STITI; B. and MONTERO, G. 2005. Evaluation of aboveground biomasses of cork oak (*Quercus suber*) and shrubs at Ain Snoussi, Tunisia. *International Congress on cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business*, Palafrugell, February, 16-18.

STANDIFORD, R.B., MCCREARY, D. and FROST, W. 2002. Modelling the effectiveness of tree planting to mitigate habitat loss in blue oak. In: Proceedings of the Fifth Symposium on Oak Woodland: Oaks in California's Changing Landscape, October 22-25, 2001. USDA *Forest Service General Technical Report* PSW-GTR-184, San Diego, CA, pp. 591-600.

STITI, B., SEBEI, H. and KHALDI, A. 2004. Evaluation de la régénération et analyse de la croissance du chêne liège dans la forêt de Ain Snoussi, Tunisie. Paper presented at the *4th Meeting of the IOBC/WPRS Working Group on Integrated Protection in Oak Forests*, Hammamet, October, 5-8.

TORRES, E. and MONTERO, G. 2000. Los *alcornocales del macizo del Aljibe y sierras del Campo de Gibraltar*. Secretaría General Técnica Ministerio de Agricultura

Pesca y Alimentación, Madrid.

WAGNER, P. 2006. *Closure Survey Results*. NAPA Valley College and Balzac Communications. Available online at the National Cork Quality Council website: htttp://corkqc.com/currentresearch/Surveys/Closure%20Survey.pdf (accessed on 09/04/2007).

WORLD BANK. 2004. *World Development Indicators, 2004*. The World Bank, Washington.

WWF/Mediteranean Programme Office (WWF). 2006. Cork screwed? Environmental and economic impacts of the cork stoppers market. WWF/MEDPO Report.

WHITBY, M. 2005. The struggle to evaluate forestry policy in the UK. *International Conference: the multifunctional role of forests*. Padova, April 28-30.

Comparaison des revenus à long terme entre la plantation de chêne liège et le maquis à Ain Snoussi

Daly-Hassen Hamed[1], Campos Palacin Pablo[2], Ovando Pol Paola[2]

[1] *I.N.R.G.R.E.F. B.P. 10, 2080 Ariana. Tel : 216+71.719.630. Fax : 216+71.717.951. Dalyhassen.hamed@iresa.agrinet.tn*

[2] *Institut d'Economie et de Géographie, Conseil National de Recherche Espagnole (CSIC), Espagne. Pinar, 25, 28006 Madrid, Espagne. Tel. +34.91.411.1098. Fax: +34.91.562.5567. E-mail: pcampos@ieg.csic.es*

ملخص: : تحليل اقتصادي لغراسة الفرنان بعين السنوسي

تميزت غابة الفرنان بالتدهور الناتج عن اضمحلال الأشجار المسنة وعدم التجديد. هذا الوضع ينتج عنه تعويض غابة الفرنان بالغابة الشعراء. الهدف من هاته الدراسة هو مقارنة اقتصادية لطريقتين للتصرف: الطريقة الأولى هي غراسة الفرنان والتصرف المستديم لهاته الغابات، بينما تتمثل الثانية في الإحتفاظ بالغابة الشعراء.

تتمثل طريقة العمل في تحليل الكلفة والمرابيح على المدى الطويل حتى يتسنى لنا استخراج الدخل بالهكتار. لقد أظهرت هاته الدراسة أن تجديد غابة الفلين ينجر عنه مرابيح ب 5117 د/هك في حالة توخي نسبة تحيين بـ 2%. يمكن تبرير هذه النسبة الضعيفة نظرا للمزايا البيئية التي لم يقع استدراجها في هاته الدراسة.

كلمات مفاتيح: تحليل الدخل ، غابة الفلين، الغابة الشعراء، توزيع الدخل، عين السنوسي.

Abstract -Income comparison at long term between cork oak plantation and shrubs

The cork oak forest of Ain Snoussi is characterized by the lack of natural regeneration and the depletion of cork oak trees. This degradation would lead to the disappearance of cork oak and its substitution by shrubs. The objective of this paper is to compare the economic results of two scenarios: artificial regeneration of cork oak and shrubs. Under the first scenario, the cork oak would naturally regenerate at infinite horizon.

For this purpose, a cost-benefit analysis was conducted for indicating capital income and total income under the two management scenarios. All private expenditures and revenues of whole production life cycles of cork oak forests are introduced.

Comparison shows that cork oak regeneration leads to income gains compared to shrubs estimated to 5117 TD/ha for total income and 718 TD/ha for capital income within a discount rate of 2%. This rate can be justified by the society which considers the numerous environmental benefits of the cork oak forest system. Also, the income distribution shows that cork oak plantation is profitable for the state, but not for the local population.

Using low discount rates (≤ 2%), cork oak tree plantation gives a higher capital income. Also, total income at infinite horizon is higher compared to shrubs at a discount rate of 4%.

Keywords : Cost-benefit analysis, cork oak forest, shrubs, forest income, income distribution, Ain Snoussi.

Analyse économique de la plantation de chêne liège

Résumé

La forêt de chêne liège de Ain Snoussi est caractérisée par un dépérissement continu des peuplements âgés et l'absence de régénération naturelle. Cette dégradation va entraîner progressivement la disparition de cette forêt au cas où le renouvellement n'aura pas lieu. Ce travail cherche à analyser économiquement deux scénarios de gestion : le premier consiste à conduire des plantations artificielles de chêne liège alors que le second consiste à maintenir la végétation de maquis en utilisant le potentiel fourrager. L'objectif étant de comparer les résultats économiques des deux scénarios.

La méthode utilisée est l'Analyse Coût-Avantages qui permet de dégager des résultats comparés en termes de revenu de capital et de revenu total pour les deux scénarios. L'ensemble des coûts subis (coût de plantation et gestion, coût d'exploitation) et des bénéfices privés dégagés (liège, bois de feu, fourrages, autres produits non ligneux) tout le long du cycle de production ont été introduits.

La comparaison montre que la régénération de chêne liège entraîne des gains par rapport au maquis estimés à 5117 DT/ha pour le revenu total et à 718 DT/ha pour le revenu du capital en choisissant un taux d'actualisation social de 2%. Ce faible taux pourrait être justifié par la société qui considère les nombreux bénéfices environnementaux de la forêt. Par ailleurs, la distribution des revenus montre que la gestion de la forêt de chêne liège profite à l'Etat, et serait moins avantageuse pour la population locale.

En utilisant des taux d'actualisation faibles ($\leq$ 2%), la plantation de chêne liège parait mieux profitable en terme de revenu de capital. En plus, elle dégage des gains en terme de revenu total à un taux de 4%.

Mots clés : Analyse Coût-Avantages, forêt de chêne liège, maquis, distribution de revenu, Ain Snoussi

Analyse économique de la plantation de chêne liège

1. INTRODUCTION

La forêt de chêne liège joue un rôle important en Tunisie, d'abord par l'étendue de ces systèmes écologiques sur une superficie de 70.000 ha en 2003 sous forme de peuplements purs (CNT/DGF, 2005), soit la deuxième espèce principale après le pin d'alep, ensuite par les recettes nettes dégagées de l'exploitation du liège pour l'Etat, enfin par le nombre important de produits et services exploités par la population locale : fourrages, glands, bois de feu, miel, et par les entreprises : plantes aromatiques et champignons. Toutefois, cette forêt souffre de la dégradation et du dépérissement. En plus de la régression d'environ le tiers de la superficie observée surtout durant les cinq dernières décennies[1], le taux de dépérissement moyen atteint un niveau inquiétant dans la région de Tabarka, soit 14% (Hasnaoui et al., 2005). Les causes souvent évoquées du déclin sont l'augmentation de l'activité économique et sociale (surpâturage, surexploitation de bois), la mort naturelle des arbres âgés, le manque de régénération naturelle, le changement de l'usage des terres et l'installation d'infrastructures (WWF, 2002).
Dans ce contexte, la conservation des forêts de chêne liège peut être menacée si des programmes de régénération artificielle ou naturelle n'auront pas lieu. A cet effet, certaines expériences de plantation ont été menées dans la région de Nefza notamment pour compenser la dégradation de la forêt de chêne liège et sa substitution par le maquis.

La forêt de Ain Snoussi est située dans la région de Ain Draham. Elle couvre une superficie de 3735 ha dont 2424 ha est occupée par le chêne-liège. Elle a un climat humide à variante hivernale tempérée selon la classification d'Emberger (DGF, 1983), avec une pluviométrie annuelle de 1000 mm. Les peuplements purs et mixtes de chêne liège occupent la part la plus importante de la superficie, soit 74%. Le reste est constitué de maquis (6%), et de terres agricoles et de divers usages y compris les terres improductives (20%).
Malgré une densité moyenne élevée (586 arbres/ha), la forêt de Ain Snoussi manifeste un état de sénescence considérant les indicateurs suivants : 47% des arbres ont un âge compris entre 100 et 180 ans, seul 7% des arbres ont un âge inférieur à 60 ans, un taux de mortalité qui atteint jusqu'à 36 % d'arbres morts non coupés par placette et une absence de jeunes plants de plus d'1 cm de diamètre (Stiti *et al.*, 2005).
L'élevage constitue la principale activité de la population locale. En effet, elle constitue environ la moitié du revenu moyen des ménages (Chebil *et al.*, 2005). Le bétail est surtout constitué d'ovins et de caprins, très dépendants

[1] La superficie occupée par la forêt de chêne liège a été estimée à 115.000 ha en 1955 (Vieira Natividade, 1956).

des pâturages forestiers pour leur alimentation. Aussi, la consommation de bois de feu et la vente de charbon de bois constituent une contrainte au développement forestier.

Différentes activités sont entreprises par l'administration forestière pour le contrôle, la conservation et l'exploitation forestière. Malgré la surveillance, il y a eu 13 délits observés en 2002 dans la région de Ain Snoussi, notamment pour le défrichement et le labour, la carbonisation illicite et la coupe d'arbres (Triage forestier de Ain Snoussi). Les travaux forestiers incluent la récolte du liège, le dégagement du maquis pour l'ouverture de pistes et la lutte contre les incendies. Durant cette dernière décennie, l'administration s'est orientée vers une meilleure implication de la population locale dans l'élaboration des plans de gestion forestière.

Ce travail a pour objectif de répondre à la question suivante : Quel type de gestion serait mieux profitable : maintenir le maquis, ou bien le remplacer par une plantation de chêne liège suivie par une gestion durable ?

Pour cela, une analyse coût-bénéfices est menée afin de dégager les valeurs actualisées des bénéfices nets privés (valeur du capital) et celles des revenus annuels pour les deux scénarios. Le premier scénario consiste à effectuer une plantation suivie par une gestion adéquate permettant une succession de cycles de régénération naturelle, le second consiste à maintenir la végétation du maquis. La comparaison entre les indicateurs des deux scénarios permet de dégager les gains ou les pertes liés à la conversion de l'usage des terres.

Le taux d'actualisation correspond au coût d'opportunité du capital. En considérant le taux d'intérêt préférentiel de 0,75% du prêt accordé par la Banque Japonaise pour la Coopération Internationale (JBIC) pour le financement du projet de gestion intégrée des forêts (2001-2006) et l'intérêt croissant de la société pour les services de l'environnement, un taux d'actualisation faible (2%) a été choisi.

Par ailleurs, une analyse socio-économique est menée pour dégager les revenus de l'Etat, de la population locale et des entreprises, qui interviennent dans le domaine forestier. Le revenu marchand et non marchand de la forêt est partagé entre l'Etat et la population locale. Les revenus de l'Etat sont composés du liège et d'une partie de bois de feu. Les ménages bénéficient des ressources fourragères, du bois de feu, des glands et d'autres produits mineurs. Mais, les coûts d'investissement sylvicoles et de gestion sont supportés par l'Etat.

Tous les produits marchands et autoconsommés sont inclus dans l'analyse économique. Pour éviter une évaluation subjective, la valeur des ressources fourragères a été estimée sur la base de la valeur ajoutée nette de l'élevage et du coût de la main d'œuvre locale (Chebil *et al*, 2005).

Une analyse de sensibilité a été menée pour apprécier l'impact de la variation du prix du liège, du taux d'actualisation et de la valeur des ressources fourragères sur les différents indicateurs.

2. METHODES

2.1. Revenu privé

Le liège (L) et le bois de feu (Bf) sont les principaux revenus commerciaux de la forêt de chêne liège (tableau 1). D'autres produits mineurs sont commercialisés comme les plantes aromatiques et médicinales (PAM) notamment le myrte (*Myrtus communis L.*) et les champignons (Cm). L'Etat tunisien profite des ventes du liège et du bois, des droits d'exploitation des autres produits et des licences et taxes de chasse (Ch).
Par ailleurs, les habitants locaux bénéficient de la collecte de bois de maquis (Bm), des revenus du miel (M), des glands de chêne liège (G) et du pâturage (P) utilisés en accès libre comme ressources fourragères pour le bétail.
Ainsi, les revenus de l'Etat (RE) et de la population locale (RP) peuvent s'écrire comme suit :

$R_E = L + Bf + PAM + Cm + Ch,$ [1]

$R_P = Bm + M + G + P.$ [2]

Les produits commercialisés tels que le liège, le bois de feu et les licences de chasse sont évalués sur la base des valeurs de marché d'échange. L'économie familiale constitue une limite d'évaluation des ressources fourragères. Pour cela, une simulation d'échange entre la rente (valeur sur pied) des ressources fourragères et l'évaluation des revenus de l'emploi familial dans l'élevage a été réalisée (Campos *et al.*, 2006). La limité supérieure de la valeur de l'unité fourragère (UF) est de 0,28 DT, qui correspond à une valeur nulle du revenu familial de l'élevage. La limite inférieure de la valeur de l'UF est zéro, elle correspond au revenu réel de l'élevage. La valeur de l'UF a été estimée à 0,09 DT en 2002 en supposant un coût du travail familial égal à la moitié du coût de main d'œuvre employé. La quantité d'UF par ha varie selon le scénario de gestion (DGF, 1995). Les biens et services sont évalués au prix de marché ou fictifs en 2002, et correspondent au prix bord de route ou au prix sur pied.

Tableau 1 : Indicateurs utilisés sous les deux scénarios de gestion

Stade initial	Maquis	
Type de scénario de gestion	Plantation de chêne liège suivie de cycles de régénération naturelle	Maquis
Type du cycle *Premier cycle* *Second cycle, etc.*	 Plantation régénération naturelle	 Maquis Maquis
Longueur du cycle (ans) *Premier cycle* *Second cycle, etc.*	 138 144	 1 1
Age des arbres à la coupe finale (ans) *Premier cycle* *Second cycle, etc.*	 175 181	
Age de la première récolte de liège *Premier cycle* *Second cycle, etc.*	 31 49	
Nombre de cycle de récolte de liège (rotation : 12 ans) *Premier cycle* *Second cycle, etc.*	 9 12	
Production moyenne de liège (kg/ha/an) *Premier cycle* *Second cycle, etc.*	 217 234	
Ressources fourragères utilisées en unités fourragères (UF)/ha *Premier cycle* *Second cycle, etc.*	 380 398	 493
Période de mise en défens (ans)	14	-

Source: Calculs basés sur les données de Chaar et al. (2005)

2.2- Les dépenses de gestion

Les dépenses privées (D) sont réparties selon le concept de coût de la comptabilité nationale : Coût du travail (CT), consommation intermédiaire de biens et services (CI) et consommation du capital fixe. Les deux derniers sont agrégés en dépenses de consommation (DC). Les coûts de main d'œuvre comportent le coût de main d'œuvre employé (Ce) et le coût de la main d'œuvre familiale (Cf). Dans cette application, Cf est estimé en tant que valeur résiduelle entre le revenu familial et les dépenses de consommation.

$$Cf = R_F - DC_F. \quad [3]$$

2.3- Revenu du capital et revenu total

Cette analyse considère les revenus et les dépenses prédites tout le long des cycles successifs de production de chêne liège et du maquis. Le revenu net est estimé par la différence entre les revenus (R) et les dépenses de consommation (D), ce qui correspond au revenu du capital (Campos *et al.*, 2006).

$$RC = R - D, \quad [4]$$

Le revenu privé total correspond à la somme du revenu du capital et le coût du travail.

$$RT = RC + CT \quad [5]$$

2.4- Analyse Coût-Avantages des deux scénarios de gestion

L'analyse Coût-Avantages (ACA) est utilisée pour estimer les valeurs actualisées à l'horizon infini des revenus courants futurs des deux scénarios de gestion. Ces derniers sont par la suite comparés. Le premier scénario correspond à un scénario de gestion durable, soit un cycle de plantation de chêne liège (138 ans) suivi par des cycles identiques de régénération naturelle (144 ans) (CL) (Chaar *et al.,* 2005). Le second correspond à une succession de cycles d'une année de production de maquis, géré d'une manière durable (M). Le premier scénario intègre un ensemble de coûts de traitement sylvicole alors que le second suppose que l'on utilise simplement le potentiel fourrager sans avoir recours à des coûts de gestion.

L'ACA à l'horizon infini ne requiert pas la considération des valeurs résiduelles des terres (Samuelson, 1976).

Analyse économique de la plantation de chêne liège

La valeur actualisée du premier cycle (T_1) est obtenue par la formule suivante :

$$V_1 = \sum_{t=1}^{T_1} \frac{1}{(1+r)^{t-1}} x_1(t)$$; r étant le taux d'actualisation annuel.

$$x_1(t), t \in [1,...,T_1], \text{ avec } T_1=138. \qquad [6]$$

La production du second cycle de régénération naturelle (V_2) et les cycles suivants sont supposés constants. Ainsi, la valeur actualisée de la séquence infinie de la régénération permanente correspond à :

Etant donnée Tn = 144.

$$V_{2,\infty} = \sum_{i=0}^{\infty} \frac{1}{(1+r)^{144.i}} V_2 \, . \qquad [7]$$

Cette équation est simplifiée par la somme de la suite géométrique :

$$V_{2,\infty} \cong \left[\frac{1}{1 - \frac{1}{(1+r)^{144}}} \right] V_2 \, . \qquad [8]$$

La valeur actualisée du revenu de la gestion durable du chêne liège est définie comme suit :

$$V_{n,\infty} = V_1 + \frac{1}{(1+r)^{138}} \left[\frac{1}{1 - \frac{1}{(1+r)^{144}}} \right] V_2 \qquad [9]$$

Dans le cas du maquis, la valeur du revenu annuel est représentée par τ_{ma}. La valeur actualisée de la séquence infinie découle de la somme de la suite géométrique de la séquence infinie. Elle est formulée comme suit :

$$V_{ma,\infty} = \left(\frac{(1+r)}{r} \right) . \tau_{ma} \qquad [10]$$

2.5- Analyse de sensibilité

Les valeurs actualisées des revenus du capital et total des deux scénarios comparés ont été estimées afin de dégager les gains / pertes dégagés suite à la conversion du maquis à la forêt de chêne liège. Différents taux d'actualisation ont été employés dans un intervalle de 2% à 10%, en supposant que divers taux de rentabilité sont demandés par les sources de

financement. Un taux d'actualisation de 10% est souvent utilisé dans l'analyse des investissements forestiers (DGF, 2001). Aussi, des analyses de sensibilité au prix du liège et à la valeur de la production fourragère ont été menées.

3. RESULTATS

3.1. Revenus et dépenses

Les principaux revenus et dépenses durant les différents cycles de production sont présentés dans les tableaux 2, 3 et 4, successivement pour le cycle de plantation, le cycle de régénération naturelle et le cycle annuel du maquis. Les dépenses sont importantes durant le début du cycle de plantation alors que les revenus dégagés par la vente du liège ne se manifestent qu'à l'age 31 ans (Tableau 2). La situation est différente pour le cycle de régénération naturelle où le bilan revenus-dépenses est positif dès la première année du cycle correspondante à la coupe de régénération (Tableau 3). Le scénario de gestion du maquis ne prévoit pas de dépenses, ceci se traduit par un bilan annuel positif mais faible (Tableau 4). Ces calculs nous ont permis de conduire les analyses de revenus des différents scénarios.

Tableau 2 : Principaux revenus et dépenses du premier cycle de plantation. (DT courant /ha, année 2002)

Année	Opération	Dépenses* (D)			Revenus** (R)	
T_1		Coûts de la main d'oeuvre Employés (CE)	Consom-mation inter-médiaire (DC)	Total (D)	Vente (V)	Total (R)
1	Clôture et plantation	1302	485	1787		
15	1ère éclaircie	360	62	439		
15	1ère taille de formation	180		180		
15	Ouverture au pâturage et collecte de glands			0		
31	Récolte du liège (1ère)	169	32	218	973	1031
31	2ème éclaircie	370	41	411	81	81
31	2de taille de formation	180	20	200		
43	Récolte du liège (2de)	442	87	546	2037	2108
55	Récolte du liège (3ème)	622	118	740	3543	3622
55	2ème éclaircie	258	25	283	467	467
67	Récolte du liège (4ème)	598	111	726	3406	3485
79	Récolte du liège (5ème)	630	120	767	3730	3803
79	3ème éclaircie	264	29	293	538	538
91	Récolte du liège (6ème)	549	101	667	3139	3213
103	Récolte du liège (7ème)	596	113	726	3530	3598
103	4ème éclaircie	319	35	354	649	649
115	Récolte du liège (8ème)	434	88	539	2602	2669
127	Récolte du liège (9ème)	480	95	592	2734	2801

Sources : Calculs basés sur les données fournies par Mr Selmi, chef de subdivision de Nefza, Chaar et al., 2005, Ministère de l'Agriculture, 2003 et propre enquête.

* Le coût de la main d'œuvre familiale (Cf) : 17 DT/ha/an à partir de l'année 15

** L'auto-consommation (R_{AC}) varie de 58 DT/ha/an à 79 DT/ha/an à partir de l'année 15.

Tableau 3 : Principaux revenus et dépenses du second cycle correspondant à la régénération naturelle et cycles successifs. (DT courant /ha, année 2002)

Année		Opération	Dépenses (D)			Revenus (R)	
T_{n-1}	T_n		Coûts de main d'oeuvre employé (CE)	Consommation intermédiaire (DC)	Total (D)	Vente (V)	Total (R)
	1	Clôture et coupe du maquis	308		308		
139	1	Récolte du liège (10ème)	485	92	594	2.613	2.628
139	1	Coupe de régénération	435	48	483	886	886
151	13	Récolte du liège (11ème)	272	52	338	1.426	1.441
153	15	Ouverture au pâturage et collecte de glands			17		61
163	25	1ère éclaircie	360	37	414	675	740
163	25	Récolte du liège (12ème)	243	46	289	1.280	128
163	25	1ère taille de formation	180	243	423		0
175	37	Récolte du liège (13ème)	223	42	282	1.183	1.245
175	37	Coupe finale	601	67	668	1.224	1.224
	49	Récolte du liège (1ère)	176	34	227	201	271
	49	2ème éclaircie	456	51	507	927	927
	49	2de taille de formation	180	20	37		0
	61	Récolte du liège (2de)	419	80	516	1.752	1.836
	73	Récolte du liège (3ème)	588	112	717	3.226	3.302
	73	3ème éclaircie	281	31	312	573	573
	85	Récolte du liège (4ème)	523	100	640	2.991	3.067
	97	Récolte du liège (5ème)	603	115	735	3.466	3.536
	97	4ème éclaircie	319	35	345	649	649
	109	Récolte du liège (6ème)	457	87	561	2.623	2.693
	121	Récolte du liège (7ème)	518	99	634	2.931	2.999
	121	4ème éclaircie	123	14	137	250	250
	133	Récolte du liège (8ème)	501	95	613	2.702	2.770

Sources : Calculs basés sur les données fournies par Mr Selmi, chef de subdivision de Nefza, Chaar et al., 2005, Ministère de l'Agriculture, 2003 et propre enquête.

Table 4 : Dépenses et revenus du maquis à Ain Snoussi (DT courant /ha/an, année 2002)

Maquis	Dépenses (D)				Revenus (R)		
	Coûts de main d'oeuvre (CT)		Consommation intermédiaire (DC)	Total (D)	Vente (V)	Auto-consommation (R_{AC})	Total (R)
	Employés (CE)	Auto-Emploi (Cf)					
	17,2	19,6	1,6	38,4	22,8	64,0	86,8

Sources : Calculs basés sur notre propre enquête et DGF, 1995.

3.2. Comparaison des valeurs actualisées des revenus

La régénération artificielle du chêne liège fournit un revenu du capital et un revenu total élevés suite aux importantes productions du liège et du bois.

La comparaison entre les deux scénarios montre que la plantation du chêne liège suivie d'une régénération naturelle fournit un revenu total et un revenu du capital plus élevés que la production du maquis. Les gains par rapport au maquis sont estimés respectivement à 5117 DT/ha et 718 DT/ha en utilisant un taux d'actualisation de 2%. Le coût de main d'œuvre du scénario de régénération de chêne liège (5631 DT/ha) est nettement plus important que celui du maquis (878 DT/ha). Par contre, la valeur des ressources fourragères du maquis (2263 DT/ha) est beaucoup plus élevée que la production du chêne liège (1438 DT/ha) (Tab. 5).

Tableau 5. Comparaison des valeurs actualisées entre les deux scénarios (DT /ha, année 2002) – taux d'actualisation : 2%

Indicateurs	**Chêne liège**	**Maquis**	**Gain / perte**
Revenu total (RT)	9461	4344	5117
Coût de main d'œuvre employé (CE)	5631	878	4753
Coût de main d'œuvre familiale (CF)	645	999	-354
Valeur des ressources fourragères	1438	2263	-825
Revenu du capital (RC)	3185	2467	718

3.3. Distribution des revenus par type de bénéficiaire

Seules la population locale et les entreprises subissent des pertes en termes de revenu total suite à la conversion du maquis en plantation de chêne liège : ménages locaux (-636 DT/ha) et entreprises (-227 DT/ha). La mise en défens et la réduction des ressources fourragères du scénario de régénération ont un impact négatif sur le revenu familial. Toutefois, la population locale bénéficie de l'emploi salarié. Malgré l'important investissement dans l'opération de plantation, les revenus de l'Etat s'améliorent par la production du liège (Tableaux 6 et 7).

Table 6. Comparaison du revenu total (RT) par type de bénéficiaires entre les deux scénarios (DT /ha, année 2002) – taux d'actualisation : 2%

Type	Chêne liège	Maquis	Gain / perte
Etat	6262	282	5980
Ménages locaux	2547	3183	-636
Entreprises	652	879	-227

Table 7. Comparaison du revenu du capital (RC) entre les deux scénarios (DT /ha, année 2002) – taux d'actualisation : 2%

Type	Chêne liège	Maquis	Gain / perte
Etat	1205	179	1026
Ménages locaux	1902	2184	-282
Entreprises	77	104	-27

3.4. Analyse de sensibilité

Cette analyse montre que les revenus sont très dépendants au taux d'actualisation. Concernant le scénario de régénération du chêne liège, la valeur actualisée du revenu total devient positive à un taux de 8,2% alors que le revenu du capital n'est positif qu'à un taux égal à 2,9%. Par ailleurs, ce scénario devient avantageux à un taux de 4% en prenant en considération le revenu total et à un taux de 2% pour le revenu du capital (Tableau 8).

Table 8. Sensibilité du revenu du capital (RC) et du revenu total (RT) au taux d'actualisation (DT /ha, année 2002)

Indicateur	Taux	Chêne liège	Maquis	Gain / perte
RT	2%	9461	4344	5117
	3%	4653	2925	1728
	4%	2480	2215	265
	5%	1342	1789	-447
	10%	-247	937	-1184
RC	2%	3185	2467	718
	3%	-24	1661	-1685
	4%	-1415	1285	-2700
	5%	-2092	1016	-3108
	10%	-2770	532	-3302

A un taux d'actualisation de 2%, la variation du prix du liège affecte sensiblement le revenu total, soit une augmentation/diminution d'un tiers suite à la variation du prix de 50% (Tableau 9). Ceci a un impact certain sur l'écart entre le scénario du chêne liège et celui du maquis. Toutefois, la variation de la valeur de la production fourragère n'a pas d'impact significatif sur l'écart entre les deux scénarios (Tableau 10).

Table 9. Sensibilité du revenu total (RT) au prix du liège
(DT /ha, année 2002) – taux d'actualisation : 2%

Scénario	Index du prix du liège en 2002=100				
	50	75	100	125	150
Chêne liège	6466	7964	9461	10958	12456
Maquis	4344	4344	4344	4344	4344
Gain / perte	2122	3620	5117	6614	8112

Table 10. Sensibilité du revenu total (RT) à la valeur de la production fourragère (DT /ha, année 2002) – taux d'actualisation : 2%

Scénario	Index de la production fourragère 2002=100				
	0	25	50	100	150
Chêne liège	8023	8382	8742	9461	10180
Maquis	2082	2647	3213	4344	5476
Gain / perte	5941	5735	5529	5117	4704

4. DISCUSSION

Les simulations effectuées permettent d'illustrer la magnitude des gains et pertes subis suite à la régénération artificielle du chêne liège et leur distribution pour les différents intervenants.

En choisissant un taux d'actualisation de 2%, la maximisation du revenu permet d'opter pour la régénération artificielle du chêne liège. Toutefois, la population locale subit des pertes qui sont compensés pour une partie de la population par les revenus de l'emploi.

Mais, la plantation artificielle nécessite des fonds importants au début du cycle. Ainsi, vient l'intérêt de rechercher des schémas de financement à des taux d'intérêt réduits pour couvrir les dépenses de plantation et appuyer le développement local afin de compenser les pertes subies par la population locale d'une part, et d'adopter la technique de régénération naturelle moins coûteuse, chaque fois qu'il serait possible de l'appliquer soigneusement d'autre part.

Par ailleurs, il est possible que les revenus commerciaux considérés dans cette analyse économique sous-estiment la rentabilité réelle. Des incertitudes persistent sur les valeurs futures des biens et services de la forêt de chêne liège et particulièrement sur le marché d'échange de droits d'émission de carbone. Aussi, il y a un manque d'informations quantitatives sur les rôles de la forêt de chêne liège et du maquis dans l'interception des ressources en eaux, les réductions de l'érosion des sols et de la sédimentation des barrages, la fixation de carbone et la conservation de la biodiversité, qui ne permet pas l'intégration des valeurs liées aux services de l'environnement. L'émergence du marché de carbone peut contribuer à améliorer les indicateurs économiques, ceci dépend de la quantité de carbone fixée annuellement et du

prix de carbone. A titre indicatif, les travaux réalisés à Ain Snoussi ont montré que la quantité de carbone fixée par le peuplement de chêne liège (tous les organes) est estimée à 3,627 t/ha/an alors que celle du maquis ne dépasse pas 0,111 t/ha/an (Sebai et al., 2005).

5. CONCLUSION

L'importance des coûts de plantation de chêne liège, ainsi que les pertes subies par la population locale, justifient le faible effort de régénération de chêne liège réalisé. Il y a ainsi un besoin de schéma de financement spécifique pour le renouvellement des forêts de chêne liège qui prend en considération le développement de l'économie locale.
Même si la plantation de chêne liège ne peut s'avérer économiquement rentable qu'en utilisant des taux d'actualisation faibles (≤2%), on peut conclure que la forêt de chêne liège devrait être préservée et développée pour satisfaire les besoins des générations futures de point de vue commercial et environnemental. La forêt de chêne liège offre plusieurs services tels que le maintien de la biodiversité, l'amélioration du paysage, la fixation de carbone, la lutte contre l'érosion dont les bénéfices n'ont pas pu être comptabilisés.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet de coopération Tuniso-espagnole « Conception de modèles de gestion durable des forêts dans les régions montagneuses méditerranéennes : application aux forêts de chêne liège ». Les auteurs tiennent à remercier les institutions qui ont financé ce projet : le Ministère tunisien de la Recherche Scientifique, de la Technologie et de Développement des Compétences, et l'Agence espagnole de coopération internationale. Aussi, ces remerciements s'adressent à Mr Youssef Mlaouhi, chef de triage de Ain Snoussi et Mr Hedi Selmi, chef de subdivision de Nefza.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Campos P., Caparrós A., 2006 - Social and private total Hicksian incomes of multiple use forests in Spain. Ecological Economics 57(4), 545-557

Campos P., Daly H., Ovando P., Chebil A., Oviedo J.L, 2006 - Economics of cork oak forest multiple use: application to Jerez and Iteimia study cases. Final report (ChapterVI). *In Spain-Tunisian Inter-University Cooperation Programme of the Spanish International Cooperation Agency (AECI), research project (6P/02): 'Sustainable silvo-pastoral management models in Mediterranean forests: Application on cork*

oak forest in Spain (Cadiz) and Tunisia (Ain Draham)'. CSIC/INRGREF/INIA, 35 p.

Centre National de Télédétection (CNT) / Direction Générale des Forêts (DGF), 2005. Deuxième inventaire forestier et pastoral national. Tunis, 129 p.

Chaar H., Stiti B., Montero G., khaldi A., 2005. Production and silviculture of forests. *International Congress on Cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business,* Palafrugell, Gerona, Spain, 16-18 February, 2005.

Chebil A., Campos P., Daly-Hassen H., Ovando P., 2005 - The total commercial income from cork oak agro-forestry system in the region of *Ain Snoussi*, Tunisia. *International Congress on Cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business,* Palafrugell, Gerona, Spain, 16-18 February, 2005.

Direction des Forêts, Plan d'aménagement de la forêt domaniale de Amdoun 1ère série 1984-2007, Tunis, 149p.

Direction Générale des Forêts (DGF), 1995 – Résultats du premier inventaire forestier National en Tunisie, Tunis, 88p.

Direction Générale des Forêts (DGF), 2001 - Stratégie nationale de développement forestier et pastoral, projet FAO UTF/TUN/027/TUN, Tunis, 127p.

Hasnaoui F., Rjeibia N., Abbès C., Yacoubi W., Hasnaoui B ., 2005 - Contribution à l'étude du déperissement du chêne liège dans la forêt de Tabarka. *In Integrated Protection in oak forests. IOBC/wprs bull. 28(8), 2005, pp.25-31.*

Samuelson P.A., 1976. Economics of forestry in an evolving society. *Economic Inquiry*, XIV (4):pp. 466-492.

Sebei H., Chaar H., Stiti B., Montero G., 2005 - Evaluation of aboveground biomasses of cork oak (*Quercus suber*) and shrubs at Ain Snoussi, Tunisia. *International Congress on Cork plantations, factories and traders. The past, present and future of the cork business,* Palafrugell (Gerona, Spain), 16-18 February, 2005.

Stiti, B., Sebei, H., Khaldi, A., 2005 - Evaluation de la régénération et analyse de la croissance du chêne liège dans la forêt de Ain Snoussi, Tunisie. *In Integrated Protection in oak forests. IOBC/wprs bull. 28(8), 2005, pp.237-244.*

Vieira Natividade J., 1956 – Subericulture, Ecole Nationale des Eaux et Forêts, Nancy, France, 303p.

WWF Mediterranean Programme Office, 2002. Un paysage pour l'homme et la nature. Le paysage vert de la kroumirie-Mogods, Rome, 14 chapitres.

View publication stats

Evaluation des coûts de production des plants et du boisement

Hamed Daly-Hassen

Institut National de recherche n genie rurale ,eaux et forêt
BP 10, Ariana 2080, Tunisie. Tél : 216-1-230 039, Fax: 216-1-717 951
e-mail.Dalyhassen@iresa.agrinet.tn

Summury - Costs of production of the seedlings and afforestation.
The analysis of the production costs of seedlings related to 40 traditional nurseries (TN) and 3 modern nurseries (MN). The average total cost is 0,11 DT for the seedlings produced in TN and of 0,18 DT for the seedling produced in MN in 1997 (seed cost is not included). The cost of labour is the principal component of cost for TN (69%), but it accounts only 14 % of the cost for MN; the depreciation cost is more significant in this last case (53 %).
The cost of the manual affrorestation varies from 25 DT/ha to 1507 DT/ha according to the type of land (flat or inclined), the frequency of watering and the density of plantation in the studied area : El Fahs, Kairouan and Kasserine.
Concerning the mechanical afforestation, the average working time is 5,0 h per ha for the cle aring, 1,8 h/ha the ripping, and 1,3 h/ha for the furrowing. The factor of output are the power of the machine, the bio climatic stage and the nature of the land.
This work has a methodological allowing the follow-up of the costs in one side, and practical interest providing to the forest managers certain standards and proposals for carrying out work of afforestation in the other side.
Cost / afforestetion / nurseries / seedling / Tunisia.

Résumé - L'analyse des coûts de production de plants a concerné 40 pépinières traditionnelles (PT) parmi les 95 existantes et 3 pépinières de production hors sol (PP). Le coût global moyen est de 0,11 DT le plant produit dans une PT et de 0,18 DT le plant dans une PP en 1997 (coût de graines non compris). Alors que le coût de main d'œuvre est la principale composante de coût pour la PT (69%), il ne représente que 14% du coût pour la PP. Par contre, le coût d'amortissement est le plus important dans ce dernier cas (53%).
Le coût du reboisement manuel varie de 425 DT/ha à 1507 DT/ha selon le type de terrain (plat ou en pente), la fréquence d'arrosage et la densité de plantation dans les régions étudiées : El Fahs, Kairouan et Kasserine.

Concernant le reboisement mécanisé, le temps de travaux effectif moyen d'une vingtaine de relevés est de 5,0 h/ha pour le défrichement, 1,8 h/ha pour le rippage, et 1,3 h/ha pour le sillonnage. Les facteurs de rendement sont le type d'engin, l'étage bioclimatique et la nature du sol.
Ce travail a un intérêt méthodologique permettant le suivi des coûts d'un côté, et pratique fournissant aux gestionnaires forestiers certaines normes et propositions pour bien conduire les travaux de reboisement d'un autre côté.
Coût / reboisement / pépinière / plant / Tunisie.

1. INTRODUCTION

La création de trois pépinières de plantation hors-sol en 1996 utilisant une nouvelle technique de production de plants a attiré l'attention des agents forestiers sur l'utilité d'une telle technique jugée coûteuse relativement à la technique traditionnelle.
La comparaison peut être réalisée sur plusieurs aspects par les indicateurs suivants :
- aspect financier : le coût d'installation d'une pépinière, le coût du plant et les différentes composantes de coût.
- aspect social : le nombre d'emplois créés par pépinière et par 1000 plants.
- aspect technique : le taux de réussite des plants en pépinière, le taux de survie dans les périmètres de reboisement, et les autres paramètres sur la vigueur et la croissance des plants.
- aspect environnemental : impact des prélèvements de matières végétales sur la dégradation des ressources naturelles, et quantité d'eau consommée.

Dans cette étude, nous nous intéressons principalement aux deux premiers aspects.
Par ailleurs, les coûts de reboisement ont rarement fait l'objet d'études au préalable. On note en particulier la publication du manuel pratique de reboisement réalisé par l'Institut de reboisement et par la FAO en 1974. Ce dernier présente à la fois des fiches techniques détaillées des travaux de reboisement et des fiches écologiques des espèces. Le document du second projet de développement forestier de 1994 donne une estimation des coûts de reboisement. Ces coûts ont été révisés à la baisse en 1998 lors de l'évaluation à mi-parcours du projet. A titre d'exemple, le coût de la préparation mécanique du sol est passée de 1097 DT/ha à 420 DT/ha dans les région bioclimatiques du semi-aride inférieur.

Le coût du reboisement mécanisé est déterminé suite à la sélection des offres des entrepreneurs. Mais, l'administration n'a pas d'éléments de base sur la composition des coûts engagés.
Pour cela, le présent travail cherche à répondre à deux objectifs précis :
- Elaborer une méthode de travail simple pour le calcul des coûts à fin de permettre aux agents forestiers de mieux maîtriser les coûts.
- Fournir des normes de coûts pour l'élaboration des budgets et la planification des travaux.

Il est évident que les actions de reboisement sont assez complexes et variables selon la technique utilisée, le milieu écologique, les objectifs assignés et les moyens disponibles.
Aussi, le rendement et le coût réel obtenu correspond à un certain état de la plantation (taux de survie après quelques années, croissance des plants). Le coût d'arrosage et du regarnis doivent aussi s'ajouter au coût initial de plantation.

2. METHODE D'ANALYSE

2.1. Evaluation de la production des plants

La comparaison entre les différentes techniques pourra être effectuée par l'intermédiaire de deux indicateurs : Le coût du capital utilisé et le coût du plant.

2.1.1. Le coût du capital utilisé

Il s'agit de l'ensemble des coûts des équipements et du transfert technologique requis pour le fonctionnement d'une pépinière.

2.1.2. Le coût du plant

Il existe actuellement 98 pépinières forestières traditionnelles et 3 autres de plantation hors-sol. Chaque arrondissement contrôle de 2 à 8 pépinières. Celles-ci varient par :
- la technique utilisée
- les conditions du milieu
- la production de la pépinière
- le type de plant produit
- les origines des matières premières (substrat, eau, etc.)

Le coût global a été décomposé en coût de matières premières, coût de main d'œuvre pour les diverses opérations réalisées, et coût d'amortissement des équipements.

Nous avons procédé de la façon suivante :
- La collecte de données des arrondissements forestiers, l'une relative au coût du plant dans la pépinière la plus représentative (fiche n°1), l'autre concernant le coût de récolte des graines (fiche n°2).
- La vérification directe sur le terrain et la collecte des données manquantes en cas de besoin.
- l'analyse des documents afférents au coût du plant forestier. On note en particulier deux études réalisées sur le coût des plants en pépinière de plantation hors-sol de Oued El Bir par la société qui a mis en oeuvre cette technique (PAMPEV) et celle de Sers par la Direction Générale des Forêts.

La durée d'amortissement des équipements a été définie avec l'aide des responsables des pépinières. Elle est de 10 ans pour le tracteur, les citernes et les motopompes, 5 ans pour le matériel de bureau, et 20 ans pour les planches cimentées.
Le coût du plant diffère selon le type d'espèce : feuillus, résineux et ornemental. D'après les responsables des pépinières, les résineux et les feuillus sont installés respectivement pendant 11 mois (de Décembre à Novembre), et 7 mois (de Mai à Novembre). Certains coûts tels que les coûts de l'électricité et de l'eau, les coûts de désherbage, arrosage, gardiennage, encadrement, supervision et les frais d'entretien sont répartis au prorata de la durée d'installation des plants en pépinière.

Par ailleurs, la production de plants d'ornement représentent une part non négligeable de la production globale dans certaines pépinières. Les coûts du plant forestier et du plant d'ornement sont calculés distinctement lorsque cette part dépasse 1%. Le plant d'ornement a un coût du substrat quatre fois plus élevé.

Au total, 40 fiches concernant des pépinières traditionnelles, 41% du nombre total des pépinières, et 3 fiches de pépinières de plantation hors-sol ont été analysées. Des fiches synthétiques de coût ont été établies pour chacune d'entre elles.
Le dépouillement des données a permis de ressortir le coût du plant et ses différentes composantes : substrat, matières premières, main d'oeuvre et amortissement des équipements.

2.2. Coût des travaux de reboisement manuel

Les méthodes d'analyse des coûts et des rendements des travaux de reboisement ont nécessité la collecte de données au niveau des périmètres de reboisement. Pour cela, plusieurs fiches ont

été établies et distribuées aux agents forestiers de différentes régions. Cependant, les données nous sont parvenues des travaux de dix périmètres seulement qui ont été suivis par des étudiants : Ghar el Melh (Bizerte), Khemir et Dhraa (El Fahs - Zaghouan), Ouled Amor et Ouled Hlel (Kasserine), Dar Jamia, Sidi Nasr, Dkhila, Ain Soltane, Foum Fejij et El Grine (Kairouan).

2.2.1. Calcul des coûts

La méthode de travail permet de préciser la base de calcul des coûts et d'établir des normes de coûts des interventions à l'hectare par périmètre .Les composantes du coût global sont les suivantes.

Le coût d'encadrement : tient compte des salaires et des coûts de transport du personnel de l'administration pour la période consacrée à l'encadrement des travaux.

Le coût des intrants : inclue les coûts des plants et de l'eau.

Le coût de la main d'œuvre des différentes opérations :

La détermination de ce coût nécessite d'avoir des indicateurs de coûts et de rendement pour chaque opération correspondant à chaque périmètre.

Ce coût tient compte des opérations d'entretien et de gardiennage, par contre l'opération d'ouverture de pistes n'est pas considérée dans les travaux de reboisement.

2.2.2. Indicateurs des coûts

Les indicateurs de coûts des travaux réalisés en régie sont les suivants :

* le coût de la main d'œuvre spécialisée (DT/ JT)
* le coût de la main d'œuvre occasionnelle (DT/ JT)

Les indicateurs de rendement précisent le nombre d'unités réalisées par journée de travail pour l'exécution de chaque opération dans le périmètre.

Le coût des équipements (tracteur, outils) : Ce coût comprend des coûts fixes tels que l'amortissement, les intérêts, les assurances, les frais de bâtiment et les taxes, et des coûts variables composés des réparations et des consommables. Ainsi, le coût d'utilisation du tracteur par jour peut être déterminé sur la base des documents comptables. Le coût des équipements est aussi fonction du nombre de jours de leurs utilisations (J/ha).

L'établissement des fiches permet de rassembler cet ensemble de données sur les coûts :
Fiche n°1 : Fiche de suivi journalier des opérations par périmètre (en arabe). Cette fiche permet de déterminer les indicateurs de rendement. Elle est remplie quotidiennement par le chef de chantier, le suivi de la collecte des données est assuré par le chef de subdivision.
Fiche n° 2 : Fiche des coûts des équipements. Cette fiche permet de déterminer le coût journalier du matériel et des outils utilisés.
Fiche n° 3 : Fiche récapitulative des coûts. Cette fiche récapitule l'ensemble des coûts selon leur nature et permet de dégager le coût à l'hectare et sa répartition.
Il convient de comparer dans la mesure du possible les variations de rendement par un seul facteur, toutes choses égales par ailleurs.
Les facteurs susceptibles d'être étudiés sont les suivants :
- le type d'intervention
- les conditions du milieu
- le type de plantation
- la densité de plantation
- l'organisation du chantier

2.3. Rendement des travaux de reboisement mécanisé

Le présent travail consiste a déterminer les rendements et le temps des travaux par hectare pour chacune des opérations de préparation du sol : défrichement, rippage, et sillonnage.

Les coûts de reboisement englobent le coût d'encadrement, le coût des intrants, le coût des opérations de la main d'oeuvre et le coût de l'amortissement des équipements.
Certains frais de structure tels que l'installation de la tente pour les ouvriers, l'ouverture de pistes et le transport des engins jusqu'au périmètre sont aussi à rajouter. Les frais par hectare sont d'autant plus faible que la superficie augmente.
Afin de mettre en évidence les différents facteurs de coût, un suivi du rendement des engins a été effectué par l'intermédiaire de relevés dans plusieurs régions : Ain Draham (2 relevés), Mateur (4), Ariana (4), Nabeul (21), Kairouan (9), Kasserine (13) et Sbeitla (1).

Les facteurs de rendement analysés sont les suivants :
- la densité de végétation.
- le type de terrain (pente, présence de roches, sol).

3. RESULTATS

3.1. Evaluation de la production des plants

3.1.1. le coût du capital utilisé

Le capital nécessaire pour la création d'une pépinière pilote est composé du coût des équipements, soit 213000 DT et du coût d'expertise, soit 196000 DT, au total 409000 DT.

Une pépinière traditionnelle nécessite beaucoup moins d'équipements, il s'agit d'un puits, d'un réservoir, d'une motopompe, de planches cimentées et d'un tracteur souvent utilisé pour d'autres travaux forestiers. Le coût du capital est de 50000 DT environ.

3.1.2. le coût du plant

Technique traditionnelle (PT) :

Le coût du plant forestier en PT est de 107 DT /1000 plants en moyenne (coût des graines exclu) sur les 40 pépinières analysées, composé de 69% de coût de main d'œuvre, 28% de coût de matières premières, et de 3% de coût d'amortissement (cf. Figure n°1).

Le coût global varie énormément d'une pépinière à l'autre entre 48 DT/1000 plant à la pépinière de Sidi Bouzid (Ferme 19) à 204 DT / 1000 plant à la pépinière de Gafsa (ElKsar). Cette variation ne peut pas s'expliquer ni par la taille de la pépinière ni par l'espèce produite, mais par la qualité et le rendement de la main d'œuvre employée.

Parmi les intrants, c'est le substrat qui est le plus coûteux. Son coût comprend le coût d'extraction et de transport des matériaux et puis leur tamisage en pépinière. Il est égal à 18,3 DT/1000 plants en moyenne pour des sachets de 500 cm^3 environ. Ce coût est surtout lié à la distance entre le lieu de prélèvement des matériaux utilisés (terres végétales, fumier, sable) et la pépinière.

La volonté de limiter la distance parcourue peut entraîner une dégradation des forêts avoisinantes par le prélèvement des terres végétales. Ce coût s'avère élevé dans les pépinières de Borj el Amri, Zaghouan, Mejaz el bab, Dmaeïn**,** Barnoussa et ElKsar. Dans ces cas et certainement dans d'autres pépinières non étudiées, il convient d'utiliser le compost en substitution du substrat qui coûte moins cher (coût moyen du compost : 28 DT/1000 plants avec des conteneurs de 400 cm^3). Il est évident que ce raisonnement s'applique aussi pour les pépinières utilisant des terres végétales et induisant par cette occasion une dégradation de l'environnement. Pour ce faire, la technique de

compostage doit être maîtrisée et les matériaux de compostage doivent être disponibles.
Le remplissage des sachets, la préparation du terreau, parfois le désherbage et l'arrosage constituent les principales activités de main d'œuvre.
Par ailleurs, le coût d'amortissement est très faible, soit 3,2 DT / 1000 plants.
Le coût du plant d'ornement moyen est de 281 DT/ 1000 plants (coût des graines exclu). Toutefois, ce coût est sous-estimé car la main d'œuvre employée dans les travaux spécifiques des plants d'ornement n'est pas indiquée pour certaines pépinières.
Il n'y a pas de fortes différences entre le coût du plant feuillus et résineux. Sur les 19 pépinières pour les quelles des informations existent, le coût moyen est de 96,4 DT/ 1000 plants pour les feuillus, et de 112 DT/ 1000 plants pour les résineux.

*Technique de plantation hors-sol :*Le coût du plant est égal à 183 DT /1000 plants en moyenne. Contrairement à la technique traditionnelle, cette technique est beaucoup moins exigeante en main d'œuvre (14% du coût global). Le coût d'amortissement constitue quant à lui plus de la moitié du coût du plant, ce coût est tributaire de la durée d'utilisation des équipements (figure n°1).

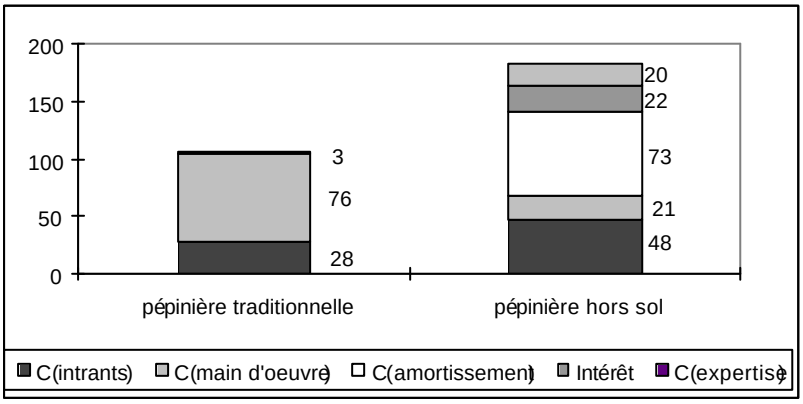


Figure 1 : Coût des plants et leur répartition dans les deux types de pépinières

Ce sont les conteneurs et les tables de surélévation qui ont les coûts les plus élevés, respectivement 62,2 DT/1000 plants et 6,6 DT/1000 plants.

Le coût de matières premières constitue quant à lui une moyenne de 33% du coût global. Celui-ci est d'autant plus élevé que les sources de prélèvement de matériaux de compostage (acacia, écorce de pin) sont plus éloignées. Par ailleurs, les fertilisants et les pesticides constituent une part non négligeable (15 à 25%) du coût de matières premières.

Enfin, les frais d'expertise répartis sur une période de 20 ans et les intérêts bancaires répartis sur 10 ans ont des valeurs de 20 DT /1000 plants environ chacun. Si le transfert technologique est acquis pour la création de pépinières similaires, les frais d'expertise deviennent plus faibles.

3.1.3. Comparaison des coûts des plants selon la technique de production utilisée

Il en ressort de la comparaison des coûts des plants produits par les deux différentes techniques dans les pépinières de Oued El Bir, Ouechtata et Sers que les plants produits par la technique de plantation hors-sol sont nettement plus coûteux pour les 3 pépinières(figure 2).

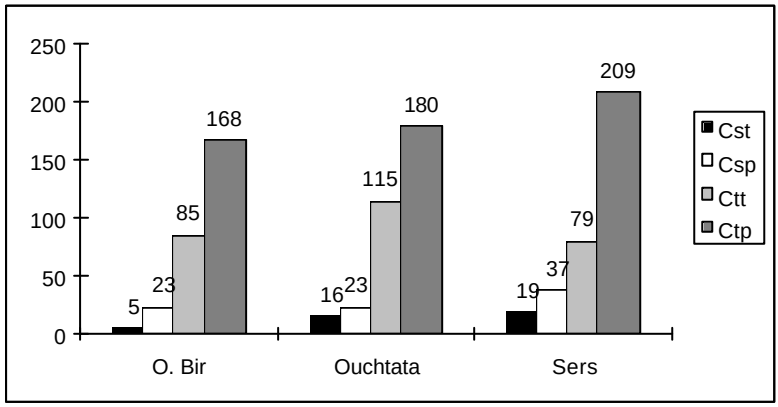


Figure 2 : Comparaison des coûts du substrat et des coûts du plant en pépinière traditionnelle et pilote (DT/1000 plants)

Aussi, le compost a un coût plus élevé que le substrat utilisé. Par ailleurs, le nombre d'emploi diminue fortement en pépinière de plantation hors-sol. Toutefois, cette nouvelle technique limite la dégradation des forêts suite à la substitution des terres végétales par le compost et diminue la consommation d'eau d'arrosage.

3.1.4. Le coût des graines

Le coût des graines doit être ajouté au coût du plant. Il comprend le coût de récolte, le coût du transport, le coût de traitement et le coût de conservation dans la chambre froide.

Le coût de récolte est calculé en tenant compte du coût de main d'œuvre, le rendement en bonnes graines et du nombre de graines à mettre par sachet.

Le coût de traitement est égal au coût d'amortissement des machines et au coût de main d'œuvre, calculé sur la base du temps mis par les ouvriers pour le traitement des graines de chacune des espèces récoltées.

Le coût de conservation est essentiellement égal au coût de l'amortissement de la chambre froide pour les quatre espèces : pin d'Alep, Eucalyptus, Casuarina, Cyprès.

Il en résulte un coût des graines faible, souvent inférieur à 1DT/ 1000 plants sauf pour le pin d'alep (1,27 DT/ 1000 plants), le *Periploca* (4,61 DT/ 1000 plants), et le *Ceratonia* (7,26 DT/ 1000 plants).

3.1.5. Impact social des techniques de production de plants

Les pépinières constituent une source d'emploi non négligeable pour une population ayant un faible niveau de vie, et située dans des zones où les opportunités d'emploi sont réduites. Le salaire perçu est souvent considéré comme une aide sociale pour des personnes âgées et autres cas sociaux qui ne peuvent pas trouver un emploi ailleurs.

Une pépinière de taille moyenne (500000 plants) crée 30,5 emplois annuels équivalent temps plein (ETP) avec la technique traditionnelle et seulement 9,7 emplois annuels ETP avec la technique de plantation hors-sol. Ainsi, une généralisation de la technique de plantation hors-sol générera seulement 1243 emplois annuels au lieu des 3842 emplois ETP nécessaire pour la production de plants en 1996. Il s'agit donc d'une perte d'emploi dans les pépinières à laquelle il faut réfléchir par des créations d'emploi dans des travaux de reboisement par exemple.

3.2. Evaluation des coûts de reboisement manuel

3.2.1. Analyse des rendements de la main d'œuvre

Les rendements sont assez faibles dans les périmètres nécessitant la construction de gradins (figure 3).

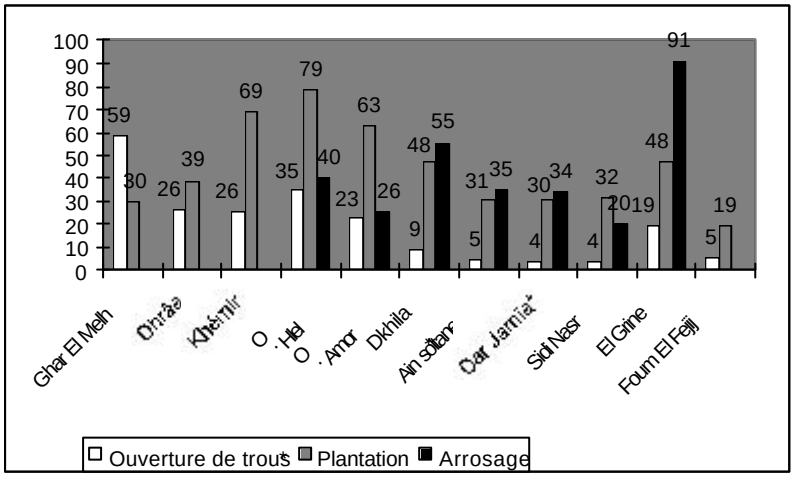


Figure 3 : Rendements des principales opérations dans les différents périmètres

Pour les opérations de construction de gradins et d'ouverture de trous, un ouvrier moyen effectue 3,8 à 5,3 trous par JT à Kairouan. De même, le nombre de plants mis en place est variable de 30 plants/JT à Dar Jamïa (Kairouan) à 63 plants/JT à Ouled Amor (Kasserine)

Dans les périmètres à sol plat, les rendements sont beaucoup plus élevés (35 trous ouverts par jour et 79 plants mis par jour à Ouled Hlel). Globalement, un ouvrier effectue 9 à 17 plants par journée de travail en réalisant toutes les opérations de plantation.

Les rendements de l'arrosage et du binage par mois au cours de la période sèche dépendent de la quantité d'eau transportée au périmètre, la distance parcourue par la tracteur et de l'effectif du chantier et de la difficulté d'accès au périmètre, ils varient entre 34 plants par jour à El

Grine et 54 plants par jour de travail à Foum El Fejij dans la région de Kairouan.

3.2.2. Temps des travaux par hectare

Le temps des travaux par hectare indique le nombre de journées de travail nécessaire par opération de plantation (figure 4).

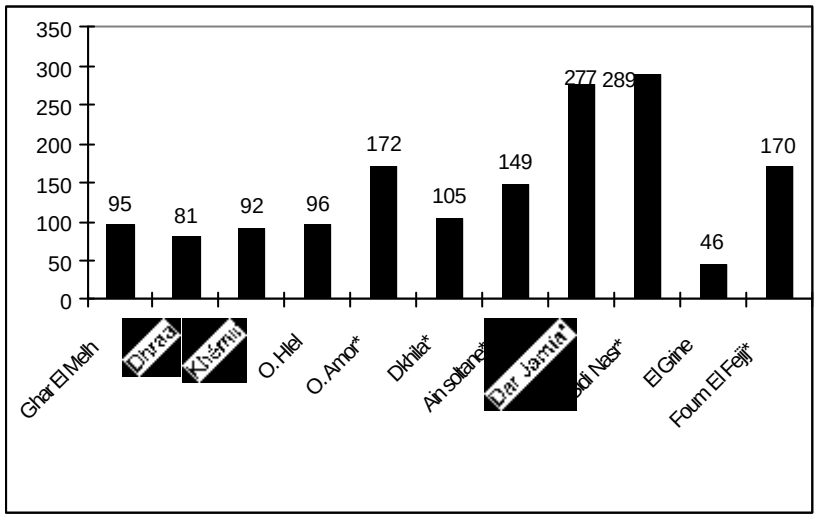


Figure 4: Temps des travaux de plantation sans/avec arrosage et binage dans les différents périmètres

Ce temps des travaux est fonction du rendement et de la densité. A Sidi Nasr où le rendement est le plus faible, la quantité de main d'œuvre est de 288 jours de travail par hectare. Dans le périmètre d'El Grine, le nombre de journées de travail par hectare est par contre réduit à 46 jours par hectare seulement.

Il convient donc de bien distinguer les périmètres de plantation à terrain plat et ceux à terrain accidenté dans la planification des besoins en main d'œuvre ou l'engagement des dépenses.

En période sèche, les activités d'arrosage et de binage sont aussi importants à Kairouan. Ce temps varie entre 10 JT/ha/mois à Dkhila et 19 JT/ha/mois à Sidi Nasr. La réduction du temps de l'arrosage et du binage peut aussi aboutir à la maîtrise des coûts.

3.2.3. Analyse des coûts

Le coût de plantation durant la compagne de plantation est assez variable : de 540 DT/ha pour le périmètre de Aïn Soltane à 954 DT/ha à Dar Jamia dans les six périmètres à terrain accidenté, et plus faible,198 DT/ha à 532 DT/ha dans le périmètre à terrain plat (figure 5).

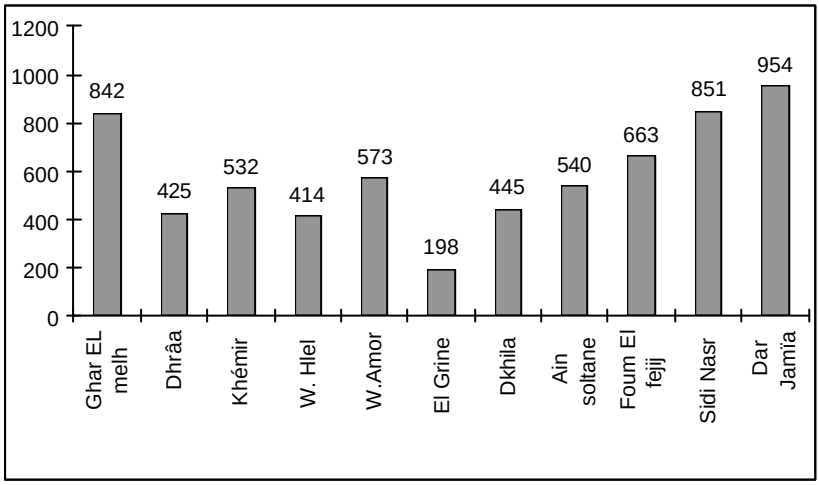


Figure 5: Coût de plantation dans les différents périmètres

Pour éliminer l'effet de la densité sur le coût, nous avons déterminé le coût par plant qui varie de 0,34 DT pour Khémir (El Fahs) à 2,25 DT pour Sidi Nasr.

Il convient de signaler aussi l'importance du coût de l'ouverture des pistes, qui est un coût annexe nécessaire pour l'exécution des travaux de plantation et d'entretien. Sa valeur dépend de l'accessibilité et de la superficie des périmètres à planter. Ce coût atteint une valeur de 446 DT/ha dans le périmètre de Sidi Nasr. L'ouverture des pistes entraîne des bénéfices sociaux et économiques pour la population locale autres que ceux liés à la plantation.

Le coût de plantation est composé du coût d'encadrement, des coûts des intrants, du coût de la main d'œuvre et du coût des équipements utilisés (figure 6).

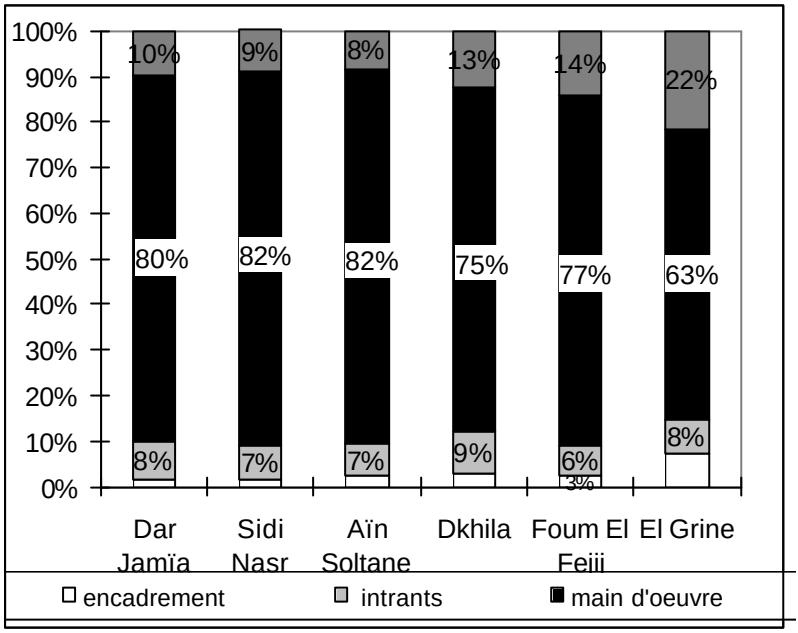


Figure 6 : Composition du coût de plantation

A Kairouan, le coût d'encadrement reste faible, 24 DT/ha en moyenne, soit 3% du coût de plantation. Le coût des intrants représente 8% du coût de plantation en moyenne. Le coût des équipements utilisés est plus important (de 81 DT / ha à 151 DT / ha) selon le périmètre . Ce coût est composé surtout du coût du tracteur pour le transport de plants et de l'eau d'arrosage.

Le coût de la main d'œuvre constitue la principale composante de coût, sa part varie de 75 à 82 % dans les périmètres à terrain accidenté, et est égale à 63% dans le périmètre à terrain plat d'El Grine. Le coût de la main d'œuvre est éparti dans les différentes opérations : construction de gradins et ouverture de trous, transport de plants, plantation, transport d'eau, arrosage, binage et gardiennage du périmètre. Malgré le faible salaire de la majeure partie de la main d'œuvre, le coût de construction de gradins et d'ouverture de trous est assez élevé, et atteint 590 DT / ha à Sidi Nasr (Kairouan). Des réflexions devraient être faites pour la maîtrise des coûts par la privatisation de cette opération ou par la recherche et l'expérimentation d'une nouvelle technique.

Le coût d'arrosage et du binage par mois en période sèche (début Mai - fin Août 1999) est non moins important. En considérant

une fréquence d'arrosage de 20 l / mois, le coût oscille entre 55 DT/mois à Dkhila et 166 DT/mois à Sidi Nasr dans la région de Kairouan. Il convient donc de bien étudier les disponibilités en eau, les moyens de transport d'eau et la fréquence d'arrosage et de binage lors de l'étude des sites de plantation.

3.2.4. Analyse des rendements de la main d'œuvre

Pour identifier les facteurs de coût, une analyse des rendements a été effectuée à Kairouan par l'intermédiaire des relevés. Nous avons déjà indiqué ci-dessus que le rendement varie beaucoup pour l'opération d'ouverture de trous entre les terrains plats et les terrains à pente forte.

A Dkhila (Kairouan), les rendements des travaux à l'entreprise sont beaucoup plus élevés par rapport à ceux observés en régie. Ceci apparaît clairement dans toutes les opérations (figure 7).

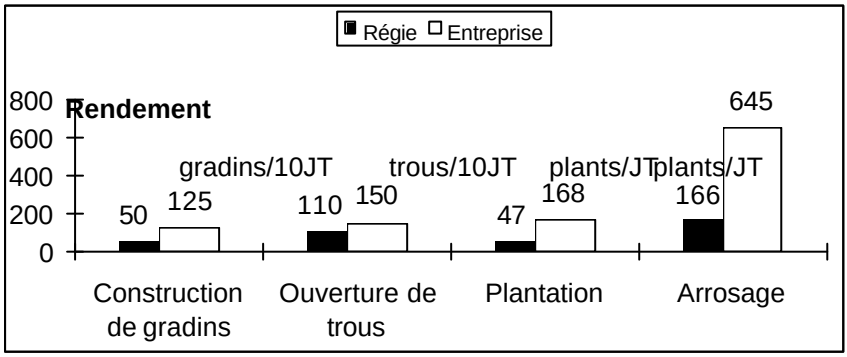


Figure 7 : Comparaison du rendement

Le rendement moyen pour la plantation est de 47 plants par jour en régie alors qu'il atteint 168 plants par jour à l'entreprise. Le rendement passe aussi du simple au triple dans les activités d'arrosage et de transport d'eau.

En résumé, le rendement varie avec :

- Le type de chantier : les rendements sont beaucoup plus élevés en entreprise par rapport à ceux obtenus en régie.
- Le type de terrain : la présence d'un terrain accidenté nécessite la construction de gradins, une opération très lente à réaliser qui nécessite 150 jours de travail supplémentaires /ha environ.
- L'éloignement de la source d'eau et les moyens de transport d'eau et d'arrosage : ces facteurs agissent sur le rendement, ainsi que sur le coût d'arrosage.

- Le type de sol : la présence de sol argilo-calcaire et de sol pierreux réduit le rendement.

3.3. Evaluation des rendements des travaux mécanisés

Au total, 53 relevés ont été effectués sur le terrain pour déterminer le rendement (ha/h) et le temps des travaux (h/ha) pour chacune des opérations de boisement.
En moyenne, le temps des travaux est de 5 h/ha pour le défrichement, 1,8 h/ha pour le rippage et 1,3 h/ha pour le sillonnage. Ces valeurs sont comparables à celles observées par deux entreprises[1] (tableau 1).

Tableau 1: Temps des travaux des différentes opérations de reboisement mécanisé (h/ha)

Opération	Nombre d'observation	Temps moyen	Temps mis Entreprise 1	Temps mis Entreprise 2
Défrichement	20	5	4	4
Rippage	17	1,8	2	3
sillonage	17	1,3	1,66	1,5

[1] Les temps de travaux des entreprises sont estimé par des agents impliquées dans les travaux de reboisement.

Ce temps varie selon l'engin utilisé et l'étage bioclimatique pour le défrichement. Un engin de type Caterpillar D7 passe beaucoup plus de temps (7,11 h/ha) qu'un engin de type D8 (4,8 h/ha) dans les régions à étage bioclimatique sub-humide (cf. figure n°8). Dans les régions semi-aride où la couverture végétale est faible, le temps des travaux est de 2,5 h/ha seulement.
Concernant le rippage, le temps des travaux varie avec l'engin utilisé et la nature du sol. Pour un engin de type D8, ce temps est de 2,4 h/ha avec un sol argilo-limoneux (cf. Figure n° 9) .
Il en est de même pour le sillonnage où l'engin de type D7 est le plus utilisé, le temps de travaux est de 1,6 h/ha dans un sol argilo-sableux, 1,2 h/ha dans un sol limono-calcaire et 0,8 h/ha dans un sol sablo-limoneux (cf. Figure n° 10).

Ainsi, les facteurs explicatifs de la variation du rendement sont :
-La hauteur et la densité de la végétation pour le défrichement.
-La présence des roches, le profondeur du sol et le type de roche mère pour le rippage.

Il faut signaler les pertes de temps liées aux pannes et intempéries (estimés à 15%).

Par ailleurs, d'autres frais s'ajoutent aux coûts des engins de préparation de sol. Ces frais sont les suivants :
- Frais de déplacement du porte-char et installation du campement (d'une valeur estimée à 1000 DT).
- Frais du personnel ouvrier.
- Frais du transport de gasoil.
- Frais de confection des pistes pour le passage des engins.
- Frais d'encadrement.

Ces frais diminuent lorsque la superficie du périmètre augmente. Les temps des travaux et les frais signalés ci-dessous peuvent expliquer les variations des prix indiqués par les entreprises sélectionnées par l'administration pour l'exécution des travaux dans le cadre du second projet de développement forestier (tableau 2).

Tableau 2: Coût des travaux de reboisement mécanisé effectuées par des entreprises privées

	Superficie	Coût minimum	Coût moyen	Coût maximum	Observation (facteur)
Défrichement	5050	226	534	641	Abondance et hauteur du maquis
Rippage	5050	284	522	761	Nature du substrat
Sillonnage	3350	110	182	245	
Sous-solage	2260	420	434	590	Nature du substrat
Plantation	4280	230	293	660	Accessibilité/densité/ éloignement
Labour	3000	167	198	209	

Les prix ont fortement baissé entre 1995 et 1997.En région semi-aride, le coût du défrichement est passé de 560 DT/ha à 395 DT/ha.

4. DISCUSSION

Il convient d'effectuer une comparaison à plusieurs niveaux pour préciser les avantages et les inconvénients des techniques de production de plants. L'évaluation des pépinières devrait tenir compte de critères économiques, mais aussi de leurs éloignements des périmètres de reboisement, de la disponibilité en eau, en substrat et en main d'œuvre qualifiée, du taux de réussite et de la vigueur des plants produits.

L'analyse des coûts peut être poursuivie dans les périmètres de plantation. Ce ci permet d'intégrer la qualité des plants (taux de réussite et hauteur) dans le coût .Ainsi un surcoût lié au regarnis et au coût des plants serait rajouté au coût initiale de plantation s'il y ait une mortalité des plants dans le périmètre. A titre de comparaison, on pourra calculer le surcoût dans deux plantation situé dans un même périmètre et plantées dans par des plants Les coûts des plants issus des pépinières traditionnelles sont plus faibles que ceux des pépinières hors sols. Toutefois, leur plantation peut avoir des répercussions sur le coût et la qualité du reboisement sur une longue durée. Il convient donc de suivre le coût de boisement dans les premières années de plantation.

Pour cela, quatre parcelles boisées avec les deux types de plants à DJbel Abderrahman (Nabeul) ont été suivies, les taux de réussite et la hauteur de 200 plants ont été mesurés pour chacune

d'entre elles ; ainsi, les coûts de regarnis ont été évalués de façon suivante :

$$Cr = d * \frac{(100 - t)}{100} (C\ plants + Cp + Cb + Ca)$$

- Cr : coût de regarnis (DT).
- d :densité(plants / ha).
- t : taux de réussite (%).
- Cplants : coût des plants (DT/plant).
- Cp : coût de plantation d'un plant (DT/plant).
- Cb : coût de binage d1 plant (DT/plant).
- Ca : coût d'arrosage d'un plant (DT/plant).

Il s'avère ainsi qu'un coût supplémentaire est payé au moment du regarnis (une ou deux années après la plantation) lorsque l'on utilise des plants issus des pépinières traditionnelles, celui est évalué à 80 D/ha à DJbel Eddir et à 90D/ha à DJbel Elarka (cf. tableau n°3).

Tableau 3: Incidence de la qualité des plants sur le coût du regarnis

Périmètre 1000 plants/ha	Jbel Eddir (plants âgés d 1 an)		Jbel Arka (plants âgés de 2 ans)	
Origine des plants	Pépinière traditionnelle Oued El Bir	Pépinière pilote Oued El Bir	Pépinière traditionnelle Oued El Bir	Pépinière pilote Oued El Bir
Tx de réussite	56 %	88 %	54 %	89 %
Hauteur moyenne	0,62 m	0,78 m	1,15 m	1,62 m

Les principales recommandations pour la production de plants sont les suivantes :

- Substituer le compost au substrat surtout en cas où la pépinière se trouve éloignée du lieu de prélèvement des matériaux du substrat. Pour cela, les matériaux de compostage doivent être disponibles.
- S'approvisionner en conteneurs moins chers et plus solide pour la production des plants ; le conteneur est le principal facteur de coût pour les pépinières de production hors-sol.
- former les techniciens afin d'améliorer la qualité des plants, et augmenter le taux de réussite.

L'analyse des coûts de reboisement manuel peut être poursuivie pour tenir compte des opérations d'arrosage et de regarnis, ceci nous permettra de déterminer le coût de reboisement à la deuxième année.

A l'issue de l'analyse des coûts et des rendements du reboisement manuel, il convient de soumettre quelques propositions susceptibles d'accroître les rendements et de limiter les coûts des travaux de plantation en régie :

- Bien étudier les sites de plantation. Il convient de reboiser d'abord les terrains à sol profond présentant des pentes faibles à moyennes avant de choisir des terrains plus difficiles à faible productivité si l'objectif principal est la production de bois et de fourrages.

Aussi, la source d'eau et les moyens d'arrosage doivent être étudiés lorsque l'arrosage est nécessaire. Le coût d'arrosage constitue une part assez importante du coût de plantation.

- Réduire les pertes de temps à l'attente des plants ou de l'eau par le mise en disponibilité de tracteurs, de remorques et de citernes.
- Effectuer les opérations les plus pénibles et coûteuses telles que la construction de gradins par des engins dans la mesure du possible.
- Effectuer l'ouverture de trous, l'arrosage et le binage à la tâche.

Concernant le reboisement mécanisé, l'administration peut utiliser les résultats obtenus sur le temps des travaux pour étudier les offres effectués par les entreprises privées.

Les offres des prix devraient préciser les coûts selon le type de l'engin, la région et la nature du sol s'il s'avère nécessaire.

5. CONCLUSION

L'analyse des coûts de production de plants a concerné 40 pépinières traditionnelles (PT) parmi les 95 existantes et trois pépinières de production hors sol (PP). Le coût global moyen est de 0,11 DT le plant produit dans une PT et de 0,18 DT le plant dans une PP en 1997 (coût de graines non compris). Alors que le coût de main d'œuvre est la principale composante de coût pour la PT (69%), il ne représente que 14% du coût pour la PP. Par contre, le coût d'amortissement est le plus important dans ce dernier cas (53%).

Il faut noter que le coût global en PT diffère énormément d'une pépinière à l'autre par le rendement de la main d'œuvre employé, par le taux de réussite et par l'origine du substrat. Sur le plan social, la conversion d'une PT en PP induit une perte des deux tiers de l'effectif employé.

L'analyse des coûts de reboisement manuel a permis, à l'aide d'un suivi journalier, de dégager les rendements, les coûts et les

facteurs de coûts. Le coût varie de 425 DT/ha à 532 DT/ha à El Fahs (sans arrosage) et de 685 DT/ha à 1507 DT/ha à Kairouan (avec arrosage). Le coût du reboisement manuel diffère selon le type de terrain (plat ou en pente), la fréquence d'arrosage et la densité de plantation dans les régions étudiées : El Fahs, Kairouan et Kasserine.

Concernant le reboisement mécanisé, le temps de travaux effectif moyen d'une vingtaine de relevés est de 5,0 h/ha pour le défrichement, 1,8 h/ha pour le rippage, et 1,3 h/ha pour le sillonnage. Les facteurs de rendement sont le type d'engin, l'étage bioclimatique et la nature du sol.

REFERENCES

Banque mondiale, 1994 - Second projet de développement forestier.

Banque Mondiale, 1995. Une stratégie pour le développement des parcours en zones arides et semi-arides, Annexe III, Rapport technique Tunisie, 97p.

Daly-Hassen H., 1997. *Evaluation économique des techniques de production de plants en pépinière forestière*, Projet de Développement Forestier, INRGREF, 21p.

Daly-Hassen H., Khaldi A., 1999. *Recherche sur les coûts des interventions du projet SPK*, Projet Sylvo-pastoral de Kairouan, INRGREF, 22p.

Institut de reboisement, 1974. Manuel pratique de reboisement, Rapport technique 2, PNUD - FAO, Rome, 345p.

Institut pour le Développement forestier, 1995. Boiser une terre agricole, Paris, 65p.

Ministère de l'Agriculture, 1991. Récolte de graines et production de plants, DGF, 12p.

Ministère de l'Agriculture, 1994. Les pépinières forestières en Tunisie : importance et évolution.

Ministère de l'Agriculture, 1996. Etude préliminaire sur l'évaluation des coûts : pépinière de Sers, DGF, 12p.

Ministère de l'Agriculture, 1996. Etude préliminaire sur les coûts de certains aspects liés à la culture de semis forestiers en récipients : Pépinière de Oued el Bir, DGF.

Ministère de l'Agriculture, 1996. Rapport sur la production des plants dans la pépinière de Ouchtata, DGF, 15p.

Ministère de l'Agriculture, 1997 - Rapport d'évaluation mi-parcours (1994-1997) du deuxième projet de développement forestier, DGF, 57p, Tunis.

Evaluation financière du boisement privé : Analyse de quelques cas concrets

Hamed Daly-Hassen
Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts
BP 10, Ariana 2080, Tunisie. Tél. : 216-71.23.00.39, Fax: 216.71.71.79.51
e-mail.Dalyhassen.hamed@iresa.agrinet.tn

Abstract - Financial evaluation of private woodlands : Analyse of few concrete cases
The choice to lead afforestation depends on technical criteria such as the potentialities of the land, and on economic criteria such as the value of the subsidies, the net present value (NPV) and the internal rate of return. This work studied eight wood and forage plantation in Ariana, Nabeul, Ras Djebel, Sejnane, Tebourba and Zaghouan areas ; two other simulations were added to complete the study. However, some plantations are recent; thus, it is difficult to evaluate them without estimating their productions.
For the ten studied cases, the most profitable plantations are those of the caper and the carob plantations in Ariana area which release an NPV actualised at 10% of 2500 DT/ha after 40 years, followed by the eucalypt plantation for the production of honey (NPV=1771 DT/ha). The least profitable plantations are those of the Alep pine. In the conclusion, the non woody products are very important to constitute a regular income in private forest, and the government aid must be variable according to the species and lands.
Afforestation / profitability / indicators / private land / Tunisia.

Résumé - Le choix de conduire un boisement dépend de critères techniques tels que les potentialités du milieu, et de critères économiques tels que la valeur de l'aide publique, la valeur nette actualisée (VNA) et le taux de rentabilité interne.
Ce travail a étudié huit plantations sylvo-pastorales à l'Ariana, Nabeul, Ras Djebel, Sejnane, Tebourba et Zaghouan ; deux autres simulations ont été ajoutées pour compléter l'étude. Toutefois, certaines plantations sont récentes ; il est donc difficile de les évaluer sans avoir recours à des estimations de leurs productions.
Pour les dix cas étudiés, les plantations les plus rentables sont celles du câprier et du caroubier à l'Ariana qui dégageraient une valeur nette actualisée à 10% de 2500 DT/ha après 40 ans, suivies par la plantation d'Eucalyptus pour la production de miel (VNA=1771 DT/ha). Les plantations

les moins rentables seraient celles du pin d'alep. On peut en conclure de l'importance des produits non ligneux dans la formation de revenu en forêt privée, et de la nécessité d'une aide de l'Etat variable selon l'espèce pour couvrir les pertes de revenus à court terme.

Boisement / rentabilité / indicateurs / propriétés privées / Tunisie.

1. INTRODUCTION

Les plantations forestières ont atteint une superficie de 321.000 ha en 1996, soit près de la moitié de la surface boisée du pays ; seule une superficie de 52.000 ha a été plantée dans des propriétés privées. Ces terrains privés boisés peuvent être classés en trois catégories :

- Les boisements pour la protection des sols contre l'érosion d'une superficie de 23.700 ha : Ces boisements ont été réalisés au cours de la période de la collectivisation (1960-1970) sans le consentement des propriétaires. Ces derniers ont contesté l'aspect juridique et foncier de ces plantations. Ainsi, l'administration a entrepris l'achat des terres boisées. Seulement, cette opération a concerné une faible superficie de 2500 ha en raison des prix bas proposés et de la situation de copropriété de ces terres.

- Les boisements sous contrat d'une superficie de 9000 ha. Les propriétaires sont incités à conduire des boisements par la prise en charge par l'Etat de la réalisation des travaux, ils sont tenus à rembourser la moitié du coût de plantation après la récolte. Ce type de contrat n'a pas beaucoup intéressé les propriétaires privés pour diverses raisons telles que la perte de revenu à court terme et la soumission des boisements au régime forestier.

- Les boisements et les brise-vents, d'une superficie de 20.000 ha situés à Nabeul, Bizerte et Tunis pour la fixation des dunes littorales.

Ce travail a pour objectifs d'évaluer la rentabilité financière de certains boisements privés sous contrat et de servir d'aide à la décision pour le choix des incitations à envisager. Il convient donc de prendre le cas de plusieurs plantations privées utilisant différentes espèces, et d'analyser les coûts et les bénéfices des plantations sur une longue période.

L'investissement forestier a des particularités par rapport à l'investissement agricole :

- La durée des investissements réalisés.

- La longueur du cycle de production qui rend parfois tout calcul économique imprécis à moyen et long terme ; les productions et les prix ne peuvent pas être déterminés d'une manière précise.

- La structure des flux des recettes et des dépenses. Contrairement à l'investissement agricole où les dépenses initiales engendrent des recettes nettes dans un temps court allant de quelques mois à quelques années, l'investissement forestier nécessite un montant conséquent pour une production de bois qui engendre l'essentiel des revenus à la fin de la révolution.

- L'incidence de plusieurs aléas, l'irréversibilité des choix, le risque d'incendies et l'attaque d'insectes.

- La faible maîtrise des techniques sylvicoles par les agriculteurs.

- La multiplicité des produits forestiers en Tunisie : fourrage, bois, graines de pignon et de pin d'Alep (zgougou), caroubes, câpres.

- L'utilisation de la main d'oeuvre : l'emploi de la main d'oeuvre est très important pendant la première année de plantation (200-300 JT / ha), cet emploi se réduit par la suite.

- L'importance des bénéfices non marchands tels que la formation d'un abri, d'un brise-vent, et la création d'un lieu de loisir.

Il faut aussi signaler la protection des sols contre l'érosion, l'amélioration de l'environnement et du paysage.

- Le contrôle par l'Etat de la gestion des terres par la soumission au région forestier.

2. METHODES D'ANALYSE

L'analyse est effectuée sur des cas concrets de boisements privés présentés en annexe 1, et qui se distinguent par :

- Le milieu ;
- L'espèce plantée ;
- Les produits exploités (type et quantité) ;
- Le type d'incitation.

L'évaluation économique consiste à comparer les bénéfices marchands et non marchands avec les coûts représentés par les coûts budgétaires et la perte de production agricole ou fourragère. Toutefois, l'analyse de l'efficacité économique des incitations au boisement pose deux problèmes :

- Certains prix de marché ne peuvent pas être une mesure appropriée de la valeur économique.

- Les valeurs d'impacts non marchands sont difficiles à évaluer.

Ce travail consiste à conduire une analyse financière qui tient compte de tous les apports (facteurs de production) et résultats (produits marchands). Les effets non marchands tels que la protection des bassins versants, la protection des sols, l'amélioration de la fertilisation du sol et les loisirs ne sont pas évalués dans l'analyse financière, étant donné qu'ils n'entrent pas dans le tableau du cash flow. Aussi, l'évaluation des apports et des résultats qui se produiront dans le futur nécessite d'ajuster les prix des marchés actuels. Pour cela, il faut connaître l'inflation générale des prix et les changements des prix relatifs des bois, miel et autres produits.

L'approche utilisée est d'introduire des prix nets d'inflation et d'inclure les changements des prix relatifs prévisibles, c'est à dire, les prix actuels sont utilisés pour mesurer des prix futurs étant donné la difficulté de prédire les prix à long terme. On parlera ainsi de valeur réelle et de taux de rentabilité réels qui ne tient pas compte de l'influence de l'inflation. Ces valeurs réelles ne doivent pas être comparées avec des valeurs courantes tenant compte de l'inflation. Les coûts de la main d'oeuvre, et les prix de bois et d'autres produits sont évalués à leurs valeurs en 1999.

L'évaluation économique des investissements forestiers utilise plusieurs critères permettant d'éclairer les décideurs dans le choix de ce type d'investissement. Ces critères d'évaluation sont des critères de productivité et de rentabilité :

- *La valeur nette actualisée (VNA ,10%)* : Cet indicateur donne au temps une valeur représentée par un taux d'actualisation. La valeur nette actualisée exprime le résultat économique de la plantation en valeur absolue. Le propriétaire privé s'intéresse plus à la valeur obtenue que son rendement dans une logique de maximisation du profit.

L'actualisation permet d'intégrer le coût que représente le fait de renoncer à des placements ou des prêts à ce taux. Ce taux d'actualisation permet au gestionnaire de comparer le boisement par rapport aux investissements concurrents, et fait référence au concept du coût d'opportunité du capital de la solution retenue. Le taux d'actualisation choisi étant de 10%.

$$\textbf{VNA}\ (\text{DT/ha}) = \left[\sum \frac{(R_i - D_i)}{(1+r)^i}\right]$$

i varie de 0 à n ; n étant la durée de rotation

r : taux d'actualisation = 0,1

R_i : Recette de l'année i.

D_i : Dépense de l'année i.

- *Le taux de rentabilité interne (TRI) :*

L'actualisation nécessite de choisir un taux d'actualisation, ce qui est toujours délicat. Devant la difficulté du choix de ce taux, on calcule le TRI qui annule le bénéfice actualisé, c'est le taux auquel les revenus actualisés sont égaux aux dépenses actualisées (VNA=0).

Sachant que l'aide de l'Etat améliore ce taux, on calcule un *TRI modifié* sans considérer l'intervention de l'Etat.

- Le montant des *investissements publics (Ip)*. Ce montant indique l'importance de l'aide de l'Etat. Afin de pouvoir comparer les différentes exploitations, on indique les valeurs réelles (année 1999).

- *Le solde minimal de trésorerie (Sm) :*

Au cours des premières années, le boiseur renonce à certains bénéfices à court terme, mais il est soumis à certaines dépenses que les petits exploitants ne peuvent pas assurer. Pour cela, le solde minimum cumulé de trésorerie est considéré comme un critère important.

- *Le temps de recouvrement de l'investissement (Tr) :* permet d'indiquer le nombre d'années nécessaire pour que le propriétaire couvre son investissement par les recettes.

- *Le bénéfice moyen annuel (BMA) :* est égal au flux annuel moyen au cours de la période de production. Cet indicateur usuel de l'évaluation de la rentabilité des exploitations agricoles, est simplement employé afin de comparer les recettes nettes du boisement avec celles des cultures agricoles les plus répandues dans les terres privées (le blé, l'orge).

BMA (DT/ha) = **(**? $\mathbf{R_i}$ **-** ? $\mathbf{D_i}$**)/ n**

C'est un indicateur théorique car il ne tient pas compte de la valeur du temps. Aussi, les recettes nettes sont variables et souvent négatives ou faibles au cours des premières années. Il doit donc être interprété avec prudence dans ce travail.

- *La production de blé équivalente :* c'est la production de blé (Qx/ha) correspondante au bénéfice marginal annuel ci-dessus ; le coût de culture du blé est supposé égal à 250 DT/ha[1].

3. RESULTATS

[1] On suppose que la recette de la paille couvre les frais de moisson du blé.

3.1. Rentabilité des différentes plantations

Les plantations du caroubier et du câprier paraissent très rentables avec les hypothèses retenues sur la production et sur le coût de la récolte. A 40 ans, la valeur nette actualisée à 10% est de 2500 DT environ dans les deux cas.

La plantation d'Eucalyptus présente aussi une valeur nette actualisée satisfaisante (1771 DT à 40 ans pour le cas de Ras Djebel) si l'on tient compte de la production du miel. Avec la seule production de bois, la VNA reste faible, soit 389 DT, même avec une aide publique élevée.

Comme l'on pourrait s'attendre, la plantation de pin d'Alep ne peut pas être rentable étant donnée la faible production de bois et la longueur du cycle de production. Le taux de rentabilité interne avoisine 0% avec la seule production de bois, et est égale à 5,8% en considérant une production de fourrages.

Le solde minimum de trésorerie est négatif dans certains cas :

- cas des plantations d'Eucalyptus suite à l'achat des ruches ;
- cas d'attribution de subventions. Le propriétaire prend en charge une partie des coûts de plantation et d'entretien. Le solde négatif cumulé est important dans le cas de la plantation d'Eucalyptus à Nabeul (-1864 DT), ou de Pin d'Alep à Kasserine (-1137 DT).

Dans le Nord du pays, la plantation d'Eucalyptus et d'espèces à usages multiples permet de dégager une rentabilité financière assez élevée. Par contre, dans le centre du pays, le faible accroissement du Pin d'Alep ne permet pas de procurer des revenus importants. Aussi, le solde de trésorerie reste négatif jusqu'à 21 ans.

3.2. Comparaison des plantations forestières avec la culture du blé

Cette comparaison est théorique car les plantations forestières entraînent des revenus irréguliers (négatif ou nul à court terme, conséquent à long terme selon l'espèce) (cf. figure n°1). La culture du blé a aussi une production irrégulière liée aux aléas climatiques.

La production de blé équivalente varie de 9 à 13 Qx/ha pour les plantations d'Eucalyptus, de Pin d'Alep et d'Acacia lorsque les productions de bois et de fourrages sont visées, ce qui correspond à un bénéfice marginal annuel faible (4-133 DT/ha).

Par contre, le bénéfice marginal annuel théorique atteint l'équivalent de 19 à 20 Qx/ha pour les plantations d'Eucalyptus visant la production de

miel et du câprier. La production de blé équivalente atteint un maximum de 32 Qx/ha pour le caroubier (Figure 2).

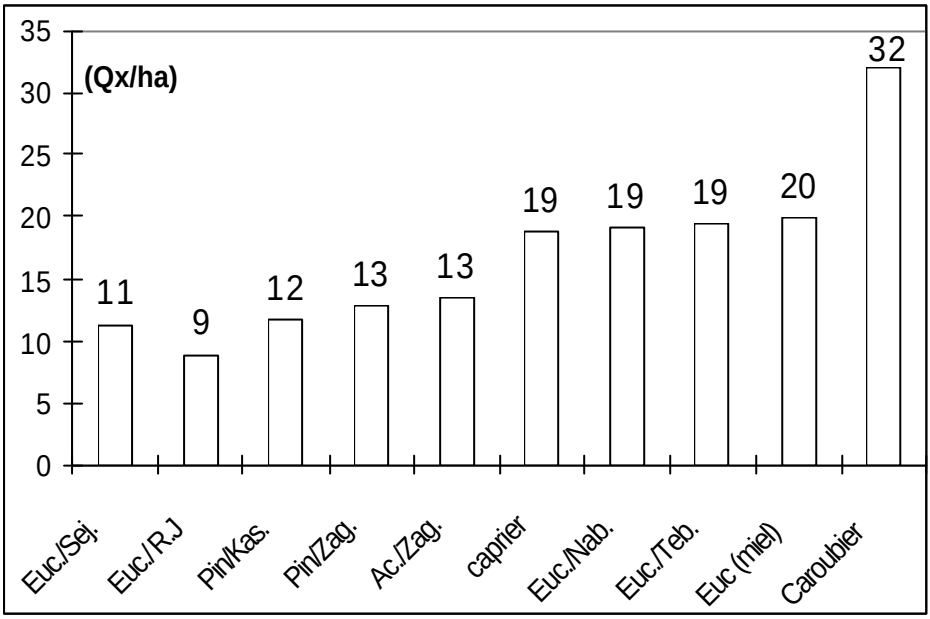


Figure 2: Production de blé équivalente des différentes plantations

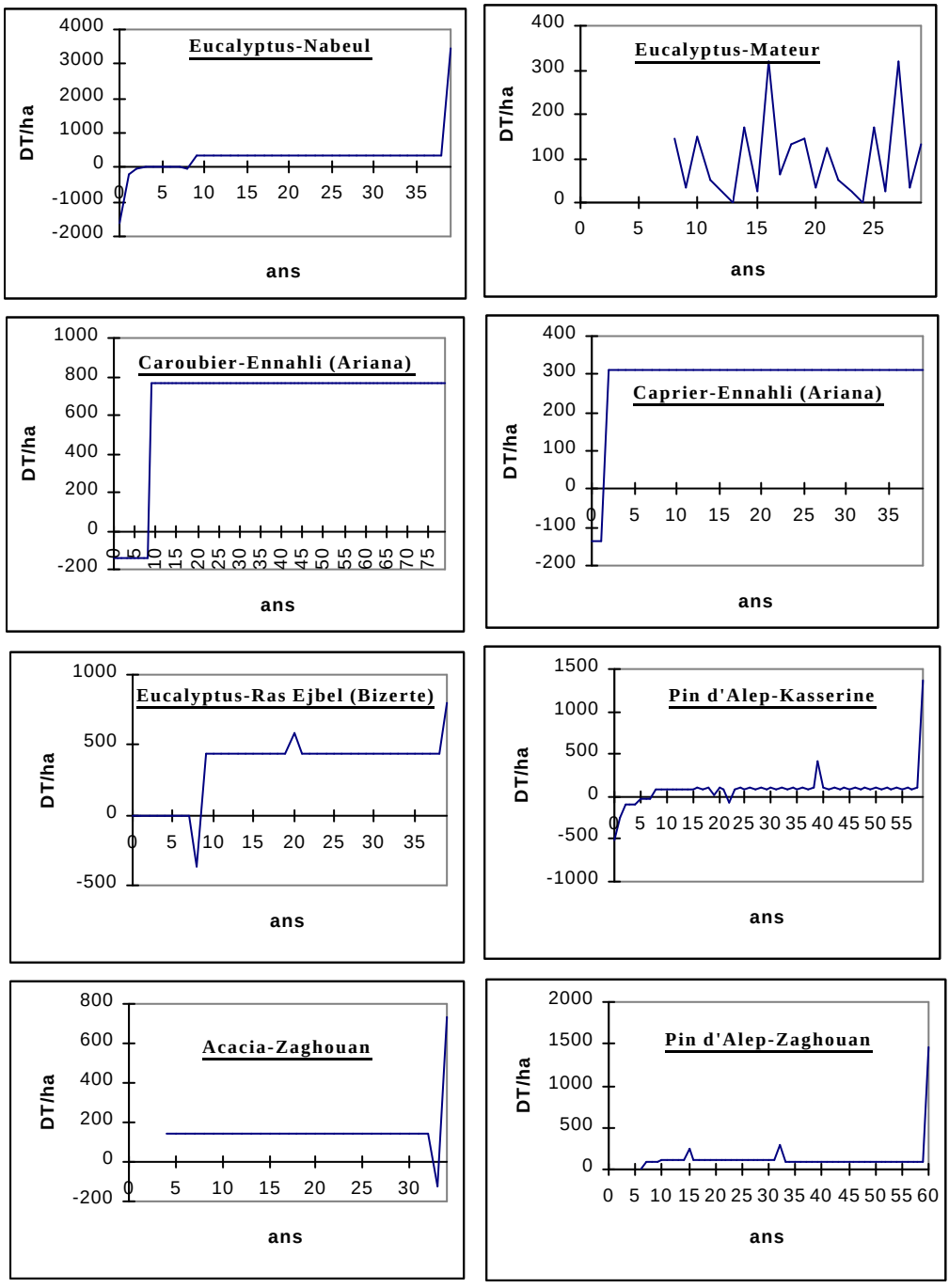


Figure 1 : Evolution des revenus nets de certaines plantations

La comparaison pourrait aussi être effectuée avec les autres cultures alternatives réalisables. Ainsi, la comparaison Eucalyptus /Blé/ Prairie à Sejnane montre que l'installation de prairie est la culture la plus rentable avec une VAN à 30 ans de 1859 DT/ha, largement supérieure à celle de l'Eucalyptus (428 DT/ha) (cf. Tableau n°1). Ces deux cultures sont meilleures que la culture du blé qui produit 10 Qx/ha en moyenne selon le propriétaire.

Tableau 1: Rentabilité de la plantation d'Eucalyptus comparée à celles de la culture de blé et de la prairie à Sejnane - *Valeurs de 1999*

Cultures à Sejnane	**VNA (10%,30 ans) (DT/ha)**	**BMA (DT/ha/an)**	**Production de blé équivalente (Qx/ha/an)**
Eucalyptus	428	72	11,3
Blé	-	35	10
Prairie	1859	214	16,2

3.3. Incidence des incitations pour le boisement

Les incitations de l'Etat ont souvent comme objectifs d'atteindre des objectifs de production, d'assurer une protection des sols contre l'érosion, de valoriser les terres peu productives pour l'agriculture tout en palliant aux inconvénients de la longue durée sur l'investissement propre à la forêt.

En Tunisie, le boisement privé a été effectué soit :

- avec l'intervention directe de l'Etat sans le consentement des propriétaires (1960-1969) ;

- dans le cadre d'un contrat avec le propriétaire, l'Etat effectue les travaux de plantation, souvent coûteux, et accepte d'être remboursé par les recettes de la récolte, cette mesure a été appliquée jusqu'à 1987.

- L'Etat accorde des subventions au boisement représentant une partie ou la totalité du coût d'installation. Cette mesure figure dans le cadre des incitations à l'investissement agricole. La subvention représente 25% du coût de plantation (avant 1993), et 50% de l'investissement par la suite.

- Dans le cadre du second projet de développement forestier (1996-2001), une subvention qui couvre l'ensemble des coûts de plantation est accordée aux propriétaires privés.

Le financement des travaux par l'Etat permet d'avoir un taux de rentabilité interne satisfaisant (supérieur à 10 %), et d'éviter parfois d'obtenir un solde négatif de trésorerie (cf. Figure n°3). Dans les cas où une

subvention a été attribuée (25 % ou 50% des coûts des travaux de plantation), l'aide de l'Etat est plus faible que dans les cas précédants, les taux de rentabilité interne obtenus sont en deçà du coût d'opportunité du capital : 9,3% pour la plantation d'Eucalyptus à Nabeul et 5,8% pour la plantation de pin d'Alep à Kasserine. Sans l'aide de l'Etat, le TRI fluctue entre 0 et 18%, respectivement pour la plantation d'Eucalyptus visant la production de bois à Ras Djebel, et la plantation du câprier à l'Ariana.

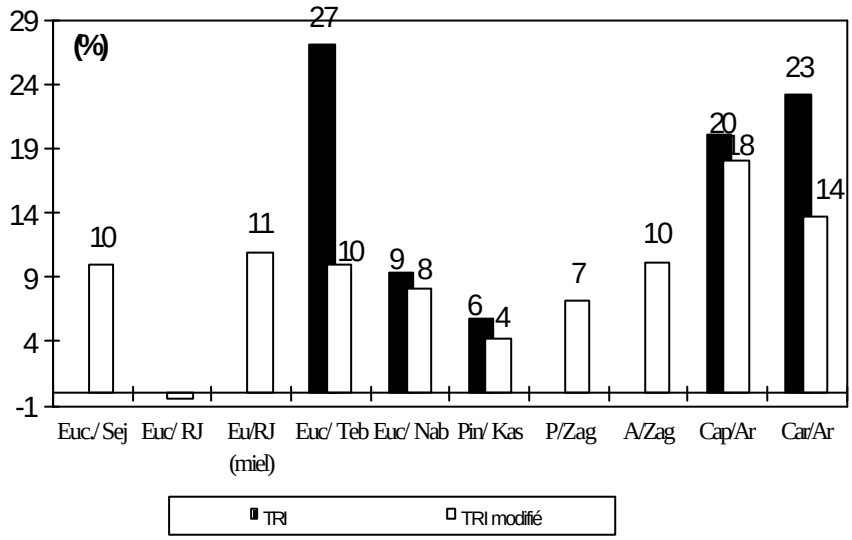


Figure 3: Taux de rentabilité interne des différentes plantations avec et sans aide de l'Etat

4. DISCUSSION

Les incitations de l'Etat doivent être fondées sur un classement des terres selon leur revenu marginal actuel, les priorités nationales et l'espèce à planter. La prise en charge totale de l'Etat serait indiquée dans les terres les moins rentables et les plus prioritaires.

D'autres formes d'incitation appliquées dans d'autres pays méritent d'être étudiées :

- Les déductions fiscales : Le propriétaire d'une exploitation agricole peut bénéficier de déductions fiscales sur le revenu lorsqu'il investi une partie

de ses revenus dans le boisement d'une partie de ces terres. Cette mesure a été appliquée en France et en Angleterre.

- Prime annuelle au boisement : C'est une prime accordée par l'Etat comme compensation des pertes de revenus pendant les premières années de plantation. Cette mesure est appliquée par l'Union Européenne à partir de 1992.

Il faudrait tout de même signaler les principales raisons du désintérêt des propriétaires privés pour le boisement soulevées lors de ce travail :

- La forêt est considérée comme habitat pour les oiseaux et le sanglier qui peuvent créer des dégâts pour les productions agricoles.

- Le morcellement poussé des terres. A Ras Djebel par exemple, une superficie de 30 ha de friches appartient à 30 propriétaires.

- La possibilité d'investir dans des cultures arboricoles (amandier, figuier, etc.) plus rentables et procurant des bénéfices à plus court terme et plus intensives en main d'oeuvre.

5. CONCLUSION

Il ressort de ce travail que l'espèce la plus intéressante pour l'agriculteur est le câprier. Il reste à prouver les hypothèses retenues sur la production et sur la récolte. L'avantage de cette espèce est son entrée en production après 3 ans avec un revenu satisfaisant (312 DT/ha/an), viennent par la suite, le Caroubier et l'Eucalyptus pour la production de miel. Ces espèces sont pénalisées par la longue période précédant la production.

L'espèce la moins intéressante pour l'agriculteur est la plantation de Pin d'Alep qui dégage une valeur nette actualisée négative à 60 ans et nécessite un temps de recouvrement de l'investissement de 21 ans.

Ce travail a montré l'importance des produits non ligneux dans la formation de revenus auquel il faut réfléchir avant de choisir l'espèce à planter. On peut recommander l'agroforesterie, c'est à dire la plantation d'arbres et d'arbustes pour la production fourragère, d'arbres fruitiers (noyer, noisetier, caroubier), d'oliviers et d'espèces pour la production du miel suite aux travaux de conservation des sols. L'objectif étant d'aboutir à un revenu sûr à court terme tout en assurant une conservation des sols.

L'intervention de l'Etat devrait être rapide pour améliorer les terres érodées par des plantations agro-sylvo-pastorales ; la compensation des pertes de revenus à court terme par la création des prairies permanentes pourra encourager davantage les propriétaires privés.

Les incitations de l'Etat peuvent être fondées sur un classement des terres selon leur revenu marginal actuel, les priorités nationales et l'espèce à

planter. La prise en charge totale de l'Etat serait indiquée dans les terres les moins rentables et les plus prioritaires.

REFERENCES

Aini R., Taghouti E., 1998 - Les terrains privés à vocation forestière et pastorale, Séminaire sur *la restauration et la valorisation des terres privés à vocation forestière*, DGF, Tabarka, 7p.

Banque Mondiale, 1994. *Staff appraisal report, Tunisia : Second forestry development project*, annex 9 : Financial and economical analysis, 17p.
Crabtree J.R., Appleton Z., 1991. Economic evaluation of the farm woodland scheme in Scotland, *Journal of Agricultural Economics*, 43 (3), 355-367.

Daly-Hassen H., 1998 - Les incitations au reboisement des terrains privés et leur efficacité en Europe et en Tunisie, Séminaire sur *la restauration et la valorisation des terres privées à vocation forestière*, DGF, Tabarka.

Daly-Hassen H., 1998 - Economic evaluation of subsidies for the afforestation of farm lands. *Symposium* « *Institutional aspects of managerial economics and accounting in Forestry* », IUFRO, Rome, 13p.

Douheret J., 1992 - Le bois : produit ou sous-produit de la forêt méditerranéenne, Rencontres forestiers-chercheurs en forêt méditerranéenne, *INRA Editions*, 313-327

Groupe Forêt Paysanne, 1994. *Analyse technico-économique du boisement des terres agricoles*, Paris.

Ministère de l'Agriculture, Agence de Promotion des Investissements Agricoles, 1998. Incitations aux investisements dans le secteur de l'Agriculture et de la Pêche, Tunis.

Normandin D., 1994 - *Déprise agricole et extension forestière: aspects régionaux et incidences de la réforme de la PAC*, INRA, Nancy.
Peyron J.-L., Terraux J.-P., Calvet P., Guo B., 1998 - Principaux critères économiques de gestion des forêts : analyse critique et comparative, *Annales des sciences forestières*, **55**, 523-551.

Picard O., 1996 - Scénarios technico-économiques de boisement des parcelles d'exploitations agricoles en Midi-Pyrénées. In : *La forêt paysanne dans l'espace rural*, INRA, **29,** 213-227.

Volz & Weber, 1992 - *Afforestation of agricultural land, Proceedings of an EC workshop*, Commission of the European Communities, Bruxcelles, 282p.

Rejeb M.-N., 1997 - Le caroubier, Forest fire and selection of multipurpose species, *Sylva Mediterrannea*, 30p.

Sghaier T., Khaldi A., Khouja M.L. et Nsibi R., 1997. Estimation du rendement en cônes et en graines de pin d'alep de la forêt de Ourcha (Tunisie), *Annales de Recherches Forestières*, T(30), 84-89.

Annexe n°1 : Evaluation financière de la rentabilité des différentes plantations syl

Espèce	Eucalyptus					Pin d'Alep	
Région	Sejnane	Ras Ejebel		Tebourba	Nabeul	Kasserine	Za
Propriétaire	Farhat	Belkhouja		SMVDA	Attia (Locataire)	Hypothèse	Sfa
Type de contrat	Travaux réalisés par l'Etat				Subvention		Tra
Tx de subvention (%)	100% - 50%(24)	100% - 50% (40)		100%	25% (1)	50% (1)	100 - 5
Année d'installatio	1956	1991		1996	1993	1999	196
Rotation (ans)	15 x 2	40		25	40	60	60
Sigle utilisé	Euc./Sej	Euc./RJ	Euc/RJ(miel)	Euc./Teb	Euc./Nab.	Pin/Kas.	Pin
VNA (10%) (DT/ha après (n) années	428 (30)	389 (40)	1771 (40)	1172 (25)	-207 (40)	-548 (60)	634 (60
TRI (%)	-	-	-	27	9,3	5,8	-
TRI modifié (%)	10	-0,4	11	10	8,1	4,2	7,2
Ip (DT/ha)	435	1300	1300	1200	602	506	953
Solde min. de trésorerie(DT/ha)	-	-	-368	-1000	-1864	-1137	-
Recouvrement (ans	-	-	1	10	14	21	-
BMA (DT/ha)	72	4	319	305	294	87	117
Production de blé équivalente (Qx/ha	11,3	8,9	20,0	19,5	19,1	11,8	12,

Tome IV

Approches et instruments pour une gestion durable des forêts

Research Ideas and Outcomes 3: e13828
doi: 10.3897/rio.3.e13828

Grant Proposal

PESFOR-W: Improving the design and environmental effectiveness of woodlands for water Payments for Ecosystem Services

Gregory Valatin[‡], Jens Abildtrup[§], Cristian Accastello[|], Abdel Rahman Mohammad Said Al-Tawaha[¶], Maria-Beatrice Andreucci [#], Silvia Atanasova[¤], Mersudin Avdibegović[«], Nikolina Baksic[»], Kazimierz Banasik[˄], Jose Barquin[˅], Johan Barstad[¦], Viera Bastakova[ˀ], Dzenan Becirovic[«], Santiago Begueria[ˀ], Uldis Bethers[¢], Maria Bihunova[ℓ], Bosko Blagojevic[৭], Matthias Bösch[P], Thomas Bournaris[₳], Yiying Cao [₴], Claudia Carvalho-Santos[F], Alexander Chikalanov[₮], Maria A. Cunha e Sá [₦], Krzysztof Czyżyk[₭], Hamed Daly[₲], Helen Davies[ʔ], Antonio Del Campo[₩], Rudolf de Groot[₸], Rik De Vreese[‡‡,§§], Tomáš Dostál[ǁ], Abdelmohssin El Mokaddem[¶¶], Leena Finér[##], Rhys Evans[¤¤], Julien Fiquepron[“], Magdalena Frac[»], Martyn Futter[˄˄], Serge Garcia[§], Paola Gatto[˅˅], Davide Geneletti[ǁ], Veronika Gezik[ˀˀ], Carlo Giupponi[ςς], María González-Sanchís[₩], Fernando Gordillo[P], Elena Gorriz[¢¢], Yulia Grigorova[ℓℓ], Katrin Heinsoo[৯৯], Eduard Hochbichler[PP], Lars Högbom[₳₳], Mike Image[₴₴], Jette Bredahl Jacobsen[FF], Anže Japelj[₹₹], Sreten Jelic[₦₦], Jürgen Junk[₭₭], Csaba Juhasz[₲₲], Ifigenia Kagalou[ʔʔ], Mary Kelly-Quinn[₩₩], Anna Klamerus-Iwan[₸₸], Tatiana Kluvankova[ˀ], Roland Koeck[PP], Iskra Konovska[‡‡‡], Silvija Krajter Ostoic[§§§], Janez Krc[ǁǁ], Vasyl Lavnyy[¶¶¶], Alessandro Leonardi[###], Zane Libiete[¤¤¤], Declan Little[“], Antonio Lo Porto[»], Athanasios Loukas[˄˄˄], Mariyana Ivanova Lyubenova[˅˅˅], Bruno Maric[«], Javier Martínez-López[ǁǁ], Inazio Martinez[¢¢], Alexandru Maxim[ˀˀˀ], Marek Metslaid[৯৯], Alison Melvin[‡], Mihai Costică[ςςς], Ivan Mincev[¢¢¢], Zymantas Morkvenas[ℓℓℓ], Radovan Nevenic[৯৯৯], Tom Nisbet[‡], Daire O'hUallachain[PPP], Roland Olschewski[₳₳₳], Johan Östberg[₴₴₴], Karolina Oszust[»], Paola Ovando[FFF], Alessandro Paletto[₹₹₹], Taras Parpan[₦₦₦], Davide Pettenella[˅˅], Špela Pezdevšek Malovrh[₭₭₭], Špela Planinšek[₲₲₲], Radka Podlipná[ʔʔʔ], Stjepan Posavec[₩₩₩], Kristina Potočki[₸₸₸], Irina Prokofieva[‡‡‡‡], Paula Quinteiro[§§§§], Laszlo Radocz[ǁǁǁ], Ratko Ristic[¶¶¶¶], Nicolas Robert[¢¢,####], Benedetto Rugani[₭₭], Jelena Sabanovic[¤¤¤¤], Zuzana Sarvasova[“], Snezana Savoska[»], Patrick Schleppi[₳₳₳], Gebhard Schueler[˄˄˄˄], Margaret Shannon[˅˅˅˅], Martyn Silgram[₴], Bojan Srdjevic[ǁǁǁ], Gavril Stefan[ˀˀˀˀ], Aleksandar Stijovic[ςςςς], Niels Strange[FF], Sirkka Tattari[¢¢¢¢], Aco Teofilovski, Mette Termansen[ℓℓℓℓ], Bo Jellesmark Thorsen[FF], Attila Toth[ℓ], Ivonne Trebs[₭₭], Novica Tmušić[¤¤¤¤], Lampros Vasiliades[˄˄˄], Suzanne Elizabeth Vedel[FF], Kateřina Ventrubová[৯৯৯৯], Dijana Vuletic[PPPP], Georg Winkel[₳₳₳₳], Richard Yao[₴₴₴₴], Sarah Young[FFFF], Rasoul Yousefpour[₹₹₹₹], Lyudmyla Zahvoyska[₦₦₦₦], Daowei Zhang[₭₭₭₭], Jianhua Zhou[₲₲₲₲], Eva Žižková[ʔʔʔʔ]

‡ Forest Research, Alice Holt Lodge, Farnham, United Kingdom

§ INRA, Nancy, France

| Turin University, Turin, Italy

¶ Department of Biological Sciences, Al Hussein Bin Talal University, Maan, Jordan

© Valatin G et al. This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY 4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

Sapienza Università di Roma, Rome, Italy
¤ Institute of Agricultural Economics, Sofia, Bulgaria
« Faculty of Forestry, University of Sarajevo, Sarajevo, Bosnia and Herzegovina
» Green Infrastructure Ltd., Zagreb, Croatia
ˆ Warsaw Agricultural University, Warsaw, Poland
ˇ Environmental Hydraulics Institute, University of Cantabria, Cantabria, Spain
¦ Norwegian University College for Agriculture and Rural Development, Klepp stasjon, Norway
ˀ SPECTRA Slovak Technological University and Slovak Academy of Sciences, Bratislava, Slovakia
ˁ Estación Experimental de Aula Dei, Zaragoza, Spain
₵ University of Latvia, Riga, Latvia
ℓ Slovak University of Agriculture, Nitra, Slovakia
₰ Faculty of Agriculture, University of Novi Sad, Novi Sad, Serbia
₽ Thünen Institute of International Forestry and Forest Economics, Hamburg, Germany
₳ Aristotle University of Thessaoniki, Thessaoniki, Greece
₴ RSK ADAS Ltd., Wolverhampton, United Kingdom
₣ CIBIO-InBIO, University of Porto, Porto, Portugal
₮ University of Library Studies and Information Technologies, Sofia, Bulgaria
₦ Universidade Nova de Lisboa, Lisbon, Portugal
₭ Department of Forest Managmenet Planning, Geomatics and Forest Economics, Warsaw University of Life Sciences, Warsaw, Poland
₲ National Institute for Agricultural Research of Tunisia (INRAT), Tunis, Tunisia
⁉ Centre for Environmental Sciences, Southampton University (formerly with ADAS Ltd.), Southampton, United Kingdom
₩ Research Institute of Water and Environmental Engineering - Re-Forest, Universitat Politècnica de València, Valencia, Spain
₸ Wageningen University, Wageningen, Netherlands
‡‡ BOS+, Melle, Belgium
§§ Public Health Department, Vrije Universiteit Brussel, Jette (Brussels), Belgium
|| Department of Irrigation, Drainage and Landscape Engineering, Czech Technical University, Prague, Czech Republic
¶¶ Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Morocco
Natural Resources Insitute Finland, Joensuu, Finland
¤¤ The Norwegian University College for Agriculture and Rural Development, Klepp, Norway
«« Centre National de la Propriété Forestière, Institut pour le développement forestier, Nancy, France
»» Institute of Agrophysics, Polish Academy of Sciences, Lublin, Poland
ˆˆ Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden
ˇˇ Department TESAF - Land, Environment, Agriculture and Forestry University of Padova, Padova, Italy
¦¦ University of Trento, Trento, Italy
ˀˀ Institute of Forest Ecology, Slovak Academy of Sciences, Bratislava, Slovakia
ˁˁ Venice Centre for Climate Studies, Department of Economics - Universita' Ca' Foscari di Venezia, Venice, Italy
₵₵ European Forest Institute Mediterranean Regional Office (EFIMED), Barcelona, Spain
ℓℓ WWF-Bulgaria, Sofia, Bulgaria
₰₰ Estonian University of Life Sciences, Tartu, Estonia
₽₽ Institute of Silviculture (WALDBAU), BOKU, Vienna, Austria
₳₳ Skogforsk, Uppsala, Sweden
₴₴ RSK ADAS Ltd., Oxford, United Kingdom
₣₣ Department of Food and Resource Economics and Centre for Macroecology, Evolution and Climate, University of Copenhagen, Frederiksberg, Denmark
₮₮ Gozdarski inštitut Slovenije, Ljubljana, Slovenia
₦₦ Statistics Institute, University of Belgrade, Belgrade, Serbia
₭₭ Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST), Belvaux, Luxembourg
₲₲ Institute of Environment and Water Management, University of Debrecen, Debrecen, Hungary
⁉⁉ Democritus University of Thrace, Xanthi, Greece
₩₩ School of Biology & Environmental Science, University College Dublin, Dublin, Ireland
₸₸ Department of Forest Engineering, University of Agriculture, Krakow, Poland
‡‡‡ Foundation for Sustainable Development, Wageningen, Netherlands

§§§ Croatian Forest Research Institute, Zagreb, Croatia
||| Department of Forestry and Renewable Forest Resources, Ljubljana, Slovenia
¶¶¶ Institute of Silviculture, Ukrainian National Forestry University, Lviv, Ukraine
ETIFOR, Padova, Italy
¤¤¤ Latvian State Forest Research Institute Silava, Salaspils, Latvia
«««« Woodlands of Ireland, Wicklow Town, Co. Wicklow, Ireland
»»»» Water Research Institute, IRSA-CNR, Bari, Italy
^^^ University of Thessaly, Volos, Greece
ˇˇˇ Sofia University, Sofia, Bulgaria
¦¦¦ BC3-Basque Centre for Climate Change, Leioa, Spain
??? CERNESIM Environmental Research Center, Alexandru Ioan Cuza University, Iasi, Romania
§§§ Alexandru Ioan Cuza University, Iasi, Romania
¢¢¢ University ss. Ciril an Methodiu-Skopje, Skopje, Macedonia
łłł Baltic Environmental Forum, Vilnius, Lithuania
đđđ Institute of Forestry, Belgrade, Serbia
PPP Teagasc, Environmental Research Centre, Johnstown Castle, Wexford, Ireland
~~AAA~~ Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf, Switzerland
~~ƨƨƨ~~ Faculty of Landscape Planning, Horticulture and Agricultural Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp, Sweden
FFF Swiss Federal Institute for Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland
~~₹₹₹~~ Council for Agricultural Research and Economics - Research Centre for Forestry and Wood (CREA-FL), Trento, Italy
~~NNN~~ Department of ecology and forest protection, Ukrainian Research Institute for Mountain Forestry, Ivano-Frankivsk, Ukraine
~~KKK~~ University of Ljubljana, Ljubljana, Slovenia
¢¢¢ Slovenian Forestry Institute, Ljubljana, Slovenia
??? Institute of Experimental Botany, Prague, Czech Republic
~~WWW~~ Faculty of Forestry, University of Zagreb, Zagreb, Croatia
~~TTT~~ Faculty of Civil Engineering, University of Zagreb, Zagreb, Croatia
‡‡‡‡ Forest Sciences Center of Catalonia, Solsona, Spain
§§§§ University of Aveiro, Aveiro, Portugal
|||| Plant Protection Institute, University of Debrecen, Debrecen, Hungary
¶¶¶¶ Faculty of Forestry, University of Belgrade, Belgrade, Serbia
Joint Research Centre (current affiliation), Brussels, Belgium
¤¤¤¤ Ministry of Agriculture and Rural Development, Podgorica, Montenegro
«««« National Forest Centre, Zvolen, Slovakia
»»»» University St. Kliment Ohridski, Bitola, Macedonia
^^^^ Research Institute for Forest Ecology and Forestry Rhineland-Palatinate, Trippstadt, Germany
ˇˇˇˇ Faculty of Natural Resources and Environment, University of Freiburg, Freiburg, Germany
¦¦¦¦ University of Novi Sad, Novi Sad, Serbia
???? University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine, Iasi, Romania
§§§§ Institute of Forestry, Podgorica, Montenegro
¢¢¢¢ Finnish Environment Institute, Helsinki, Finland
łłłł Aarhus University, Roskilde, Denmark
đđđđ Czech University of Life Sciences, Prague, Czech Republic
PPPP Croatian Forest Research Institute, Jastrebarsko, Croatia
~~AAAA~~ European Forest Institute, Bonn, Germany
~~ƨƨƨƨ~~ Scion, Rotorua, New Zealand
FFFF AECOM, Edinburgh, United Kingdom
~~₹₹₹₹~~ Department of Forestry Economics and Forest Planning, University of Freiburg, Freiburg, Germany
~~NNNN~~ Institute for Ecological Economics and Management, Ukrainian National Forestry University, Lviv, Ukraine
~~KKKK~~ Forest Policy Center, School of Forestry & Wildlife Sciences, Auburn University, Auburn, AL, United States of America
¢¢¢¢ Beijing Forestry University, Beijing, China
???? Department of Forest Ecology, Forestry and Game Management Research Institute, Prague-Zbraslav, Czech Republic

Corresponding author: Gregory Valatin (gregory.valatin@forestry.gsi.gov.uk)

Reviewable v1

Received: 25 May 2017 | Published: 30 May 2017

Citation: Valatin G, Abildtrup J, Accastello C, Al-Tawaha A, Andreucci M, Atanasova S, Avdibegović M, Baksic N, Banasik K, Barquin J, Barstad J, Bastakova V, Becirovic D, Begueria S, Bethers U, Bihunova M, Blagojevic B, Bösch M, Bournaris T, Cao Y, Carvalho-Santos C, Chikalanov A, Cunha e Sá M, Czyżyk K, Daly H, Davies H, Del Campo A, Groot R, De Vreese R, Dostál T, El Mokaddem A, Finér L, Evans R, Fiquepron J, Frac M, Futter M, Garcia S, Gatto P, Geneletti D, Gezik V, Giupponi C, González-Sanchís M, Gordillo F, Gorriz E, Grigorova Y, Heinsoo K, Hochbichler E, Högbom L, Image M, Jacobsen J, Japelj A, Jelic S, Junk J, Juhasz C, Kagalou I, Kelly-Quinn M, Klamerus-Iwan A, Kluvankova T, Koeck R, Konovska I, Ostoic S, Krc J, Lavnyy V, Leonardi A, Libiete Z, Little D, Lo Porto A, Loukas A, Lyubenova M, Maric B, Martínez-López J, Martinez I, Maxim A, Metslaid M, Melvin A, Costică M, Mincev I, Morkvenas Z, Nevenic R, Nisbet T, O'hUallachain D, Olschewski R, Östberg J, Oszust K, Ovando P, Paletto A, Parpan T, Pettenella D, Malovrh Š, Planinšek Š, Podlipná R, Posavec S, Potočki K, Prokofieva I, Quinteiro P, Radocz L, Ristic R, Robert N, Rugani B, Sabanovic J, Sarvasova Z, Savoska S, Schleppi P, Schueler G, Shannon M, Silgram M, Srdjevic B, Stefan G, Stijovic A, Strange N, Tattari S, Teofilovski A, Termansen M, Thorsen B, Toth A, Trebs I, Tmušić N, Vasiliades L, Vedel S, Ventrubová K, Vuletic D, Winkel G, Yao R, Young S, Yousefpour R, Zahvoyska L, Zhang D, Zhou J, Žižková E (2017) PESFOR-W: Improving the design and environmental effectiveness of woodlands for water Payments for Ecosystem Services. Research Ideas and Outcomes 3: e13828. https://doi.org/10.3897/rio.3.e13828

Abstract

The EU Water Framework Directive aims to ensure restoration of Europe's water bodies to "good ecological status" by 2027. Many Member States will struggle to meet this target, with around half of EU river catchments currently reporting below standard water quality. Diffuse pollution from agriculture represents a major pressure, affecting over 90% of river basins. Accumulating evidence shows that recent improvements to agricultural practices are benefiting water quality but in many cases will be insufficient to achieve WFD objectives. There is growing support for land use change to help bridge the gap, with a particular focus on targeted tree planting to intercept and reduce the delivery of diffuse pollutants to water. This form of integrated catchment management offers multiple benefits to society but a significant cost to landowners and managers.

New economic instruments, in combination with spatial targeting, need to be developed to ensure cost effective solutions – including tree planting for water benefits - are realised. Payments for Ecosystem Services (PES) are flexible, incentive-based mechanisms that could play an important role in promoting land use change to deliver water quality targets. The PESFOR-W COST Action will consolidate learning from existing woodlands for water PES schemes in Europe and help standardize approaches to evaluating the environmental effectiveness and cost-effectiveness of woodland measures. It will also create a European network through which PES schemes can be facilitated, extended and improved, for example by incorporating other ecosystem services linking with aims of the wider forests-carbon policy nexus.

Keywords

Payments for Ecosystem Services, Woodlands, Water quality

S&T Excellence

Challenge

Description of the Challenge (Main Aim)

The EU Water Framework Directive (WFD) aims to restore Europe's water bodies to "good ecological status (GES)" by 2027 but many Member States (MS) are struggling to achieve this target. Around half of EU river catchments currently report below standard water quality (EEA 2012) and diffuse pollution poses long-term chronic risks for 42% of European freshwater bodies (Malaj et al. 2014). Meeting WFD targets in a cost-effective way will require mainstreaming new economic instruments such as Payment for Ecosystem Services (PES) schemes to deliver effective, spatially-targeted restoration actions.

The proposed 'PESFOR-W' Action aims to improve Europe's capacity to use PES to address WFD and wider issues. PES is a flexible, incentive-based mechanism with significant potential to utilise available finance more efficiently for environmental improvement (EC 2012a). It has gained increasing policy acceptance at national and international levels and offers much scope for tackling more intractable issues such as diffuse water pollution. Diffuse agricultural pollution is a significant pressure in more than 40% of Europe's river and coastal water bodies, and accumulating evidence shows that in many cases good water status will only be achieved by targeted land use change (EEA 2012). PES schemes based on smaller-scale forest planting, termed here "Woodlands-for-water (W-for-W)", have been highlighted as a potential solution to the problem (MCPFE 2007, EC 2012b), as well as a mechanism to harness multiple benefits for other policy agendas (e.g. climate change adaptation and mitigation, including carbon sequestration).

Information on the environmental impacts and cost-effectiveness of existing W-for-W PES schemes in COST countries is currently sparse, with comparative data generally lacking. The PESFOR-W Action will synthesise current knowledge on these schemes and help develop standard approaches and tools to improve quantification of the ability and cost effectiveness of woodland planting to reduce a range of diffuse pollutants, as well as potential trade-offs for water quantity. This will facilitate comparisons with alternative measures and enhance targeting of W-for-W measures as a novel, cost-effective solution to diffuse pollution management.

PESFOR-W will therefore consolidate and develop knowledge on: the potential breadth and scope of W-for-W PES schemes; PES environmental effectiveness (including 'additionality'); PES cost-effectiveness; and agreed standards and guidance to aid PES design and implementation across Europe and beyond. The inter-disciplinary platform will link research findings to frontline users in water, forestry, agriculture and environmental

finance sectors, adding value to existing training provision. It will provide practitioners with Case Study examples showing how barriers to practical implementation can be overcome and their effectiveness secured. Considering W-for-W PES as part of the wider forests-water-carbon policy nexus presents a huge opportunity for innovation.

Relevance and Timelines

A large number of water bodies in many MS are unlikely to achieve GES by 2027. MS therefore face the prospect of heavy fines, as well as high environmental and significant human health costs. 90% of MS River Basin Management Plans (RBMPs) identify agricultural runoff as the main source of diffuse pollution (EC 2012c) On-farm measures to tackle the problem (e.g. use of cover crops and grass buffers) are increasingly being found to be insufficient to meet water quality targets (Fiquepron et al. 2013). This is driving interest in targeted woodland planting (e.g. on or around pollutant sources or along pollutant pathways) as a more effective and secure intervention to attenuate (or eliminate) pollutant delivery to surface waters and groundwaters, while minimising land take and impacts on food security. However, while woodland creation offers multiple benefits to society, progress is highly constrained by the significant costs to landowners and managers (e.g. in terms of reduction in land value and agricultural income). There is therefore an urgent need to better incentivise land use change for longer-term water protection (including the potential for targeted woodland creation on steep slopes, cross-field belts and riparian zones). Timing for this 4-year project is ideal to inform 2020 water policy renewal and the third River Basin Management planning cycle, and to contribute to the Strategic Implementation Plan of the European Innovation Platform for Water (EIP Water), per ‘Innovation in tackling the Challenge’ subsection.

W-for-W is also highly relevant to wider policy agendas such as climate change mitigation and adaptation, and flood risk management. With global change, drought periods and flooding are expected to become more frequent, threatening ecosystems’ capacity to deliver environmental goods. Higher water demand, notably in the Mediterranean, will result from population growth. As a tool that can account for multiple benefits and threats, PES has a key role to play in fostering policy coherence in this regard. The urgent need for such pluralistic value frameworks has been voiced by: the Millennium Ecosystem Assessment, the Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) and the Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).

PES’ ability to facilitate integration of funding streams is also vital. Reduced public funding creates a strong need to lever in private sector funding streams to achieve environmental protection goals. The Warsaw Resolution (MCPFE 2007), Roadmap to a Resource Efficient Europe (EC 2011), and EU Forestry Strategy (EC 2013), all encourage a greater use of market-based (private sector) tools; the LIFE Programme is also piloting the Natural Capital Financing Facility for PES. Advances in technologies to analyse large-scale datasets – at lower cost – now make it feasible for national, regional and local policy teams to consider spatial targeting of PES schemes.

Europe is behind the international curve in PES implementation: most mature PES schemes lie elsewhere (Costa Rica, USA, Kenya, Australia) (Martin-Ortega et al. 2013). Despite discussing PES for many years, their potential has not been fully realised in COST countries, in part because Europe currently lacks the trained experts to commission and deliver effective, well-designed schemes. The proposed PESFOR-W network is thus highly relevant and timely: it will help equip Europe with a cohort of technical experts capable of commissioning and delivering well-designed W-for-W PES schemes, benefiting water policy teams and utility companies, who urgently need lower-cost methods to protect watercourses, reduce water treatment costs and to avoid non-compliance fines (DEFRA 2013).

Objectives

Research Coordination Objectives

PESFOR-W's overall research aim is to combine practical, expert knowledge from the forestry, agriculture, water and financial sectors, to improve the design and environmental effectiveness of W-for-W PES, as a means of tackling the major problem of diffuse water pollution impacting on Europe and beyond. This knowhow will assist EU MS to pursue commitments to "*increase awareness of the relationship between forests and water*" and '' *develop appropriate policies and strategies for managing forests and water resources sustainably to adapt to climate change and contribute to its mitigation*" (MCPFE 2007). PESFOR-W's four principal research objectives are to:

1. **Characterize and critically evaluate the governance models and design structure of W-for-W PES schemes** in the EU, with particular regard to i) service provision (supply); ii) policy drivers; iii) payments/markets (demand); and iv) types of governance. This will assess weaknesses with existing PES schemes and identify organizational arrangements and metrics that could increase their effectiveness and improve governance.

2. **Evaluate the environmental effectiveness of targeted woodland planting** in reducing a range of agricultural diffuse pollutants, particularly sediment, nitrate, phosphate, pesticides and Faecal Indicator Organisms (FIOs). This will address the general lack of awareness within water sectors of the potential for woodland creation to help tackle a major agricultural pressure and inform model use and data availability for quantifying impacts.

3. **Develop a European PES repository of Case Studies** that investigate lessons from existing W-for-W PES schemes, to share with practitioners, policy makers and stakeholders to promote best practice. Current knowledge of such schemes is very fragmented and the Case Study Repository will draw together European and international examples into an open access, trans-disciplinary learning platform that highlights the scope to apply the W-for-W PES approach more widely, and pinpoint its strengths and weaknesses.

4. **Develop User Guidance** on the suitability of pollutant, ecosystem service and catchment scale models to quantify the effectiveness of tree planting to reduce diffuse pollution; and provide advice on how PES schemes linking these can be applied. This advice will be consolidated into the publication '*A User Manual: Smarter Guidance on Woodlands-for-Water PES*' ('the User Manual').

Overall, progress towards the scientific challenges will be ensured by the inter-disciplinarity and expertise of the assembled team, which will include the participation of leading international experts, and by the close working of the four WGs, to deliver joint outputs. Strong links with related projects (Section 1.4.2) and with national, EU and international initiatives (e.g. emerging voluntary market standards for water benefit projects) will ensure effective knowledge sharing and help identify synergies between the research agendas of different groups.

Capacity-building Objectives

PESFOR-W will increase Europe's capacity to use W-for-W PES as a major policy tool for delivering water benefits and meeting WFD targets. The Action will develop a critical mass of skilled 'experts' (both researchers and users) able to commission and deliver well-designed and cost-effective W-for-W PES schemes, securing their wider implementation and improvements to the quality of Europe's water resources. Four principal capacity-building objectives support this:

- **To provide training in technical and economic skills**, particularly for Early Career Investigators (ECIs), the 'PES-engineers' of the future. Over 100 individuals (>50% ECIs) will be trained through 4 Training Schools and related workshops. This will increase Europe's capacity to tackle the intractable diffuse pollution issue by designing targeted and cost-effective W-for-W PES schemes, providing a new approach that could be attractive to potential investors and help develop an innovative market in water credits.
- **To facilitate interaction between specialists with different skill sets** (forestry, agriculture, ecology, hydrology/ hydrogeology, biophysical, economics, law, etc.) needed for PES schemes. The Action's web-hub will incorporate links to a LinkedIn/ Facebook 'European PES Skills Directory', allowing Training School delegates and linked professionals to register their skills and contact details, and stimulating the creation of new professional and academic networks.
- **To build stakeholder understanding**. PESFOR-W will increase the understanding of regulators, governments, land owners and managers, water companies, environmental consultants and other investors of the potential for W-for-W PES schemes to meet WFD targets, as well as to deliver other water and wider objectives. It will use: workshops; the web Survey; participation in Case Study reviews; and the development of robust metrics to communicate PES scheme environmental and cost-effectiveness, to engender stakeholder support and interest. High quality, peer-reviewed papers, reports and Case Studies will be published to improve Europe's evidence base on PES-for-water, creating discussion and understanding (regulation in favour or against markets). Information and data

will be derived from literature reviews, plus work by ECIs and others in STSMs and Working Group meetings. In reaching these objectives, PESFOR-W will strive to also:

- **Improve geographic balance.** PESFOR-W will increase Inclusiveness Target Countries' (ITCs') access to international expertise and funding, identifying and promoting excellence in science and finance across Europe. It will encourage ITC researchers and institutions to lead WG activities and play strong roles in project delivery by hosting events and providing STSM candidates. Spatial Case Studies map and Glossaries on the web portal will assist researchers and stakeholders to develop a common language and overcome terminology barriers. The 'European PES Skills Directory' will assist PES researchers and practitioners in all geographic regions and areas of expertise to develop links at the local level and with important hubs of excellence.
- **Improve gender balance**: The forestry, agriculture, water and environmental finance sectors share an acute gender imbalance. PESFOR-W aims to exceed 40% female representation in MC composition and 50% in Training Schools, and will positively select of women for leadership roles, to an extent consistent with scientific quality and geographic balance. Its Gender Action Plan will form an integral part of the project's Dissemination and Exploitation Plan (described in WG4 Work Plan) to ensure communications fully support these goals and promote positive role-models. For example, activities will be advertised to reach and engage women, highlighting opportunities for re-qualification via the project for women returning to science after career breaks, and ensure project communications connect with existing networks (e.g. female foresters' network).

Progress beyond the State-of-the-art and Innovation Potential

Description of the State-of-the-art

PES schemes are innovative mechanisms which aim to ensure the value of Ecosystem Services (ES) is taken into account in decisions. PES involve "*a transfer of resources between social actors, creating incentives to align individual and/or collective land use decisions with the social interest in the management of natural resources*" (Muradian et al. 2010).

PES mechanisms are highly adaptable and have already been applied to a wide range of contexts and ES, including carbon sequestration, habitat protection, landscape conservation and various hydrological services (see: Morrison and Aubrey 2010, Table 3, p.8). As shown in Fig. 1, PES schemes differ in: the extent of voluntary transactions; how well the ES are defined; and whether payments just depend upon altered land use (e.g. increasing tree cover) and projected changes in ES provision, or monitoring their increased delivery ex-post ('conditionality'). A number of economists (e.g. Morrison and Aubrey 2010) consider the last point to be a defining characteristic of PES. Schemes also differ in relation to principles underpinning associated property rights. Some - including mandatory 'cap-and-trade' and 'offset' schemes, are based on the WFD 'polluter pays' principle (EU 2000,

para 38, p.7). Others draw on the ‘beneficiary pays’ principle, which underpins woodland creation grants, and voluntary markets for ES driven by corporate social responsibility.

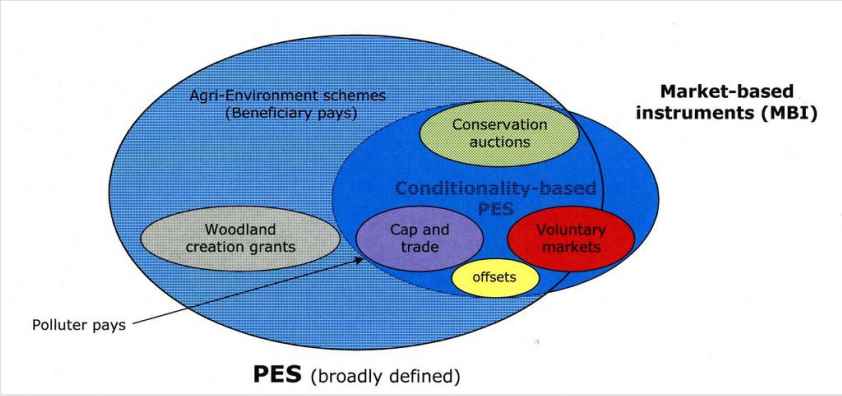


Figure 1.

Types of PES Schemes

PESFOR-W focuses primarily on PES schemes that incentivise woodland planting and management for water benefits. Targeted planting on or around pollutant source areas and along or across delivery pathways can be very effective at intercepting a range of diffuse pollutants derived from agriculture. A tree cover requires little fertiliser or pesticides, efficiently cycles nutrients, enhances soil infiltration, reduces rapid runoff and protects the soil from disturbance and erosion (Calder et al. 2007, EC 2013). The ability to reduce runoff can also help to alleviate flooding, although the high water use of some trees can pose problems for water resources (CRPF PACA 2012).

Interest in W-for-W PES schemes has grown in recent years but application in Europe remains fragmented and piecemeal, despite recent notable successes such as Spain’s use of CAP funding and UK’s tailoring of Rural Payments to encourage tree planting for water (Burton and Schwarz 2013). In preparing this proposal, a detailed search identified eight examples of W-for-W PES found in COST countries plus a further eight related schemes, but this compares poorly with other parts of the world. Water-related PES are a focus of global reporting initiatives (Bennett et al. 2014), but a comprehensive pan-European picture (including of the size of the market size) is lacking. 75% of literature derives from developing countries; only 10 papers could be found on EU case studies (mostly Agri-Environment Schemes(AES)) (Schomers and Matzdorf 2013). Most key models are currently proprietory, with Open Source models generally less well known.

Progress beyond the State-of-the-art

PESFOR-W will address critical knowledge gaps relating to W-for-W PES in: i) the design and governance of PES schemes; ii) the underpinning science and modelling; and iii) cost-effectiveness plus supply- and demand-side issues.

The design and governance of PES schemes: The network will improve understanding of the institutional factors facilitating the development of PES – including: roles for government in underpinning new markets; existing barriers to development of schemes; and how water regulation could be streamlined to provide enabling conditions. Exploring these contextual factors will help determine how best agri-environment funding could be combined with PES schemes.

Underpinning science and modelling: A major barrier to application of W-for-W PES is uncertainty about the effectiveness of tree planting in delivering water benefits, plus concern about possible dis-benefits, such as reducing water yield. Quantification of the ability of trees to remove the main diffuse pollutants and impact on water resources will be advanced by a methodological evaluation and comparison of available pollutant and water use models, including those underpinning ecosystem service and catchment scale water models. This will generate value ranges and look-up tables to aid scheme design and help develop a shared understanding across Europe of opportunities for targeted tree planting to tackle diffuse water pollution from agriculture.

PES Cost-effectiveness plus supply- and demand-side issues: Approaches to estimating cost-effectiveness will vary according to whether a private sector or societal perspective is adopted, differences such as the time horizon and the approach to discounting, and whether ancillary benefits are considered. To facilitate comparisons, a common approach(es) need(s) to be agreed. Knowledge of the cost-effectiveness of tree planting measures will be improved by synthesizing data on the economic performance of existing PES schemes and comparing with data on the use of alternative measures. Consideration will also be given to socioeconomic factors such as buyer motivations plus the impact of climate change. A major step will be linking water values to tree carbon and potentially other benefits. This will strengthen the durability of W-for-W PES schemes by integrating funding from different sources, including private payments and public subsides, as well as contributing to multiple policy agendas.

The Repository of European W-for-W PES Case Studies will be of particular benefit to policy makers, practitioners and stakeholders. This will provide a one-stop shop for those interested in developing new schemes, explaining terminology, describing lessons learned, and offering information on tree planting, appropriate models, look-up tables, different financial approaches, and guidance on best practice. It will also identify limits and challenges to the approach, such as in drier regions where tree water use and drought tolerance may be an issue. Gathering and disseminating knowledge on enabling conditions and successful schemes will make a major contribution to promoting interest in and marketing of W-for-W PES schemes. It will also raise awareness of potential trade-offs and perverse incentives (such as the potential for financial payments to undermine intrinsic motivations), ensuring any dis-benefits are minimised. In order to scale-up private sector investment in woodlands for water projects, it will be useful to explore approaches that have been used to successfully expand other ecosystem markets.

Overall, the Action will significantly advance Europe's ability to use W-for-W PES as a policy tool to help solve the intractable issue of diffuse water pollution, thereby improving its water environment.

Innovation in tackling the Challenge

EIP Water has selected the provision of water-related ES as one of its five priorities, because "*the ecosystem services approach offers market opportunities in the water utilities sector and other sectors [..and] the establishment of markets dealing with quantified ecosystem services offer opportunities to further develop the PES concept*." PESFOR-W's STSMs and meetings will provide a multi-disciplinary, multi-sector approach to water governance, creating a 'safe' space for policy entrepreneurship, allowing stakeholders to explore ESS innovation and associated financial tools.

This Action is innovative by extending water-PES schemes to support more targeted tree planting within intensive agricultural areas. These represent the dominant sources of several agricultural diffuse pollutants responsible for degrading the water environment and causing many water body failures. Monitoring studies increasingly show that restoring GES will require an element of land use change but landowners remain resistant due to the impact on land values and incomes. PESFOR-W will fill this gap by sharing knowledge and providing tools and guidance on designing cost effective W-for-W PES schemes that reflect the social value of environmental benefits and offer an appropriate level of funding support. Account will also be taken of possible trade-offs for water yield, facilitating 'precision engineering' of catchments.

Another novel aspect will be efforts to develop a 'Woodlands for Water Code' that links to existing carbon codes. This would include standardised 'look-up' tables giving ranges for the effectiveness of planting for reducing different diffuse pollutants that take account of planting design and potentially management (e.g. spacing, thinning, etc.), physiography and climatic factors. Incorporating water benefits, along with other values, will strengthen the economic case for land use change and stimulate both public and private sector interest in W-for-W PES schemes.

The EU Science for Environmental Policy '*Future Brief: Innovation in the European water sector*' emphasizes that '*water innovation applies not only to new sustainable technologies but also to new partnerships extending across public administrations, research and industry: new business models and new forms of water governance that are not only innovative themselves but can also stimulate and support technological innovations*'. PESFOR-W will enable the creation of these much-needed partnerships, to design and deliver W-for-W PES as part of a more sustainable and integrated approach to catchment management. The opportunity to contribute to a number of policy agendas and help solve a currently intractable major water issue will ensure a wide range of ECIs, SMEs and other stakeholders participate in Training Schools, Case Studies and knowledge exchange.

Presenting Case Studies spatially through a web-hub (Milestone 4.4) will help overcome the fragmented nature of existing initiatives and provide relevant resources for all COST

countries, including ITCs and NNCs, overcoming language barriers between countries and facilitating the closer joint working of the forestry, agriculture and water sectors.

Added Value of Networking

In relation to the Challenge

Networking is essential to share knowledge and experience on W-for-W PES schemes so that lessons are learned and barriers addressed. As described in the State-of-the-art subsection, existing knowledge is fragmented and piecemeal, with much to be learned from local Case Studies and international developments. PESFOR-W will build a strong, European-led, trans-disciplinary community of specialists to consolidate knowledge and agree standardised evaluation approaches, particularly on the technical and economic aspects of effective W-for-W PES. Achieving this, with the close involvement of both public and private sector stakeholders, will generate confidence and support in implementing schemes and help lever in greater private sector investment. Creation of the network will significantly improve Europe's international visibility and standing in PES implementation, as well as link Europe with key global initiatives, as detailed in the subsection on the added value of networking in relation to existing efforts at European and/or international level. The strong representation of ITCs will increase ITC researchers' visibility and connection to leading European science and policy hubs. Provision of accessible Case Studies and high quality training will help overcome language barriers and assist career development of scientists and professionals from the water, forestry, agriculture and financial sectors. The strong involvement of ECI researchers and leading global experts will assure a particularly high level of innovation.

In relation to existing efforts at European and/or international level

PESFOR-W will extend existing European research in PES-for-water by drawing on results and interacting with experts from many research, demonstration and innovation projects, including:

H2020: Water Innovation projects: Water-1B-2015 '*Demonstration/Pilot Activities*' & Water-2B-2015 '*Integrated approaches to water and climate change*' (both 2016-2020) examining ES' roles in the provision of water-related services. PROVIDE '*Providing smart delivery of public goods by EU agriculture and forestry*; & PEGASUS '*Public Ecosystem Goods and Services from land management*' (both 2015-18.). ERASMUS+ Knowledge Alliance project ECOSTAR '*Research and enterprise alliance in the Marketing and Economics of Ecosystems and Biodiversity*' (2016-19) on PhD entrepreneurship in Natural Capital business activities. DIABOLO: '*Harmonising forest data*'.

FP7: DESSIN 'Demonstrate ecosystem services enabling innovation in the water sector' (2014-17); OpenNESS 'Operationalisation of Natural Capital and EcoSystem Services to Real World application' (2012-17); OPERAS 'Operational Potential of Ecosystem Research Applications' (2012-17); OPPLA portal for Ecosystem Services and Natural Capital; Newfor ex 'New Ways to Value and Market Forest Externalities' (2010-13); FP7 PEOPLE

FORESTA 'FORest conservation and EcoSysTem Accounting: towards the integration of private & public values in landuse decision modelling at farm scale' (2014-16); POLICYMIX (2010-14); WFD-in-Croatia Twinning project (2007-9); and SUMFOREST ERA-NET 'Implementing Sustainable, Multifunctional Forestry by enhanced Research Co-ordination for Policy Decisions' (2014-17).

COST Actions: ORCHESTRA FP1207 '*Orchestrating Forest-Related policy analysis in Europe*' (2012-15) and its successor Wiki; FORMAN FP 0601 '*Forest Management and the Water Cycle*' (2006-11) and its successor Nordic-Baltic research network CAR-ES (2011-2015), which examined the impacts of forest management on water quality and carbon; and Targeted Network CAPABAL TN1401 '*Capacity Building in Forest Policy and Governance in Western Balkan Region*', a strong network of young forestry sector researchers and practitioners.

Several LIFE+ projects have piloted and evaluated water-related PES: GESTIRE *'Lombardy NATURA 2000 Network'*; INBIOWOOD '*Afforestation for biodiversity*'; and EU Centre for River Restoration ECRR network portal for river restoration schemes in Europe (923 projects,1995-present) plus River Wiki, legacies from LIFE+ RESTORE (2010-13).

Interreg & Nationally-Funded projects e.g. InterregIVB VALUE ' *Valuing Green Infrastructure and water benefits*'; Opportunity Mapping for woodland creation for water benefits; Wales' nutrient offsets; use of auctions for AES schemes; and Italy's 'Guidance on PES for water sector'.

PESFOR-W will use the above projects as 'leverage multipliers' to spread project messages to target stakeholders. Careful scheduling of project activities (e.g. Training Schools and Final Conference) to combine with other events (e.g. biennial conference of European Society for Ecological Economics being held in Budapest in 2017) will further contribute to knowledge sharing.

PESFOR-W will also link with innovators through EIP Water's 'Matchmaking for Water Innovation' online market place and ensure project results feed into existing global innovation initiatives. For example, Task 4.2 will contribute to the biennial European and global survey of watershed payment schemes undertaken by Ecosystem Marketplace. Closing the gap between Europe and the current global leaders in PES development (USA and China) is directly addressed by the direct participation of China, USA, New Zealand and International organisations. The proposers' substantial role in international networks will assist linkage with global initiatives (e.g. Ecosystem Marketplace) and enable leading international experts to participate at their cost as trainers in the Training Schools.

Contact with IUFRO Unit 9.04.02 'Valuation of Ecosystem Services and Carbon Markets' and relevant IUFRO and IFSA Task Forces ('*Forest Foresight*'; 'Contribution of Biodiversity to ES'; and '*Higher Education*') will enable PESFOR-W results to feed into the 2019 IUFRO XXV World Congress in Brazil. Contact with **citizen science initiatives**, such as the World Water Monitoring Challenge, will provide a means to engage with citizens interested in their local water quality.

Impact

Expected Impact

Short-term and long-term scientific, technological, and/or socioeconomic impacts

The project will generate the following **scientific and technological impacts**:

- **Synthesising evidence**, including developing a common understanding of links between woodland creation and water quality and quantity, will help underpin targeting, design and evaluation of W-for-W PES Schemes. Provision of look-up tables with value ranges on the effectiveness of woodland planting to reduce a range of diffuse pollutants will improve the performance of existing models and facilitate mainstreaming PES development across Europe in the short-medium term.
- **Integrating models** covering water and other benefits will add value, facilitating links to existing PES schemes that address services such as carbon sequestration. Policy makers will benefit from understanding how PES schemes can interact with climate change scenarios, to deal with expected medium/long term challenges and improve confidence in their application/longevity.
- The '***User Manual****: Smarter Guidance for Woodlands-for-Water PES*' will assist EU and national regulators in designing appropriate and cost-effective schemes, driving PES setup and implementation across MS. By consolidating knowledge and experience, the linked spatial Repository of Case Studies and supporting peer-reviewed articles will facilitate learning and dissemination, as well as help overcome language barriers.
- **Fostering interactions** between specialists from different sectors and research disciplines, PESFOR-W will advance understanding of a complex water issue and promote the need for an integrated approach to catchment management. This will facilitate future trans-disciplinary research and further improvements to modelling and mapping tools, allowing W-for-W PES schemes to continue to evolve and remain fit for purpose.

Overall, PESFOR-W is expected to result in three main socio-economic impacts:

- **Improve Europe's water quality** by reducing the major pressure of diffuse pollution from agriculture, the single most important source of water pollution in Europe (EEA 2012). Increased implementation of well-designed, targeted W-for-W PES schemes will help address this intractable issue, reducing economic and human health costs. The scale of potential savings is huge:
    - Annual costs of UK agricultural diffuse pollution alone are estimated at £238m (**Jacobs, 2008**)
    - Compared to water treatment, preventing water pollution at source can have an estimated cost-benefit ratio as high as 1:65 (POST 2014)
    - 13% of 12,938 groundwater monitoring stations across Europe exceeded the 50 mg NO_3/l limit for drinking water (**EuroStat, 2014**).

    - Over 3 million people (5.8% of the French population) are exposed to water quality below World Health Organization standards (**EuroStat, 2012**)

- **Grow the European market and employment for PES scheme design and implementation**, increasing opportunities for European environmental consultancies and entrepreneurs, and their ability to compete globally. In 2013, nature-based solutions to water management were estimated to be worth $12.3 billion per annum globally, rehabilitating and/or protecting over 365 million ha of water-critical ecosystems worldwide (an area larger than India). This market is said to be growing at 12% per year, (Bennett et al. 2014). 59% of global PES-for-water funding flows to projects that compensate landowners for sustainably managing their farms, forests and other lands.
- **Extend integrated catchment management**, promoting local ownership of water issues and delivering solutions, as well as improving the rural economy. Targeted integration of woodland into the farmed landscape will minimise land take, maximise water benefits, improve agricultural productivity (e.g. by shelter provision) and diversify farm incomes. It will also support the forestry and wood processing industries. The forestry sector has an annual turnover of >€300 billion, delivers 8% of EU added value in manufacturing and provides around 3.5 million jobs, mainly in rural areas.

Measures to Maximise Impact

Plan for involving the most relevant stakeholders

Implementing well-designed W-for-W PES requires the close interaction of knowledgeable and engaged 'users' in the forestry, agriculture, water and environmental finance sectors. The assembled partnership are well connected with end users and have a good track record of effective engagement and delivering practical outcomes. PESFOR-W's impact will be maximised by involving two main types of stakeholder:

Water, forestry and agriculture end users who can stimulate the mainstream adoption of W-for-W PES, including: water utility companies (and representative organisations such as the European Association of water utilities); water regulators; municipalities/ local councils; river basin and catchment management planners; landowners, farmers, foresters and their lobby groups and advisors (e.g. farmers' unions, angling associations, CEPF and EUSTAFOR); government bodies/Agri-Environment-Scheme policy-makers (including European Federation for Information Technology for Agriculture); businesses reliant on clean water resources (including social enterprises and food and beverage producers); finance and insurance companies; and organisations interested in Corporate Social Responsibility and water foot-printing.

Environmental economists responsible for designing PES schemes, training practitioners and developing PES as an economic tool, including: environmental consultancies; knowledge providers and modellers, such as university business schools/graduate

programs in environmental economics; and organisations interested in developing market standards for W-for-W schemes.

The **Work Plan** is structured to enable these diverse stakeholder groups to interact and 'gel' through meetings, workshops, training schools and related events. The extensive use of **Case Studies** provides a powerful means of involving stakeholders in a more focused way, sharing learning and stress testing ideas. This will also ensure that scientific progress is 'ground-truthed' by participants with real-life experience and that project results feed directly to stakeholders at the frontline of PES implementation, enabling current bottlenecks to be overcome. Where possible, **STSMs** will be embedded with key stakeholders, helping to create an expanded cohort of skilled experts capable of commissioning and delivering well-designed W-for-W PES. Creation of a '**European skills directory**' in water PES will garner stakeholder interest and participation. The Action's Final **Conference** will consolidate learning and inform further research and development activity amongst stakeholders. A major output, the '***User Manual: Smarter Guidance for Woodlands-for-Water PES***', will involve extensive consultation to engender shared ownership and support.

Dissemination and/or Exploitation Plan

The importance of knowledge sharing and communication is recognised and will be assured by agreement of a detailed Dissemination and Exploitation Plan at the project start (WG4). A key route for dissemination will be the project website and linked open access Case Study Repository. There will be full use of social media to promote engagement and raise awareness of results. A wide range of publications will be produced, the most important being the User Manual and case study fact sheets. These will be underpinned by high impact, open access, peer reviewed journal papers and supported by a mixture of reports and trade press articles. Findings will also be disseminated through meetings, workshops and Training Schools, as well as cascade through partnership organisations and strong industry links. This will maximise outreach and ensure end users become more confident and knowledgeable participants in PES schemes, and evolve access / open source models. Opportunities will be actively pursued to exploit models, decision and mapping tools, and advisory services in support of W-for-W PES Scheme development and implementation.

Potential for Innovation versus Risk Level

Potential for scientific, technological and/or socioeconomic innovation

The opportunity for woodlands to be used 'proactively' to help tackle the intractable issue of diffuse water pollution from agriculture, represents an important new role for the forestry sector which, hitherto, has focused mainly on protecting water quality within existing forests. Bringing the forestry, agriculture, water and environmental finance sectors together - and ensuring the strong participation of businesses and users in the MC, WGs, Case Studies and STSMs - will pave the way for mainstreaming W-for-W PES. This will be underpinned by the involvement of a high quotient of ECIs and PhDs, which together with

global PES experts from Europe, USA and China, will maximise knowledge sharing and the generation of new ideas.

Building on existing, benchmark models will reduce risk, while the provision of look-up tables, a Woodland-for-Water code, user manual, training, and stress testing via Case Studies will strengthen PES design and scheme cost-effectiveness, increasing confidence in delivering water improvements. Tailoring woodland placement, design and management to minimise potential dis-benefits such as a potential reduction in water resources, will further reduce risks. Significant financial returns can be expected from water quality improvements, enhanced by linking water and carbon benefits. Facilitating integration of public (AES) money and private investments will reduce government risks of failing to meet WFD targets, avoiding infraction proceedings and fines. Thus the Action presents a very low risk/return trade-off and can be expected to achieve the full potential for scientific, technological and socio-economic innovation described in 'Innovation in tackling the Challenge'.

Implementation

Description of the Work Plan

PESFOR-W will have two MC meetings per year, organised to co-incide with bi-annual WG meetings and WG activities (workshops will focus on specific topics linked to STSMs and Training Schools). MC plenaries will include invited speakers on key issues related to W-for-W PES in the host country, involve site visits to consider local schemes, and discuss reports on WG progress. The first MC plenary will finalise the WGs' remits, Work Plans and the Project Dissemination and Exploitation Plan (which will include the project's Gender Action Plan).

WGs will arrange Workshops, dissemination, Training Schools and other events on topics of particular interest to stakeholders. Between formal meetings, Working Group Leaders (WGLs) will arrange extra, ad hoc meetings, using geographical hubs to ensure extensive information sharing.

Four Training Schools will be organised for PhD students, ECIs and end users on key research challenges, including using models and case study sites, to provide 'real life' examples. Training Schools will usually last 3-5 days and will be timed to link with other relevant events to maximise uptake (e.g. European Society of Ecological Economics 2017 conference in Budapest). STSMs will last from 5-60 days depending on subject and nature of exchange visits. Workshops will be 1-3 day events. The final Conference will include a site visit to a W-for-W PES scheme and link to a final Training School on the User Manual, maximising learning opportunities.

Description of Working Groups

Four Working Groups with cross-collaboration will ensure continuity and broad exchange of ideas:

Working Group 1 (WG1): PES Design and Governanc

WG1's primary objective is to characterize and critically evaluate the governance models and design structure of W-for-W PES. It will examine: i) service provision (supply); ii) policy drivers; iii) payments/markets (demand); and iv) types of governance. It aims to identify organizational and policy arrangements that could increase the effectiveness of PES schemes and improve their governance. An institutional and governance analysis approach will be adopted, led by a leading researcher with expert, up-to-date understanding of European research on PES in the water sector. Findings will inform the work of WG2 and WG3 and feed directly into the User Manual.

WG1 will evaluate European W-for-W PES through expert meetings and three STSMs, which will compare and contrast institutional settings, governance structures, payment mechanisms, contracts and procedures, different actors' roles and expectations; and institutional and actor interactions. Evaluations will also consider drivers, roles of national legislation and 'green' taxes in creating demand, property rights issues, and quality assurance underpinning associated markets (Table 1).

Table 1.

WG1 tasks, milestones and deliverables

Task	Month	
T1.1	1-27	Characterise **design and governance aspects of European W-for-W PES.**
T1.2	22-36	Identify **Best Practice in PES design and governance**, using Case Studies.
T1.3	31-48	**Training and guidance** for 'Design and Governance' chapter of '*User Manual*'.
Milestones		
M1.1	15	**STSM (A)**, exploring potential investors' perceptions of what would be needed to attract them to purchase credits, and interest in providing finance.
M1.2	24	**STSM (B)**, exploring motivations and barriers of other potential PES participants (e.g. farmers, water utilities, landowners and the general public).
M1.3	33	**STSM (C)**, engaging with policy-makers on best governance of new schemes + explore potential for citizen science to monitor completed PES schemes.
M1.4	39	**Training School** '*PES design and governance*', including participatory approaches to stakeholder interaction at river basin level.
Deliverables		
D1.1	18	Report on investors' perceptions
D1.2	28	Report on motivations of potential PES participants and barriers.
D1.3	36	Report on governance and engaging with policy-makers.
D1.4	39	'Design and Governance' chapter for '*User Manual*'

Working Group 2 (WG2): PES Environmental Effectiveness

WG2's primary objective is to consider the environmental effectiveness of woodland creation measures to reduce agricultural diffuse pollution. It will develop and compare

model performance, and provide a methodology and guidance on strengths and weaknesses of data and models to inform valuation approaches and assessments of cost effectiveness by WG3. The focus will be to provide value ranges for a standard set of measures to reduce key diffuse pollutants, and to use these to populate look-up tables for use by pollutant and ecosystem services models. The Action will enjoy free-of-charge access to models; data ownership remains with the source. Potential impacts on water resources will also be assessed, particularly the ability of woodland creation to increase water use and how this might be influenced by climate change. Work will take place through 3 STSMs, 2 workshops and one Training School (Table 2).

Table 2.

WG2 tasks, milestones and deliverables

Task	Month	
T2.1	1-9	**Review evidence** on the effectiveness of woodland creation measures for reducing a range of agricultural diffuse pollutants.
T2.2	7-12	Agree a value range for the effectiveness of woodland creation measures to reduce different diffuse pollutants for use in pollutant and ES models.
T2.3	7-24	**Populate look-up tables**: evaluate how well existing pollutant and ES models quantify woodland creation impacts on diffuse water pollution. Assess models' ability to account for other W-for-W benefits (e.g. flood risk, water temperature), possible disbenefits (e.g. water yield) & linked services (e.g. carbon sequestration). Evaluate mapping tools; write methodologies; and provide guidance on data, models and mapping tools, as a Chapter for '*User Manual*'.
T2.4	19-48	**Training and guidance** on designing and managing woodland measures to enhance their effectiveness at pollutant removal; chapter for '*User Manual*'.
Milestones		
M2.1	9	**STSM (D)**, to review the effectiveness of woodland creation measures in reducing a range of agricultural diffuse pollutants and design a standard set of measures.
M2.2	12	**1st Workshop**, to discuss and agree value ranges for the ability of woodland measures to reduce individual diffuse pollutants; and populate look-up tables.
M2.3	15	**STSM (E)**, completing review of pollutant and ES models' suitability to quantify impacts of woodland measures on diffuse pollution at a range of scales.
M2.4	21	**2nd Training School**, on applying and comparing usefulness of preferred models to assess impacts of woodland measures on losses of agricultural diffuse pollutants to water in selected Case Study sites.
M2.5	24	**STSM (F)** completes methodology for assessing the effectiveness of woodland creation measures to reduce agricultural diffuse pollution, and provides guidance on the strengths and weaknesses of data, models and mapping tools.
M2.6	36	**2nd Workshop**, to write guidance on the design and management of woodland measures to maintain/enhance pollutant removal effectiveness at minimum risk.
Deliverables		
2.1	15	**Publish look-up tables** on the effectiveness of woodland measures in reducing agricultural diffuse pollution.

2.2	24	**Report**: '*The suitability of pollutant and ecosystem service models to quantify woodland creation impacts on diffuse pollutant losses to water, to account for other woodland water benefits and potential disbenefits, and services such as carbon sequestration, across a range of scales*.' (Chapter of '*User Manual*').
2.3	30	**Methodology, with Case Study worked examples**, to assess the effectiveness of woodland creation measures for reducing agricultural diffuse pollution.
2.4	36	**Journal paper**: '*The effectiveness of woodland creation measures for reducing agricultural diffuse pollutants*'.
2.5	39	**Practical guidance** on designing/managing woodland measures to optimise their effectiveness at pollutant removal, for Chapter for '*User Manual*'.
2.6	18-48	**Newsletters & trade articles** on using targeted woodland creation to tackle agricultural diffuse pollution as part of integrated catchment management.

Working Group 3 (WG3): PES Cost-Effectiveness

WG3's primary objective is to consider the cost-effectiveness of woodland creation measures to improve water quality and providing other benefits. Work will focus on:

- Synthesizing evidence on the economic performance of existing PES schemes in COST countries, including wider impacts (e.g. employment creation and carbon sequestration);
- Standardising economic and financial metrics;
- Quantifying costs (including agricultural opportunity costs) of woodland creation;
- Quantifying woodland creation benefits, including ancillary benefits (carbon sequestration etc);
- Quantifying returns on investment, including the societal distribution of returns, and accounting for any AES/rural development program payments; and
- Preparing marginal abatement cost curves.

4 STSMs will develop best practice in estimating the cost and social effectiveness of W-for-W PES, and identify topics for further study. One Training School will be held (Table 3).

Table 3.

WG3 tasks, milestones and deliverables

Task	Month	
T3.1	1-12	Agree **common protocols**; to estimate the cost-effectiveness of W-for-W PES (by month 6) and for socioeconomic evaluation (by month 12).
T3.2	13-27	**Evaluate demand-side (buyer) motivations**.
T3.3	16-30	Evaluate impact of applying climate change scenarios on PES cost-effectiveness.
T3.4	31-48	**Training and guidance** on Best Practice for socioeconomic evaluation and cost-effectiveness analysis of W-for-W PES; chapter for '*User Manual*'.
Milestones		
M3.1	24	**STSMs (G&H) on demand-side (buyer) motivations** of W-for-W PES.

M3.2	27	**STSMs (I&J) on demand-side and climate change investigations into PES cost-effectiveness** completed.
M3.3	33	3rd **Training School** on Best Practice (socioeconomic evaluation and cost-effectiveness analysis of W-for-W PES).
Deliverables		
D3.1	12	'**Thought leadership' article** on 'Cost-effectiveness of W-for-W PES'.
D3.2	24;27;33	**Reports on** demand-side and climate change STSM results.
D3.3	27-48	**Journal paper, newsletters & trade articles** on socioeconomic evaluation and cost-effectiveness analysis of W-for-W PES.
D3.4	39	**Guidance** on Best Practice for socioeconomic evaluation and cost-effectiveness analysis of W-for-W PES for a chapter of the '*User Manual*'.

Working Group 4 (WG4): Communication, Dissemination and Marketin

WG4's main aim is to communicate, disseminate and market project activities and results: by developing a European PES Case Study repository which is shared with practitioners, policy makers and stakeholders, to promote best practice (making information more accessible to potential PES buyers, suppliers and intermediaries, including use of mapping tools); by publishing the '*User Manual: Smarter Guidance on woodlands-for-water PES schemes*'; and by an STSM exploring how to market PES schemes. WG4 will synthesise results from WG1-3 and will provide a stakeholder forum for dialogue about enabling factors and potential barriers in mainstreaming PES, such as discussing undesirable consequences (e.g. 'commodification of nature', implicit redistributions of property rights/ social equity, or 'crowding out' of intrinsic pro-social motivations).

WG4 will work closely with WG1-3 to agree and implement the project Dissemination and Exploitation Plan (Task 4.1), and ensure this is consistent with the project Gender Action Plan. Project results will be disseminated through a web hub, provided through Task 4.2, which will function as a trans-disciplinary learning platform and incorporate: the project work plan, progress reports & training resources,; event information; skill database of European PES Expertise (M4.1); the spatial repository of Case Studies on W-for-W PES (M4.5); and links to EU and global initiatives listed under the plan for involving the most relevant stakeholders (e.g. Ecosystem Marketplace reports and WFD-related maps).

A survey of PES Case Studies (T4.4) will be organised in collaboration with a biennial global market outlook and the results used to inform the work of WG 1-3. WG4 will compile the resulting best practice in the '*User Manual*', with dissemination via the website, social media, final conference, final suite of training courses and through partner and industry links (Table 4).

Table 4.

WG4 tasks, milestones and deliverables

Task	Month	
T4.1	1-3	Agree **Dissemination and Exploitation Plan** (M2).

T4.2	1-48	Design, create, promote, extend and maintain the **PESFOR-W web hub**.
T4.3	1-15	Expand the network of countries involved in assisting collection of information on existing PES pilots, projects and best practice.
T4.4	1-9	Conduct EU **online web survey** to gather information/opinions on W-for-W PES.
T4.5	10-45	**Collect key details, including financial and socioeconomic information for W-for-W PES fact sheets for existing and new Case Studies**.
T4.6	24-48	Synthesise and edit Best Practice in the '***User Manual: Smarter Guidance on Woodlands-for-Water PES***'; translated into 6 European languages.
T4.7	24-48	Organise/deliver **Final Conference** (Month 45) by Conference Committee.
Milestones		
M4.1	6	**Spatial hub** operational.
M4.2	10	Launch **online web survey**.
M4.3	21	**STSM (k)** collecting key data, including financial and socioeconomic information, on W-for-W PES schemes for Case Study fact sheets.
M4.4	27	**Existing Case Studies are all on Spatial Repository** on PESFOR-W website.
M4.5	28	Establish skills database on 'European **PES Expertise**'.
M4.6	29	**STSM(I)** on best marketing and communication practices for PES.
M4.7	45	**Final Conference** takes place.
M4.8	45	**4th Training School**, on applying the User Manual.
Deliverables		
D4.1	6	PESFOR-W **website**.
D4.2	27	Publication of **factsheets on existing Case Studies** on W-for-W PES.
D4.3	33	Report on '***Communicating the PES "Wow factor***'" (- '*User Manual*' Chapter).
D4.4	39	**Publication of Final Case Study synthesis** chapter for '*User Manual*'.
D4.5	42	Publish '***User Manual: Smarter guidance on W-for-W PES schemes***'
D4.6	1-48	Other **knowledge exchange** activities (e.g. via social media and press).
D4.7	48	**Final Conference** published proceedings and Final Project Report.

A Gannt Chart is shown in Fig. 2 and a Pert diagram in Fig. 3.

Risk and Contingency Plans

The main risks and countermeasures are:

Risk (1): **Poor management and administration** – Mitigated by the lead proposer's extensive and proven experience as a COST Action administrator; and by Secondary Proposers' solid reputation.

Risk (2) **Paucity of EU W-for-W PES Schemes for Case Studies** – Mitigated by proposers having already completed an extensive preparatory mapping exercise (including those published by **Bennett et al., 2014**), which has identified >20 PES schemes.

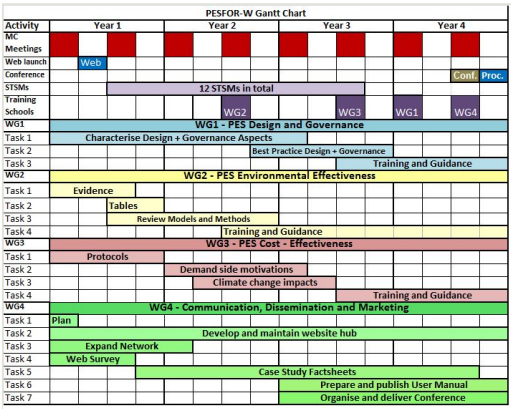


Figure 2.

GANTT Diagram

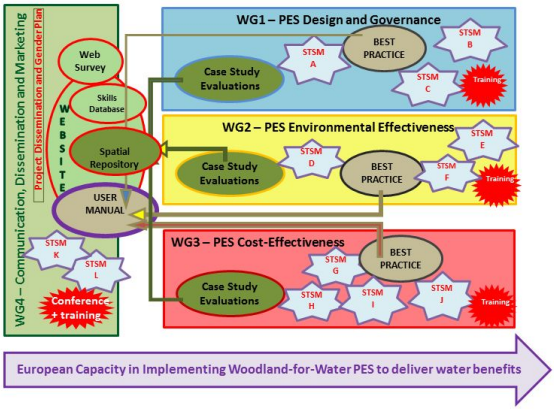


Figure 3.

PERT Diagram

Risk (3) **Network fails to achieve required scale and impact** – Mitigated by strong Secondary Proposers and their associated networks: Proposers engage in many relevant EU and international projects and networks (per the subsection on the added value of networking in relation to existing efforts at European and/or international level), which will act as “leverage multipliers”. Proposers have in-house communications professionals with good knowledge of social media (blogs/Twitter/Facebook) and other networks (including COST Office and EU science communication channel EUresearch.eu).

Risk (4) **Inclusiveness goals not achieved** – Many ITCs, ECIs and women already expressed strong interest in participating: and the high quality of proposers providing Training Schools will guarantee high quality trainees. Proposers' extensive links with ITC research networks will enable rapid growth and inclusiveness. Activities will be advertised to engage under-represented groups (e.g. highlighting opportunities for re-qualification for women after career breaks).

Risk (5) **Industry users and policy stakeholders reticent to participate** – Mitigated by the high importance of the diffuse pollution issue and urgent need for action. Proposers already obtained strong support from forestry, water, agriculture and environmental finance sectors. SMEs and users have also agreed to participate; and good links with policy teams are in place.

Management Structures and Procedures

PESFOR-W will be co-ordinated through the Management Committee (MC), in accordance with the 'Rules for Participating in and Implementation of COST Actions' COST132/14. Management posts (Chair, Vice-Chair and Working Group Leaders (WGLs)) will be formally nominated and elected at the kick-off meeting. Gender balance, ECI involvement and geographic balance will be standard items at all MC meetings, ensuring sustained emphasis on their encouragement.

A Steering Group, comprising MC Chair, Vice-Chair, WGLs and Grant Holder, will be responsible for oversight of the Action's planning and delivery, including: STSM prioritisation, liaison with local organisers in each country hosting meetings of the Action, and ensuring that STSM participants (visiting researchers and hosts) are adequately supported. STSMs will provide the means to implement agreed Tasks leading to the major Deliverables. Research gaps will be identified and addressed via STSMs and existing research programmes. Scientists participating in STSMs will present their studies at the next WG meeting and will provide a report for the website.

The MC will select a Conference Committee to organise the Conference and organise and edit Conference Proceedings, which will be managed through WG4 activities. Regular communication within the Action and with external parties will be mainly through the website, supported by email, telephone, Skype and video conferencing (VC). To reduce carbon impacts, PESFOR-W will actively encourage Skype, VC, land travel and use of public transport.

Each WG will elect a leader to ensure effective delivery of the WG Targets and Milestones (per 'Description of the Work Plan') and to ensure good liaison within and between WGs. WGLs will preferentially be drawn from ITC countries unless the scientific expertise required is unavailable, in which case the WGL will appoint an ITC "Shadow" to build capacity. Annual WG meetings will provide opportunities for sharing expertise and information, and WGs will be encouraged to organise joint activities through STSMs and Training Schools. Training Schools will be embedded in WG meeting programmes to provide opportunities for all participants to acquire new skills. Information from Training

Schools will be available through the PESFOR-W website, providing resources to enable further e-learning.

Network as a Whole

PESFOR-W will form an extensive, interdisciplinary network, involving hydrologists, environmental economists, foresters, agriculturalists, water regulators and policy makers, to increase Europe's capacity to design and implement effective W-for-W PES, overcoming current bottlenecks. The Action will create the necessary 'step-change' in PES scheme implementation to tackle the currently intractable issue of agricultural diffuse pollution, playing a pivotal role in translating efforts being made in EU initiatives and research, into frontline environmental management tools, commercial opportunities, and most notably, in delivering better water quality and GES. The proposers demonstrate good geographic balance, a diverse organisational composition and strong ITC and female representation. The lead proposer is highly experienced in managing Actions and has already received offers to host STSMs and Training Schools. The network is well poised to exceed 40% female representation in MC composition and to achieve 50% female participation in Training Schools. The Action is well placed for further growth: particularly strong interest has already been expressed by other Balkan countries and other core MS, evidencing the network's relevance across Europe; and further interest has also been expressed by notable NNC and International Countries and organisations with relevant experience.

Acknowledgements

Particular thanks are due to Alessandro Leonardi (WG1), Tom Nisbet (WG2 and editing), Martyn Silgram (WG2), Mike Image (WG3), Helen Davies (WG4) and Alison Melvin (networks, relevant prior projects and editing). Publication was supported by COST (European Cooperation in Science and Technology).

Funding program

European Cooperation in Science & Technology program (EU COST)

Grant title

CA15206 - Payments for Ecosystem Services (Forests for Water)

Hosting institution

Forest Research, Alice Holt Lodge, Farnham, Surrey GU10 4LH, UK.

References

- Bennett G, Carroll N, Bennett M, Leonardi A, Moull K (2014) Gaining Depth State of Watershed Investment 2014. http://www.forest-trends.org/documents/files/SOWI2014.pdf
- Burton RJ, Schwarz G (2013) Result-oriented agri-environmental schemes in Europe and their potential for promoting behavioural change. Land Use Policy 30 (1): 628-641. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.05.002
- Calder I, Hofer T, Vermont S, Warren P (2007) Towards a New Understanding of Forests and Water. Unasylva 58: 3-10.
- CRPF PACA (2012) Working report on ecosystem services that Mediterranean forests provide in the water issue. http://www.sylvamed.eu/docs/AIGUA.pdf
- DEFRA (2013) Payments for Ecosystem Services: A Best Practice Guide. https://www.gov.uk/government/publications/payments-for-ecosystem-services-pes-best-practice-guide
- EC (2011) Roadmap to a resource efficient Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52011DC0571
- EC (2012a) Payments for Ecosystem Services. Science for Environmental Policy 30 URL: http://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/30si_en.pdf
- EC (2012b) A blueprint to safeguard Europe's water resources. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52012DC0673
- EC (2012c) Report From the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52012DC0670
- EC (2013) A new EU Forest Strategy: For Forests and the Forest-Based Sector. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52013DC0659
- EEA (2012) Ecological and chemical status and pressures of European waters. http://icm.eionet.europa.eu/ETC_Reports/EcoChemStatusPressInEurWaters_201211
- EU (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060. Accessed on: 2017-4-21.
- Fiquepron J, Garcia S, Stenger A (2013) Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector. Journal of Environmental Management 126: 113-121. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.002
- Malaj E, Von der Ohe PC, Grote M, Kühne R, Mondy C, Usseglio-Polatera P, Brack W, Schäfer RB (2014) Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. Proceedings of the National Academy of Sciences 111 (26): 9549-9554. https://doi.org/10.1073/pnas.1321082111

- Martin-Ortega J, Ojea E, Roux C (2013) Payments for Water Ecosystem Services in Latin America: A literature review and conceptual model. Ecosystem Services 6: 122-132. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.008
- MCPFE (2007) Warsaw Resolution 2 - Forests and Water. Fifth Ministerial Conference on the Protection of Forest in Europe, Warsaw, Poland. URL: http://www.foresteurope.org/docs/MC/MC_warsaw_resolution2.pdf
- Morrison A, Aubrey W (2010) Payments for Ecosystem Services literature review. A review of lessons learned and a framework for assessing PES feasibility. http://planvivo.org/docs/Framework-for-PES-feasibility_WWF_MorrisonAubrey_2010.pdf
- Muradian R, Corbera E, Pascual U, Kosoy N, May PH (2010) Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. Ecological Economics 69 (6): 1202-1208. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.006
- POST (2014) Diffuse pollution of water by agriculture. Postnote No 478. http://researchbriefings.parliament.uk/ResearchBriefing/Summary/POST-PN-478#fullreport
- Schomers S, Matzdorf B (2013) Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. Ecosystem Services 6: 1-15. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.01.002

Des conflits d'usage à une gestion multifonctionnelle des forêts : l'expérience tunisienne

DALY-HASSEN Hamed [1], ***ELLOUMI Mohamed*** [2]

[1] *Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts (INRGREF), Tunisie*

[2] *Institut National de Recherche Agronomique de Tunisie (INRAT), Laboratoire d'Economie Rurale, Tunisie*

En Tunisie, les usages multiples des forêts sont à l'origine de conflits d'intérêt entre les différents acteurs. D'un côté, l'Etat, propriétaire des forêts, adopte une politique de conservation et de développement pour la production de services environnementaux, notamment en matière de conservation des eaux et du sol et de biodiversité, de l'autre, la population locale, bénéficiant de droits d'usage, cherche à satisfaire ses besoins de subsistance et à accroître ses bénéfices nets (Hardin, 1968). Cette situation semble à l'origine d'une absence de régénération de la végétation, d'une érosion du sol et d'une dégradation forestière. Pour tenter de résoudre ces conflits, une approche participative a été testée depuis le début des années 1990 dans certaines zones forestières. L'adoption de l'approche participative devait permettre, en associant les usagers des forêts aux actions de développement, de réduire la divergence entre l'approche conservatrice des pouvoirs publics et l'urgence de valorisation réclamée par les usagers. Les limites de la participation ont progressivement conduit à la mise en avant d'une approche territoriale visant la valorisation des ressources locales par leur différenciation et leur labellisation comme ressources territoriales. Cette stratégie, même si elle est encore à ses débuts, ne semble pas pouvoir répondre seule aux questions de développement et de gestion des ressources forestières vu le manque de mobilisation et la faible compétence des acteurs locaux. Les approches de gestion des ressources forestières devraient en effet aussi s'élargir à l'utilisation d'instruments économiques prenant en compte les externalités générées par les activités des usagers et au paiement au titre des services environnementaux (PSE), à côté d'autres arrangements institutionnels. Ces instruments peuvent faire partie d'une combinaison de mesures qui permettent de renforcer la compétitivité des territoires dans les zones forestières en reconnaissant leur rôle dans la protection de l'environnement, mais aussi à travers la différenciation des produits issus de ces territoires. Or cette différenciation ne peut être durable que si les acteurs porteurs du territoire sont reconnus comme partenaires dans les projets de développement et que si leur participation à la définition du projet de territoire est accompagnée par une vraie décentralisation et un mode de gouvernance inclusif et transparent.

MOTS-CLÉS

Gestion forestière, approches institutionnelles, instruments économiques, Tunisie

INTRODUCTION

La forêt tunisienne est l'espace vital d'une population estimée à un million d'habitants, qui essaie de subvenir à ses besoins par l'usage des diverses ressources naturelles. En effet, l'élevage, l'exploitation et la valorisation des ressources forestières, en plus de l'emploi occasionnel dans les diverses activités forestières, constituent les principales sources de revenu de cette population (Daly-Hassen et al., 2000). Cette situation découle d'une première contrainte, l'enclavement de ces zones et leurs potentialités agricoles limitées. Les plus démunis qui ne disposent pas de terres sont amenés à ne vivre que de l'usage des ressources forestières, essentiellement l'élevage d'ovins et de caprins, et des opportunités d'emploi qui peuvent être offertes par l'administration forestière, ou à choisir l'exode vers d'autres régions du pays, alors que les exploitants agricoles peuvent tirer un revenu additionnel d'une agriculture de subsistance qui associe souvent les cultures céréalières et fourragères à l'élevage (Daly-Hassen et al., 2000). La deuxième contrainte de développement est la forte pression démographique. Avec une densité moyenne de 100 habitants par kilomètre carré, les ressources limitées en produits forestiers et en terres agricoles et les opportunités d'emploi offertes par l'administration forestière ne peuvent pas satisfaire les besoins de l'ensemble des ménages.

Par ailleurs, il convient de noter que les usages multiples des forêts sont à l'origine de conflits d'intérêt entre les deux principaux acteurs : l'administration forestière chargée de la conservation forestière et de l'extension de l'espace forestier d'une part, et la population locale, dont l'usage excessif des ressources forestières conduit à l'absence de régénération, à l'érosion du sol et à la dégradation des forêts d'autre part.

Pour remédier à cette situation, l'administration forestière a adopté une approche participative dans la gestion des projets, qui devrait mener à l'implication des communautés locales dans le développement de leur territoire. Toutefois, les efforts de l'administration forestière en la matière ont abouti à des résultats mitigés, avec une population locale qui, soit n'est pas favorable à ce type d'activités, soit les adopte temporairement dans le cadre d'une attitude opportuniste visant à capter les apports et bénéfices du projet.

Pour dépasser cette situation, le concept de territoire de développement a été instauré à travers les projets de développement intégrés et la participation des populations locales dans la gestion des actions de développement et des ressources de leur territoire. Les stratégies territoriales cherchent à concilier, à travers une bonne gouvernance, le développement et la gestion durable des ressources naturelles. La réussite de ce type de projet se base sur l'existence d'acteurs locaux du développement qui sont porteurs d'un projet pour leur

territoire. L'objectif de ce papier est de montrer les avantages et les limites de l'application de certains outils de gestion participative et territoriale à travers des études de cas en Tunisie.

1. Développement d'une approche participative

En général, les usagers locaux ont pour objectif d'accroître leurs revenus immédiats à partir d'un usage intensif des ressources naturelles[1] et ne tiennent pas nécessairement compte de la dégradation des forêts qui s'accompagne d'impacts négatifs sur la société tunisienne en général (Ben Mansoura et al., 2001), ainsi que sur leurs revenus futurs (Hardin, 1968).

Par ailleurs, l'adoption de mesures de restauration de la forêt aurait pour conséquence de réduire le revenu des ménages. Ainsi, la comparaison des revenus privés entre deux scénarios, avec et sans régénération de la forêt, montre que le deuxième scénario est plus rentable à court terme pour la population locale, alors que le premier scénario est plus avantageux pour le propriétaire public (Campos et al., 2007). Le renouvellement des peuplements de chênes-lièges conduit à court terme à une perte de revenu comparée à l'alternative de laisser ces peuplements dépérir. Cette comparaison confirme la nécessité de compromis entre la génération de revenus pour la population locale et la conservation forestière (Daly-Hassen et al., 2010).

Pour dépasser ce conflit, l'administration a adopté une approche de développement participatif à partir de 1996. Cette dernière consiste à intégrer la population, à travers des associations locales, dans le programme de développement durable du secteur forestier et à améliorer les conditions de vie des populations forestières. L'administration reste cependant présente en tant que garant de l'application du *Code forestier* en vigueur. Cette approche s'est concrétisée par la participation de la population locale dans la planification et l'exécution d'une dizaine de projets locaux de développement intégré durant la période 1998-2001 (Gader, 2000). Les usagers forestiers ont ainsi pu bénéficier d'opportunités réelles pour jouer un rôle plus actif dans la prise de décisions et le processus de planification que sous la précédente approche de développement descendante.

[1] L'analyse économique des activités (forestières, d'élevage, de culture) menées dans la forêt de chênes-lièges à Iteimia en Tunisie montre que le revenu commercial dégagé est assez important (233,5 €/ha en 2002) ; il profite surtout à la population locale, notamment à travers l'emploi familial et la rente liée aux ressources fourragères. Le revenu du capital forestier est aussi élevé (80,8 €/ha en 2002), partagé entre le propriétaire public et les ménages locaux.

1.1. Méthode

Afin d'évaluer ce genre de projets, un ensemble de critères et d'indicateurs de gestion durable des forêts a été identifié (tableau 1) ; ces indicateurs ont ensuite été mesurés avant et après le projet pour apprécier les changements dans l'amélioration des conditions de vie et la gestion durable des ressources (Daly-Hassen et Ben Mansoura, 2005).

Tableau 1 : Critères et indicateurs utilisés pour l'évaluation de projets de développement participatifs d'après différents modèles : Pression-Etat-Réponse : OCDE (1998) ; Plan Bleu (1997) - LUCID : Wright et al., (2002) ; Brang et al., (2002)

Critères	Indicateurs
Bien-être social	Densité de la population Qualification professionnelle de la population Accès aux infrastructures de base Propriété foncière Consommation de bois de feu Taille du cheptel
Bien-être économique	Types d'activités exercées par les chefs de ménages Sources de revenu Montant du revenu annuel Equité de distribution du revenu Production de biens et services Rentabilité du projet
Maintien de l'intégrité écologique	Intensité d'utilisation des ressources naturelles Types d'utilisation des terres Etendue des forêts protégées Intensité de la régénération des peuplements forestiers
Consolidation institutionnelle	Participation de la population locale à la prise de décisions Autonomie des groupements locaux Satisfaction du public par le projet Importance des délits forestiers

1.2. Etude de cas : le projet de développement forestier participatif

L'étude a été menée dans le village forestier de Zilia situé dans le Nord-Ouest de la Tunisie. En 2002, la population forestière locale de Zilia était de 208 hab

bénéficiant d'un accès à une superficie totale de 253 ha, dont 24% appartenant au secteur privé, tandis que le reste est propriété de l'Etat. Les forêts et les maquis constituent les principales utilisations des terres (87%) dans la région. L'emploi saisonnier, l'élevage, l'apiculture et la collecte de bois de chauffage constituent les principales activités économiques de la plupart des habitants.

Entre 1998 et 2001, un investissement de l'Etat de 829.000 DT[2] a été réalisé dans le secteur forestier. Les principales composantes du projet furent l'amélioration des infrastructures de base (52,6%), le développement des ressources locales et la protection environnementale (12,2%), la création d'activités génératrices de revenu (13,4%), la gouvernance locale et la qualification (4,9%), les frais de gestion et de suivi (16,9%). Les objectifs poursuivis étaient l'amélioration des conditions de vie, le renforcement du rôle de la population locale dans la gestion et la promotion de ses moyens de subsistance et des activités génératrices de revenus.

1.3. Résultats

Les indicateurs ont permis de montrer que le projet a conduit à une amélioration générale de l'accessibilité et des conditions de vie, mais l'intensité de l'utilisation des ressources naturelles (pâturage, collecte de bois de feu) reste encore excessive. Par ailleurs, le processus d'auto développement communautaire n'est pas achevé.

Au niveau social, une plus forte pression de la population humaine a été mise en évidence, de 72 en 1997 à 82 hab/km² en 2002, expliquée notamment par un accès de la communauté à l'infrastructure de base (route, eau et électricité). Une baisse de la consommation de bois de chauffage de 44% a cependant été observée, baisse qui s'explique par l'utilisation d'autres sources énergétiques, ainsi qu'une amélioration de la formation professionnelle en apiculture et en travaux forestiers notamment.

Sur le plan économique, l'analyse a montré que l'élevage constitue la plus importante contribution au revenu des ménages à Zilia, malgré une tendance à la baisse de 43% en 1997 à 40% en 2002. Les contributions des autres activités principales au revenu annuel ont augmenté de 14 à 20% pour l'apiculture et de 14 à 18% pour l'emploi salarié dans le secteur forestier. Les autres activités liées à la culture et aux activités forestières non salariées ont connu une baisse de leur contribution. Une tendance croissante du travail rémunéré à l'intérieur de la localité de Zilia a été notée, passant de 111 jours de travail en 1997 à 162 en 2002. La pratique de l'apiculture a augmenté de 17,8% des ménages en 1998 à 77,6% en 2002. L'élevage a quant à lui montré une régression limitée

[2] 1 DT = 0,73 $ en 2000, Banque Centrale de Tunisie.

du nombre de ménages concernés avec une légère baisse de 95,6 à 89,8%. Le revenu moyen des ménages est passé de 3.504 DT en 1997 à 3.820 DT en 2002. En outre, il y a eu une amélioration de l'équité de distribution des revenus, manifestée par la réduction de la proportion des ménages ayant un revenu annuel inférieur au Salaire minimum agricole garanti (SMAG), de 20,4% en 1997 à 12,2% seulement en 2002.

Sur le plan écologique, il y a eu une expansion des parcours au détriment du maquis dont la couverture est passée de 19% en 1998 à seulement 7% en 2002. Néanmoins, l'intensité de l'utilisation des ressources naturelles par les populations locales a montré que les prélèvements de fourrage et de bois de feu dépassent encore le potentiel de production. Entre 1997 et 2002, le surpâturage est passé de 73 à 28% au-dessus de la capacité de charge, tandis que la surexploitation des combustibles ligneux est passée de 62 à 40%. La superficie des terres affectées par l'érosion n'a quant à elle pas changé en raison de l'absence d'activités de conservation.

Au niveau institutionnel, l'implication concrète de l'association locale dans le processus de développement qui était initialement prévue n'a pas été atteinte et des conflits subsistent quant aux droits d'utilisation et d'accès aux ressources forestières. En effet, de trop faibles marges de manœuvre ont été laissées aux associations locales et c'est ainsi que, concernant le respect de la règlementation forestière, il n'y a pas eu d'engagement pris par la population locale via l'association. D'autres formes de partenariat entre les associations locales et l'administration forestière sont à rechercher dans le futur afin d'améliorer la gouvernance locale.

1.4. Les avantages et les limites d'application de l'approche participative mise en place

L'investissement de la moitié des fonds du projet dans les services communautaires de base a abouti à une nette amélioration de l'infrastructure de la zone, de son accessibilité et de la mobilité de ses habitants. Il a également contribué à l'amélioration générale des conditions de vie et à la réduction de la consommation de bois de feu, mais il n'a pas réussi à mettre en place un processus de développement avec la création de nouveaux marchés ou de nouvelles activités individuelles. Toutefois, cette dynamique pourrait être obtenue à long terme, confirmant le lien entre le développement des zones marginalisées et leur accessibilité (Porter, 2000). Le revenu des ménages obtenus après le projet n'a pas augmenté de manière significative par rapport à la croissance annuelle moyenne dans le pays. En outre, il y a eu un plus grand

recours à l'emploi local, en particulier lié aux investissements réalisés dans les travaux forestiers. Ce résultat souligne la nécessité d'une aide financière exogène et confirme que l'auto développement communautaire attendu n'a pas été obtenu. Toutefois, la population locale a opté pour l'apiculture qui offre des revenus plus stables que l'emploi salarié saisonnier. La crainte d'une réduction éventuelle d'emploi à Zilia à l'avenir peut quant à elle s'expliquer par la fin du projet. Il y a des suggestions pour encourager des activités individuelles qui ne sont pas liées aux ressources naturelles, par des prêts, de la formation et du suivi.

L'utilisation des ressources naturelles (pâturage, collecte de bois de feu) reste excessive, malgré l'engagement de près de 12% du budget total dans la création de parcours et la modernisation des systèmes de culture. En fait, l'acquisition du cheptel a un impact négatif sur l'équilibre entre les prélèvements et les ressources fourragères. Dans ce cas, l'octroi de crédits financiers ne conduit ni à l'amélioration ni à la durabilité des activités. Un moyen d'améliorer éventuellement le développement durable pourrait être l'étude préliminaire de la faisabilité écologique, économique et sociale de toute activité proposée par la population locale, en tenant compte des ressources locales, des qualifications et de la capacité de gestion de la communauté. Par ailleurs, l'implication de l'administration forestière dans l'organisation de la population locale n'a pas permis d'entraîner le processus communautaire dans la gestion des ressources naturelles et dans son auto développement.

Malgré les améliorations obtenues par l'approche participative dans la gestion des ressources forestières, l'absence d'un développement auto entretenu montre la nécessité d'adopter une approche plus large qui intègre l'ensemble des acteurs de la région et qui permet la mobilisation des ressources territoriales. C'est dans cette optique que des approches de développement territorial ont été adoptées dans la région forestière du Nord-Ouest de la Tunisie.

2. Le développement territorial : un nouveau paradigme

Le développement territorial est un nouveau paradigme à l'élaboration duquel ont contribué à la fois les chercheurs travaillant sur les questions du développement mais aussi les acteurs de celui-ci. Il met en avant à la fois l'importance du territoire en tant qu'espace sous l'emprise d'une communauté et des modes de gouvernance locale.

Afin de faire face à l'aggravation de la crise des zones les plus défavorisées et à l'échec des projets de développement local qui se heurtent à la concur-

rence des zones plus favorisées, le paradigme de développement territorial s'est imposé de plus en plus. Ce dernier désigne « tout processus de mobilisation des acteurs qui aboutit à l'élaboration d'une stratégie d'adaptation aux contraintes extérieures, sur la base d'une identification collective à une culture et à un territoire » (Pecqueur, 2005).

L'idée principale est la possibilité de mettre en place une nouvelle forme de compétitivité des produits sur la base de leur appartenance à un territoire particulier. Le rôle des acteurs actifs sur le territoire est primordial ; en effet, l'émergence d'un territoire de développement nécessite l'élaboration d'un projet pour le territoire par ces acteurs dans le cadre d'une dynamique endogène et dans le but de valoriser par leur différenciation les ressources territoriales. Cette approche déplace la question de la compétitivité de celle des produits ou des firmes à celle des territoires en misant sur leurs caractères spécifiques et la capacité de coordination des acteurs.

L'action des acteurs consiste principalement dans la transformation des ressources latentes en actifs pour le développement. C'est ce processus d'activation des ressources qui sont à l'origine des ressources génériques en actifs spécifiques qui constitue l'essence même du développement territorial. On peut donc admettre que ce processus de spécification qui consiste à qualifier et à différencier des ressources que les acteurs révèlent en tentant de résoudre les problèmes productifs qui se posent à eux constitue un mouvement profond de restructuration des économies industrielles et une formule d'adaptation aux nouvelles caractéristiques de la globalisation (Pecqueur, 2007). Le processus de spécification des ressources d'un territoire devrait aboutir à la différenciation de ceux-ci par rapport aux ressources des autres territoires en mettant en avant des caractéristiques intrinsèques propres (label de qualité ou d'origine géographique par exemple) et des caractéristiques socialement construites par les acteurs sur la base d'un savoir-faire ou d'une histoire commune (Mollard et Pecqueur, 2007).

Pour résumer, un territoire de développement est une construction sociale par des acteurs porteurs d'un projet. Cette construction se fait par la différenciation des ressources et leur activation comme input pour le développement. Cela suppose alors la coordination entre les différents acteurs pour la mise en œuvre et la réussite d'un projet de leur territoire.

2.1. Etude de cas : le territoire de Aïn Draham

La région de Aïn Draham est choisie comme cas d'étude car ce territoire est riche en ressources qui pourraient constituer une base de développement terri-

torial par la différenciation et leur transformation en actifs de développement territorial. Or, malgré une intervention de longue durée des pouvoirs publics, notamment à travers l'action de l'Office de développement sylvo-pastoral du Nord-Ouest (ODESYPANO), ainsi que celle de plusieurs ONG porteuses de projets de développement, la région n'a pas été en mesure de faire émerger un projet de développement territorial qui mette en valeur ses ressources et qui permette de sortir cette zone de son retard par rapport au reste du pays. Cette analyse devrait permettre de mieux comprendre les conditions d'émergence d'un développement territorial et les freins qui peuvent au contraire s'y opposer (Elloumi, 2010).

L'agglomération de Aïn Draham fait partie du gouvernorat de Jendouba dans le Nord-Ouest de la Tunisie (à 150 km de Tunis). Elle se situe à une altitude de 800 m sur les pentes du Djebel Bir (1 014 m) qui fait partie des monts de Kroumirie. Elle est située dan la zone la plus humide de la Tunisie avec des précipitations qui dépassent 1 400 mm. L'agglomération urbaine a été érigée en municipalité en 1892. La délégation[3] du même nom est constituée par le territoire qui entoure la ville et qui couvre une superficie de l'ordre de 50 100 ha. Il s'agit d'une zone forestière et montagneuse, avec une couverture forestière qui occupe 37 153 ha, soit 74% de la superficie. Le chêne-liège est l'espèce forestière dominante dans la région.

A l'image de l'ensemble de la région du Nord-Ouest et du gouvernorat de Jendouba, la population de la délégation de Aïn Draham est à dominante rurale. Ainsi, pour une population totale de 40 400 hab en 2004, le milieu rural (non communal) concentre 77,8% de la population totale (31 500 hab) (INS, 2005). Par ailleurs cette population se caractérise par une croissance démographique globale faible voir négative ; par contre c'est la population urbaine qui continue à croître[4].

Sur le plan économique, la répartition des actifs par secteur économique montre une prédominance du secteur agricole, de l'administration et des bâtiments et travaux publics, avec respectivement 30%, 23%, 20% de la population active totale, alors que l'industrie n'emploie que 6% des actifs (INS, 2005). Par ailleurs la délégation se caractérise par un taux de chômage élevé. Il est de 26,9% contre 20,6% au niveau de Jendouba et 13,9% pour l'ensemble du pays (INS, 2005 et ODNO, 2006).

Les potentialités des terres dans la zone de Aïn Draham sont importantes. Les produits forestiers sont nombreux et à haute valeur ajoutée : le liège,

[3] La délégation est le niveau administratif intermédiaire entre le gouvernorat, premier niveau, et le secteur qui est le niveau de base.

[4] Au niveau de la délégation de Aïn Draham, le taux de croissance est moins élevé que celui observé au niveau de Jendouba et de l'ensemble du pays ; il est même devenu négatif entre 1994 et 2004, en passant de (+) 2,13% durant la période 1975-1984 à - 0,10% durant la dernière décennie (1994-2004) (INS, 2005).

le bois, les fourrages, les plants forestiers et les champignons. En effet, la production de liège a été de 3 284 t en 2007, soit 53% de la production totale de liège en Tunisie. De plus les zones forestières offrent un ensemble de produits non ligneux : huiles essentielles, ressources mellifères, etc. Les produits de l'artisanat bénéficient du marché touristique qui compte sept hôtels offrant une capacité de 922 lits avec une prédominance de touristes nationaux et de chasseurs étrangers. Mais le secteur est encore mal organisé et ne possède ni les compétences ni les moyens de valoriser au mieux les opportunités qu'offre ce marché.

2.2. Résultats

2.2.1. Identification et caractérisation des acteurs locaux

A côté des services déconcentrés de l'administration et notamment de l'administration agricole et forestière, le paysage institutionnel local de Aïn Draham est riche grâce à l'existence d'organisations locales qui participent à travers leurs différentes activités à la gestion des ressources naturelles et au développement du territoire. L'ODESYPANO se distingue par une approche de développement à la fois intégrée et participative qui a souvent été imitée dans les autres projets de développement. A côté de cet office, on trouve les représentations des organisations nationales au niveau du gouvernorat : Union Locale de l'Agriculture et de la Pêche, Union Tunisienne de l'Industrie, du Commerce et de l'Artisanat, Union Nationale des Femmes Tunisiennes, etc. Ces organisations jouent un rôle de courroie de transmission de l'information, mais ont un impact très réduit sur le développement du territoire.

En ce qui concerne les ONG, la région ne présente pas un tissu associatif très développé. On peut citer toutefois les associations culturelles au nombre de trois et l'association de développement de Aïn Draham qui est spécialisée dans l'octroi de micro-crédits en partenariat avec la Banque Tunisienne de Solidarité (BTS). Deux autres ONG nationales sont actives au niveau de la délégation : la Fondation pour l'auto-développement et la solidarité (ATLAS) et l'Association de promotion de l'emploi et du logement (APEL). Ce sont les organisations de base à ancrage territorial qui devraient jouer le rôle le plus important en termes de gestion des ressources naturelles. Toutefois sur le terrain leur action est très réduite. Ainsi, les Groupements forestiers d'intérêt collectif (GFIC) participent de manière réduite à la gestion des ressources forestières. Il en est de même pour les Groupements de développement agricole (GDA) qui constituent la forme d'organisation de la population locale devant permettre d'unifier les différentes formes d'organisation et de dépasser les contraintes de celles-ci. Toutefois, le nombre de GDA reste faible (quatre

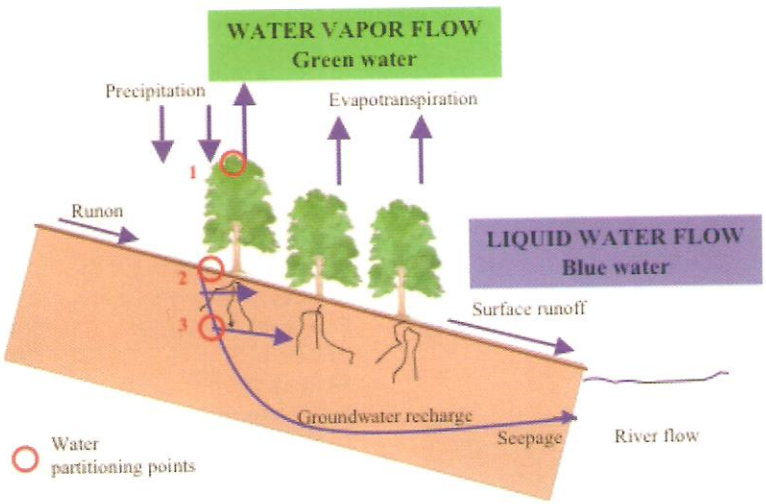


Fig. 4.1 The hydrological cycle for an ecosystem showing the partitioning of rainfall (Source: Falkenmark and Rockström 2006)

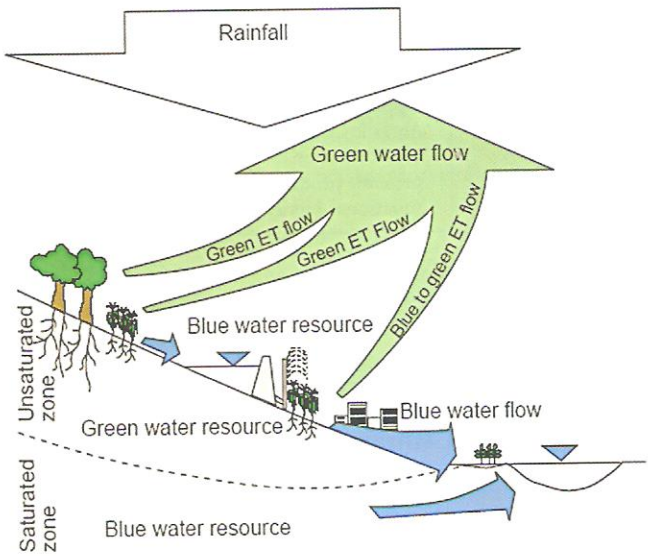


Fig. 4.2 The green/blue water approach (Source: Falkenmark and Rockström 2006)

- Provisioning services are the products people obtain such as food, water, wood and fuel
- Regulating services are the benefits people obtain from the regulation of ecosystem processes such as climate, erosion, water
- Cultural services are the non material benefits people obtain
- Supporting services are those that are necessary for the production of all other previous ecosystem services.

(WWF, 2007). La commercialisation de ces produits se fait au bord des routes dans les environs de Aïn Draham, généralement dans des bouteilles en plastique sans label ni indication d'origine. Ces produits ne constituent toutefois pas un marqueur d'activité du territoire, alors qu'ils pourraient être mieux valorisés en tant que produits de plantes médicinales naturelles spécifiques de Aïn Draham.

Enfin, il faut signaler que le territoire de Aïn Draham est riche en potentiel mellifère : ceci a favorisé la pratique de l'apiculture. Toutefois, l'analyse de cette activité a mis en relief l'absence de stratégie de labellisation ou même d'emballage qui permette la valorisation d'un produit qui par ailleurs possède des qualités reconnues et vérifiables (Elloumi et al., 2009).

2.2.3. La difficile émergence d'un projet de territoire à Aïn Draham

Malgré l'importance des ressources qui pourraient potentiellement constituer la base d'un développement territorial, il y a un retard de développement de la région qui s'explique par une valorisation de ses ressources et leur transformation en actifs pour le développement qui restent faibles. En effet, dans leur ensemble, les stratégies dominantes de développement pour les régions forestières sont basées sur l'élevage extensif des caprins, des ovins ou de bovins de race locale (plus de 200 éleveurs). Les productions des terres agricoles sont destinées principalement à l'autoconsommation. Le revenu extra-agricole provient de l'emploi créé par les chantiers forestiers et des activités artisanales (plus de 15 % des chefs de ménage). Les femmes participent aussi à des activités autres que domestiques telles que le gardiennage du troupeau et l'entretien du potager familial.

2.3. Les avantages et les limites d'application de l'approche territoriale

Dans la région de Aïn Draham, les acteurs locaux n'ont pas été en mesure de saisir l'opportunité offerte par les programmes de l'ODESYPANO et par les projets des ONG nationales afin de créer une dynamique territoriale, même si des initiatives existent et ont pour objectif la valorisation des ressources du territoire.

Cette difficulté dans l'émergence relève principalement de trois facteurs.

Il y a tout d'abord le processus de déconcentration/décentralisation. Il reste inachevé en raison :

- d'organes de décision au niveau des régions et au niveau local qui sont sous la tutelle des pouvoirs politiques,
- d'une autonomie financière incomplète,
- d'un contrôle important des autorités politiques centrales qui s'exerce à travers la désignation des gouverneurs, des délégués et des chefs de secteurs (*omdas*),
- de l'absence de communes rurales.

Cela se traduit alors par des dynamiques locales qui restent dépendantes des marges de manœuvre laissées par les autorités politiques.

Cela renvoie au second élément qui conditionne l'émergence d'un projet de développement territorial qui est celui des acteurs locaux et de leur capacité à la fois de se mobiliser autour d'un projet de territoire et de saisir les opportunités offertes par l'environnement, voire à les provoquer. Le rôle des acteurs locaux est en effet déterminant tout au long du processus d'émergence de la territorialisation du développement. Cette difficulté provient à la fois du manque d'ancrage des organisations agissant dans le processus de territorialisation, mais il provient aussi de la faible capacité des acteurs locaux à se saisir des opportunités et à définir un projet cohérent et mobilisateur pour leur territoire. Or les acteurs dans la région de Aïn Draham n'ont pas d'existence propre en dehors de l'initiative de l'ODESYPANO ou de celle des ONG nationales actives dans la zone.

Le troisième élément de différenciation est en rapport avec le rôle de l'appui des acteurs externes dans le processus d'émergence du territoire. Ces acteurs peuvent être des acteurs institutionnels nationaux et internationaux ou encore des ONG. En effet, la faible dynamique territoriale observée s'explique par le fait que les acteurs agissant sur le développement de la zone de Aïn Draham n'ont pas bénéficié d'un appui externe conséquent et sur la longue durée qui aurait pu favoriser ce type d'émergence.

CONCLUSION

Les différentes approches de développement expérimentées depuis la fin des années 1980 ont permis une certaine amélioration des conditions de vie des populations rurales, mais elles n'ont permis ni une réelle amélioration de la gestion durable des ressources ni la mise en place d'un développement territorial basé sur les acteurs locaux et qui assure à travers la valorisation des ressources locales un développement durable.

En effet, si les approches participatives ont pu améliorer la prise en compte des besoins et attentes des usagers des ressources, on n'a pas assisté à un vrai développement local et à une amélioration réelle de la gouvernance, et la dégradation des ressources naturelles dans les zones forestières s'est poursuivie. Cette absence de développement est à la fois due à des causes internes et à l'insertion de la région forestière dans le développement régional de manière plus large. En effet, malgré l'existence d'un potentiel assez important en ressources naturelles, la région forestière du Nord-Ouest de la Tunisie ne possède pas les conditions internes de développement vu l'absence d'une économie diversifiée et vu sa situation excentrée par apport aux axes de communication et notamment aux points de passage pour l'exportation. Cette situation est par ailleurs en rapport avec le schéma d'aménagement du territoire adopté depuis le milieu des années 1990 et qui donne à la région du Nord-Ouest une place de réservoir de ressources naturelles (eau, forêts, etc.) voire de ressources humaines pour les autres régions du pays et notamment les zones côtières.

Même si les blocages liés au contrôle de la gestion par les autorités politiques et l'absence de démocratie locale sont levés suite à la révolution du 14 janvier 2011, et si la population peut dorénavant aspirer à une réelle participation à la prise de décisions dans la gestion forestière, la rareté et la fragilité des ressources locales ainsi que le déficit de compétitivité des espaces forestiers ne permettent pas, le plus souvent, l'émergence d'activités de développement de façon pérenne et l'amélioration des conditions de vie de la population locale. Ainsi, la surexploitation des ressources forestières continuera à s'exercer, au moins à court terme, à travers le pâturage et la récolte de bois de feu. La dégradation des terres environnantes devrait se poursuivre via certains usages agricoles, l'élevage étant la principale source de revenu de la population suivie par la culture des céréales. Toute restriction d'accès à la forêt pour la conservation d'un parc naturel ou la protection d'une jeune plantation entraînerait un manque à gagner pour la population locale ; d'autre part, le non-respect de cette règle de gestion par la population locale induirait des pertes économiques importantes pour l'ensemble de la société, en termes d'érosion des terres, de réduction de la capacité d'eau des barrages et de pertes de biodiversité. C'est pour cette raison qu'un instrument comme le paiement des services environnementaux (PSE) pourrait être justifié pour contribuer à assurer la production des biens et services et compenser le manque à gagner de la population induit par les mesures de conservation (Daly-Hassen et al., 2010). Les bénéficiaires ciblés sont les exploitants ou les usagers forestiers qui pourraient contribuer à la durabilité de la gestion forestière ; l'accès au paiement serait ainsi conditionné par des indicateurs de production de services ou de conservation. En général, l'intégration de la valeur des biens et services non marchands (réduction de l'érosion, séquestration de carbone) dans les analyses de la rentabilité montre que certaines mesures de gestion durable des forêts pourraient être

socialement rentables par rapport à l'usage actuel des terres. Par exemple, l'analyse économique sur 20 ans des usages des terres dans le bassin versant de Barbara (Nord-Ouest de la Tunisie) montre que la protection d'un hectare de céréales par une plantation d'acacias sur les berges des ravins induirait un bénéfice lié à la réduction de la sédimentation du réservoir de 200 DT/ha aux utilisateurs d'eau, mais entraînerait une perte de bénéfices pour l'exploitant de 100 DT/ha, Ainsi, il serait possible d'établir un mécanisme par lequel les utilisateurs de l'eau situés en aval (ou à défaut le gouvernement) pourraient payer les exploitants situés en amont en fonction des bénéfices engendrés par leurs mesures de conservation et combler ainsi l'écart entre le bénéfice privé et le bénéfice social (Croitoru et Daly-Hassen, 2010).

Dans tous les cas, le PSE n'est pas proposé comme une solution miracle qui pourrait résoudre à la fois le problème de gestion des ressources naturelles et ceux de développement rural. Il est proposé comme faisant partie d'un ensemble de mesures qui permettraient de renforcer la compétitivité des territoires dans les zones forestières en reconnaissant leur rôle dans la protection de l'environnement, mais aussi à travers la différenciation des produits issus de ces territoires. Or cette différenciation ne peut être durable que si les acteurs porteurs du territoire sont reconnus comme partenaires dans les projets de développement et que si leur participation à la définition du projet de territoire est accompagnée par une vraie décentralisation et un mode de gouvernance inclusif et transparent.

BIBLIOGRAPHIE

Ben Mansoura A., Garchi S., Daly-Hassen H., 2001, « Analysing forest users' destructive behaviour in Northern Tunisia », *Land Use Policy*, 18, pp. 153-163.

Brang P., Courbaud B., Fischer A., Kissling_Näf I., Pettenella D., Shönenberg W., Spörk J., Grimm V., 2002, « Developing indicators for the sustainable management of mountain forests using a modelling approach », *Forest Policy and Economics*, 4(2), pp. 113-123.

Campos P., Daly-Hassen H., Ovando-Pol P., 2007, « Cork oak forest management in Spain and Tunisia : two case studies of conflicts between sustainability and private income », *International Forestry Review*, 9(2), pp. 610-626.

Croitoru L., Daly-Hassen H., 2010, « Using Payments for Environmental Services to Improve Conservation in a Tunisian Watershed », *Mountain Forum Bulletin*, 10(1), pp. 89-91.

Daly-Hassen H., Ben Saïd T., Beji F., 2000, « Emploi et besoins de la population forestière : cas de la région de Sejnane », in Actes du Séminaire international *Population rurale et environnement en contexte bioclimatique méditerranéen, Thème II : les problématiques environnementales*, IRA/IRD/CNT, 25-28 octobre, Jerba.

Daly-Hassen H., Ben Mansoura A.. 2005. « Selecting local criteria and indicators of forest sustainability using impact assessment studies of area development projects », in Actes du Forum Régional *Forêt et Développement Durable dans les Pays Méditerranéens*, Plan Bleu/ UNEP/IUCN/FAO/Sylva Mediterranea, 24-26 novembre 2005, Rabat.

Daly-Hassen H., Pettenella D., Jemal Ahmed T., 2010, « Economic instruments for the sustainable management of Mediterranean watersheds », *Forest systems*, 19(2), pp. 141-155.

Elloumi M., Selmi S., Hammami M., Dellai H., Azizi N., 2006, « Développement local, institutions et gestion des ressources naturelles (Tunisie), Le cas de la communauté d'Ouled H'lel dans la délégation de Aïn Draham », *Options Méditerranéennes*, Série A, 71, pp. 67-77.

Elloumi M., Sghaier M., Kadhkadhi K., 2009, *L'émergence des territoires de développement en Tunisie*, Rapport de recherche, projet FSP-Maghreb, CIHEAM-IAMM, Montpellier.
Elloumi M., 2010, « Territorialisation du développement rural et valorisation des ressources forestières : le cas de la région de Aïn Draham », in Actes du Colloque international *Les ressources Sylvo-Pastorales*, 19-20 octobre 2010, Tabarka.
Gader G., 2000. « Evolution de la stratégie du développement forestier », in Actes du colloque international *Approches et modèles de développement des zones montagneuses et forestières*, avril 2000, Tabarka.
Hardin G., 1968, « The tragedy of the commons », *Science*, 162, pp. 1243-1248.
Institut National de Statistique (INS), 2005, *Recensement Général de la population et de l'habitat*, INS, Tunis.
Mollard A., Pecqueur B., 2007, « De l'hypothèse au modèle du panier de biens et de services, Histoire succincte d'une recherche », *Économie rurale*, 300, pp. 110-114.
Office de Développement du Nord-Ouest (ODNO), 2006, *Gouvernorat de Jendouba en chiffres*, Office de Développement du Nord-Ouest, Jendouba.
Organisation for Economic Co-operation and Development (OCDE), 1998, *Sustainability indicators beyond the environment*, OECD, Paris.
Pecqueur B., 2005, « Le développement territorial : une nouvelle approche des processus de développement pour les économies du Sud », communication à l'atelier *Réseau Agriculture Familiale Comparée (RAFAC)*, Montpellier, 2005.
Pecqueur B., 2007, « Le tournant territorial de la globalisation », in Itçaina X., Palard J., Ségas S., (Eds.), *Régimes territoriaux et développement économique*, PUR, Rennes, pp. 261-277.
Plan Bleu, 1997, *Vers des indicateurs de suivi des espaces boisés en Méditerranée*, Centre d'Activités Régionales, Valbonne, France.
Porter G., 2000, « Living in a walking world : rural mobility and social equity issues in sub-Saharan Africa », *World Development*, 30, pp. 285–300.
Wright P.A., Alward G., Colby J.L., Hoekstra T.W., Tegler B., Turner M., 2002, *Monitoring for forest management unit scale sustainability : the local unit criteria and indicators development (LUCID) test*, Technical edition Fort Collins, USDA Forest Service Inventory and Monitoring report n°4, Fort Collins.
World Wide Fund (WWF), 2007, *Rapport de diagnostic de la région de Kroumirie*, WWF, Tunis.

Chapter 4
Conserving Green and Blue Water in the WANA Region

Hamed Daly-Hassen, Yves Birot, Carlos Gracia, and Marc Palahi

Abstract The WANA region is characterized by water scarcity with 14 countries ranked in the top 20 water scarce countries, with less than 500 m^3 of renewable water/year/capita. Despite this current situation, water availability per capita will be severely reduced due to climate change and the increase in water demand. On the other hand, woodlands cover only 13.1 % of the region in average, moreover, most countries (14) have very low cover rate (less than 4 %). In this context of water scarcity, the blue and green water approach has raised much interest over the last years, especially in dry areas, for analyzing water balance. The green water (evaporation and transpiration) is needed to sustain ecosystem processes and the goods and services they provide, while the blue water (surface runoff and groundwater recharge) plays a paramount role on water supply to urban populations, industry and irrigated agriculture. In such circumstances of conflicts and trade-offs, integrating hydrological, ecological and socio-economic management is a key approach towards sustainability. Mainly, the effects of the land use change on water resources and their distribution among stakeholders should be analyzed and economic instruments should be introduced when establishing a watershed management plan in a water-constrained environment.

Keywords Terrestrial ecosystems • Climate and land use change • Water use efficiency • Land management • Integrated water use

H. Daly-Hassen (✉)
INRAT, Tunis, Tunisia
e-mail: Daly@gnet.tn

Y. Birot
EFIMED, Avignon, France

C. Gracia
CREAF-UB, Barcelona, Spain

M. Palahi
EFIMED, Barcelona, Spain

M.V.K. Sivakumar et al. (eds.), *Climate Change and Food Security in West Asia and North Africa*, DOI 10.1007/978-94-007-6751-5_4,
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2013

4.1 Introduction

This chapter attempts to give an overview about the ecosystem/water interface in the context of water scarcity that characterizes the WANA region. It refers to a recent book published by the European Forest Institute (EFI) with the contribution of forty scientists (Birot et al. 2011).

The WANA region is permanently confronted with the scarcity of water. Population growth will further decrease water resources. Moreover, climate change (CC) is predicted to bring more frequent and severe droughts and floods (Croitoru and Young 2011). Also, WANA region has experienced a strong decrease of the forest and vegetation cover due to the anthropogenic pressure. Evolutions in land use have affected and are affecting biological processes, including the water cycle, as well as the water resources in quantity and quality. For example, water overuse or misuse induces environmental degradation that is estimated to 0.6 % of GDP in Tunisia and 2.8 % of GDP in Iran (Croitoru and Sarraf 2010).

First of all, this chapter presents a glance at water relations in terrestrial ecosystems; especially, linkages between green and blue water, secondly, the future constraints (climate change (CC), land use change) that could affect green and blue Water in the WANA region, thirdly, the contribution of green and blue water to human welfare. Following that, some recommendations for a sustainable management of water and ecosystems in the WANA region are presented.

4.2 A Glance at Water Relations in Terrestrial Ecosystems

Water is the foundation of all biological life on earth and one of the basic link between the biosphere and atmosphere (Birot and Gracia 2011). It is equally fundamental for humans and nature. The water cycle links ecosystems and human societies (Fig. 4.1).

The paradigm of green/blue water provides a valuable conceptual framework in water management at various scales (Fig. 4.2) (Falkenmark and Rockström 2006).

In the past, the blue water has dominated water perceptions. It was considered that food production (agriculture) is the main consumer of water, although, it represents only one third of the real freshwater resource, the rainfall over the continents. At the global scale, the traditional use of freshwater accounts only for about 3 % of the annual rainfall, and only 2 % is used for the production of food on irrigated areas (Table 4.1). In fact, the majority of available water is used for the maintenance of main ecosystems and the provision of goods and services, it benefits directly to the society by 22 %, or indirectly through water functions of ecosystems by 40 % (Mavsar 2011).

Water issues have been almost exclusively looked upon the angle of blue water. Blue water and green water are required and should be considered together to sustain the multiple ecosystem goods and services on which we heavily depend (MEA 2005) (Fig. 4.3). These are distinguished into four categories:

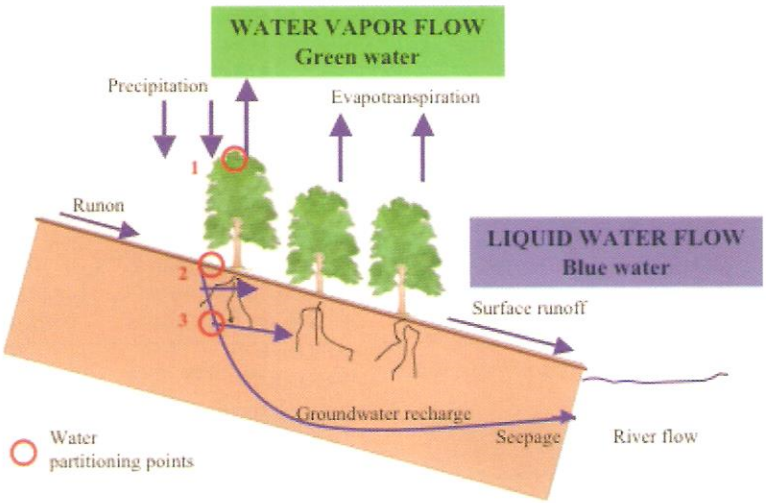


Fig. 4.1 The hydrological cycle for an ecosystem showing the partitioning of rainfall (Source: Falkenmark and Rockström 2006)

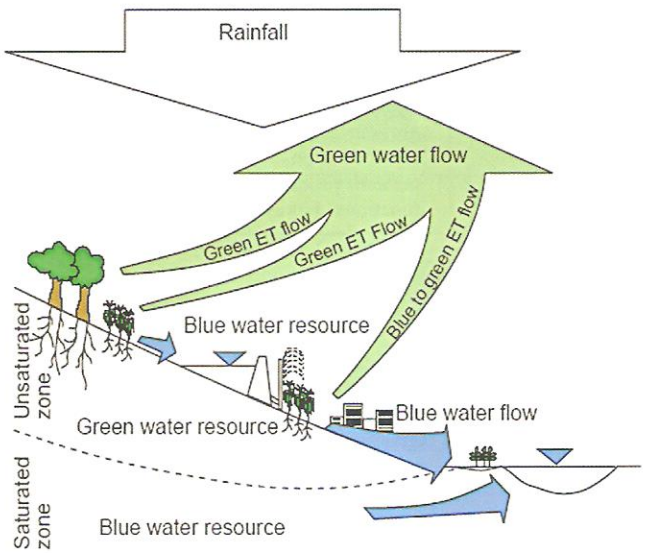


Fig. 4.2 The green/blue water approach (Source: Falkenmark and Rockström 2006)

- Provisioning services are the products people obtain such as food, water, wood and fuel
- Regulating services are the benefits people obtain from the regulation of ecosystem processes such as climate, erosion, water
- Cultural services are the non material benefits people obtain
- Supporting services are those that are necessary for the production of all other previous ecosystem services.

Table 4.1 Percentage of rainwater use to sustain water dependent human activities at the global level

Water	% of rainfall	Flow domain		Use	% of rainfall
Blue	38 %	Available	Used	Food (irrigated)	2 %
				Domestic and industry use	1 %
			Unused	Time-stable runoff (rivers)	8 %
		Unavailable		Flood runoff (non-utilizable)	27 %
Green	62 %	Direct		Food (rainfed)	4 %
				Permanent grazing	18 %
		Indirect		Grasslands	11 %
				Forests and woodlands	17 %
				Arid lands	5 %
				Wetlands	1 %
				Lake evaporation	1 %
				Unaccounted green flow	5 %

Source: Rockström et al. (1999)

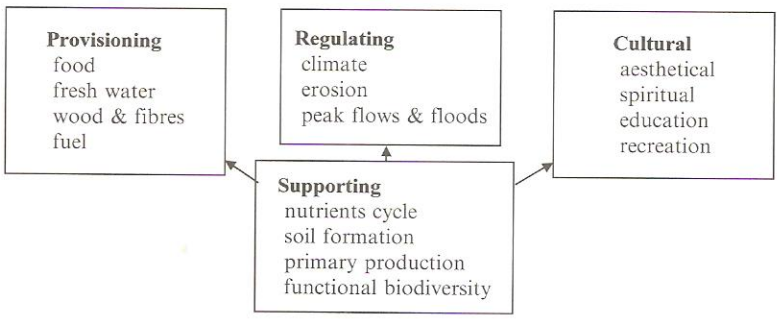


Fig. 4.3 Categories of goods and services provided by ecosystems (Source: Millennium Ecosystem Assessment 2005)

4.3 Green and Blue Water in the WANA Region in the Context of Climate and Land use Changes

Although, world temperature change scenarios vary regionally, they show clear trend towards warming. In some Mediterranean countries, the increment was 1.53 °C for the period 1971–2000. In addition, simulation of future climate scenarios tend to agree that higher GHGs emission levels could produce a temperature increase higher than the global average value, and further reduce precipitation (of up to 20 % by 2100), increase their inter-annual variability (+4 °C and –20 % to 50 % rainfall in summer) (Fig. 4.4), and induce extreme events such as droughts and heat waves and floods, that would have negative consequences on ecosystems (EFIMED 2009).

Consequently, it was predicted a marked decrease of runoff (20 %) with negative consequences for water and food supply (Fig. 4.5). In areas where rainfall and

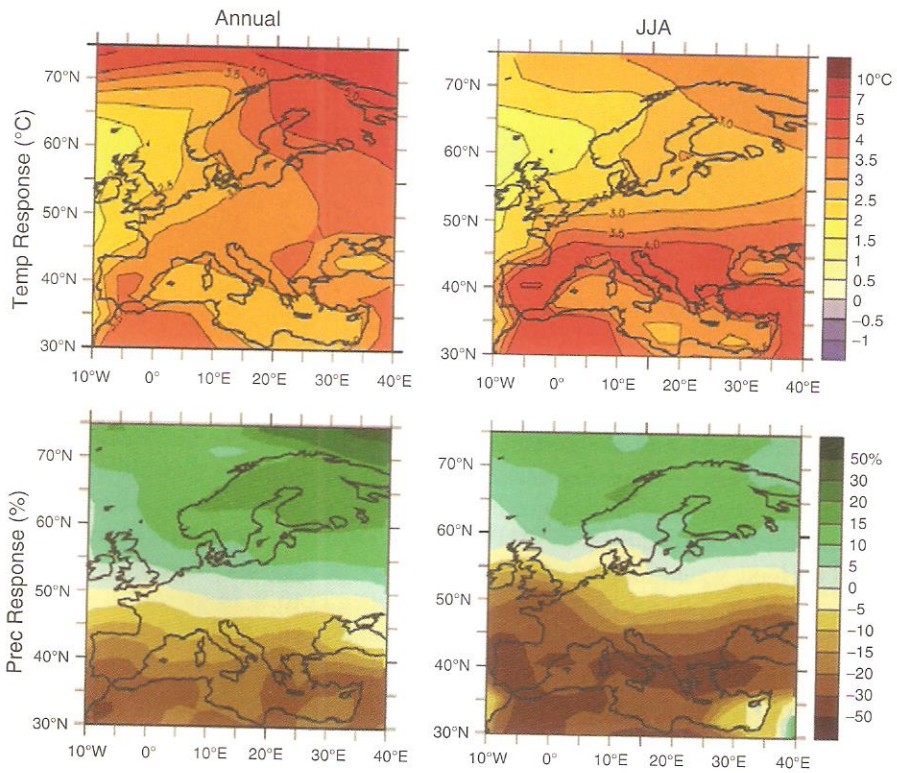


Fig. 4.4 Simulated temperature and precipitation changes over 2100 for the A1B scenario

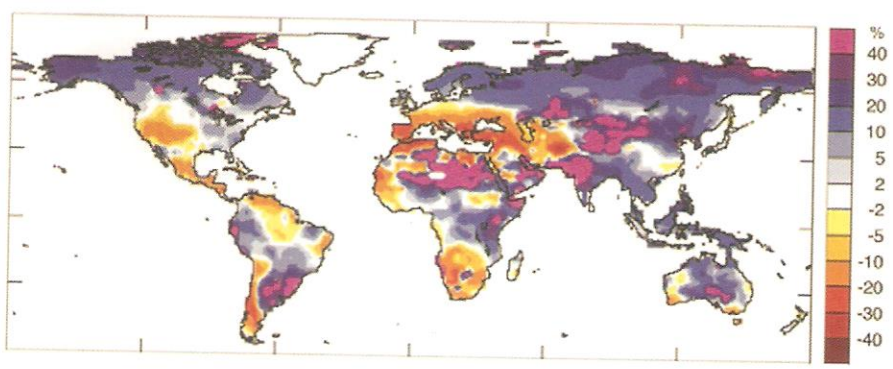


Fig. 4.5 Projection of changes in runoff by 2041-60 based on 12 models (Source: IPCC, AR4 2007)

runoff are very low, small changes can lead to large percentage changes. These changes are projected to have great impacts on ecosystem structure and functions, with dominantly negative consequences for ecosystem goods and services, water and food supply.

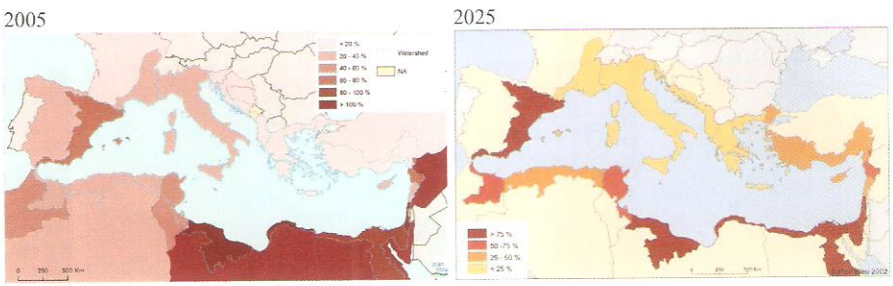


Fig. 4.6 Water exploitation index (Source: Hamdane 2002)

In addition to risks related to climate change, demographic growth and economic development will increase the pressure on water resources, expressed with the renewable natural water exploitation index (see Fig. 4.6). In the Mediterranean region, there are 60 % of the world's "water-poor"[1] countries (80 millions). This pressure on water uses may induce conflicts between population needs and ecosystem conservation requirements (Thivet 2011). Demographic growth increases the need for food, water, soil and energy, and accrues the pressure on natural resources. The surface of cultivated land has been multiplied (+40 % in Morocco, +28 % in Egypt 1960–2000), where land has been reclaimed with difficulty from pasturelands, forests and deserts (Thivet 2011). Deforestation occurs in several countries, the annual loss in forest area (2005–2010) is 1.95 % in Mauritania, 0.58 % in Algeria, 0.08 % in Sudan (FAO 2010). This pressure is expected to remain high at least until 2020, increasing deforestation and desertification, and aggravating resource degradation (Thivet 2011).

Changes in land use in rural or circum-urban areas, in plant cover, and in watershed management (e.g. soil and water conservation) will be major drivers of the share between green and blue water. Consumption of blue water already reaches an upper limit (80 % of the surface water is stored in dams in Morocco and Tunisia). In addition, climate change will lead to an increase of the evapotranspiration demand and reduce overland runoff. These concerns underline that new hydrological balances reflecting these changes need to be established, and the share between green and blue water should be assessed in the context of tradeoffs related to future uses of water, particularly in agriculture, wherever possible.

4.4 Conserving Green and Blue Water and Human Welfare

Water regulation is an important but not exclusive function of ecosystems. Many other ecosystem services (ES) are generated: biodiversity conservation, carbon sequestration and recreation. These services can be synergic (moisture retention, wood production) or opposite (carbon sequestration, water quantity). Water and

[1]Less than 500 m^3 $year^{-1}$ $capita^{-1}$

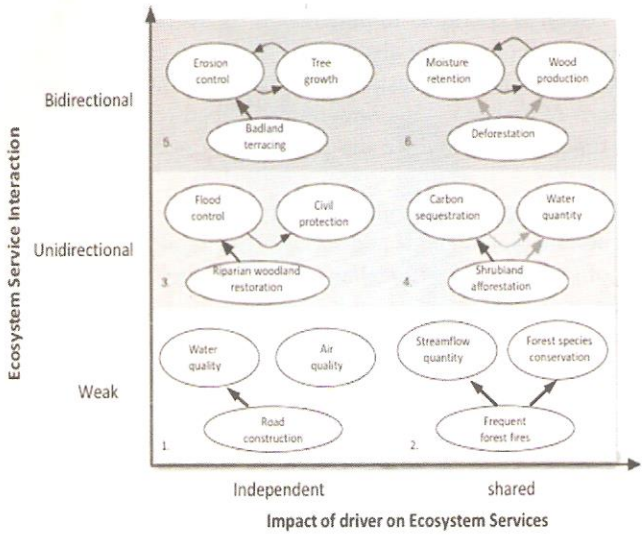


Fig. 4.7 Examples of possible interactions between water and other ecosystem services (Benett et al. 2009). *Black arrows* indicate positive effects, grey arrows negative effects

ecosystem management should be based on a better understanding on how water and other ecosystem services interact with each other (Fig. 4.7) (Muys et al. 2011).

Understanding ES trade off is an excellent basis for an integrated sustainable landscape management. Any management has an effect on the relative mix of ES provided.

Planting trees in an overall context of water scarcity should consider threats and opportunities. Many MENA countries are characterized by physical, climatic and socio-economic conditions that are particularly favorable to erosion which threatens the soil potential of the country. In this context, forest plantation can play an important role in watershed protection, sand dune fixation and, in some cases, combating desertification if water limitations are taken into account in the design of such projects. In addition to this protective role, planted forests offer a wide range of goods and services, including variety of wood (timber, fuel-wood), fodder production, fruits, etc. Regarding the role of plantation in watershed management, it is clear that forest cover maintains soil fertility, reduces sedimentation, and thus, contributes to conserve the watershed capacity of reservoirs and to improve water quality, and consequently, extends the life duration of reservoirs and reduce the cost of water treatment. However, plantations, especially of forest growing species, increase water infiltration and reduce the runoffs and thus reduce the quantity of water that reach reservoirs, and the total annual water flow due to evapotranspiration (Cossalter and Pye-Smith 2005). Forests are usually net consumers of water. Water footprint of forest products depends on tree species & growth conditions and, it is strongly dependent on the management regime. It is estimated to 2,073 m^3 of water/m^3 of wood for *Pinus halepensis*, and to 2,981 m^3 of water/m^3 of wood for *Quercus suber*

(Gracia et al. 2011). It is crucial to understand the responses of forests not just in terms of carbon and biomass but also in terms of water. Planting trees for wood or carbon sequestration is highly questionable because of the high cost of water (about 500 m^3 of water/t of carbon). Also, water scarcity can result in a marked alteration of ecosystem functions and reduce the provision of goods and services to human societies.

In addition, planting trees should take into account not only the multitude of marketed and non marketed goods and services that could be provided, but also, the large number of stakeholders at local and national level that could be affected and that have different and divergent perceptions regarding forest plantation and the use of natural resources. While public administration is more concerned by soil and water resources protection and economic development, private owner is interested by the private benefits at short term of the plantation. Also, the local population who lives in forest areas, especially in WANA region, would like to increase its private income for the current use of natural resources at short term. Another distinction could be made between the upstream and downstream users. The upstream users can benefit from the direct uses of forest plantation, while the downstream users of water resources would be affected by the effects of land management change upstream on the quantity and quality of the water reaching the reservoir. This mixed characteristic of forest services and their scale dimension stress the critical trade off between watershed protection and local benefits for forest owners or local users. The situation is still more complex given that some land use changes can have non reversible effects, at least in the short term, on the development of forests.

4.5 Recommendations for a Sustainable Management of Water and Ecosystems in the WANA Region

New and realistic policies offer options for progress through a sustainable management of water and ecosystems.

4.5.1 Improving Water use Efficiency Through Reduction of Losses, Leaks, Wastage and Better Irrigation Techniques

By acting on water demand, potential for progress is considerable as improved demand management could allow saving one fourth of the demand in the Mediterranean, or 85 km^3/year in 2025 (Fig. 4.8). Irrigated agriculture represents the largest potential for savings in volume, with nearly 65 % of total water savings identified in the Mediterranean. In this optimistic perspective, the total water demand would reach 140 $km^3\ year^{-1}$ in the South and Near East, globally, equivalent to a reduction of 25 $km^3\ year^{-1}$ of the current total demand.

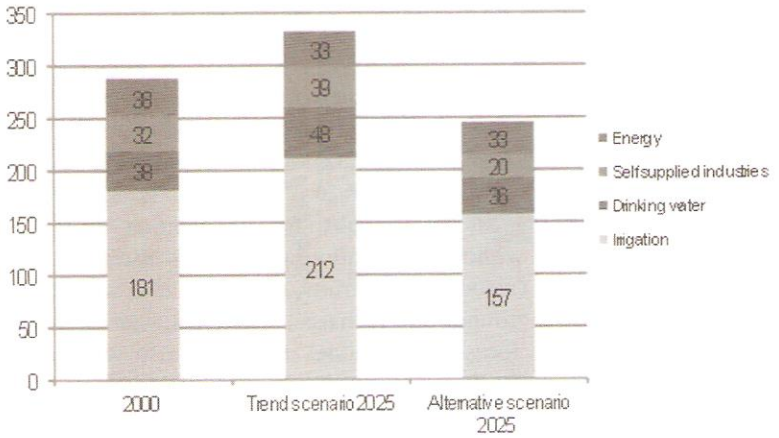


Fig. 4.8 Water demand per sector of use (km^3 $year^{-1}$) in the Mediterranean region, trend and alternative scenarios (2025) (Source: Hamdane 2002)

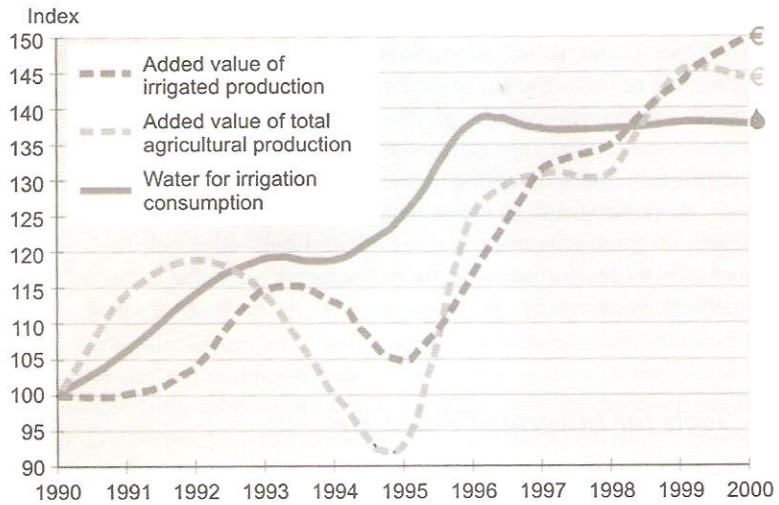


Fig. 4.9 Water consumption and added value of irrigation in Tunisia (Source: Hamdane 2002)

For example, Tunisia has implemented a national strategy for irrigation water savings based on the creation of user associations, a pricing system which has lead to gradual recovery of costs, and specific financial instruments to endow farms with water-saving technologies and to support farmer income. This policy has, since 1996, stabilized the demand for irrigation water despite the significant development of the farming sector and has secured the needs of the tourism industry -source of currency- and cities (Fig. 4.9).

4.5.2 *Optimizing Land Management Water Oriented*

For selecting the optimal land use, full costs of provision and value should be considered in valuing alternative uses. The effects of the land use change on water resources and their distribution among stakeholders should be analyzed when establishing a strategy of land management in a water-constrained environment. For example, before the conversion of shrubs to forest plantation, we should compare the situations with and without intervention: what would be the on-site effects at long term on direct uses (wood, fodder, fruits, etc.)?, but also what are the off-site effects on water flows, groundwater recharge, sediments, water quality? What are the net returns for the forest owner, local users, but also what are the net benefits at social perspective? Who are the gainers and the losers from this land use change? The plantation could be conducted only if it can be economically desirable at social perspective, i.e. the discounted net benefits of the plantation exceed those of the situation without intervention. The analysis should also consider the projected effects of climate change that, in some cases will severely reduce water availability.

The value of water is composed of the economic and intrinsic value. The economic value includes not only the value of water to users, but also, the net benefits of return flows (recharge of groundwater), the net benefits from indirect use (improvement in health), and adjustment for societal objectives (poverty alleviation, employment generation). Similarly, water pricing should reflect the scarcity of water. The recommended approach would be to define the water basis of the full cost of supply, it includes operating and management cost, capital charges, opportunity cost, economic and environmental externalities (Rogers et al. 2002). Nevertheless, in most countries, water is priced below its full cost. Such pricing system not only underestimates the price of water, it also fails to provide incentives for more efficient water use.

4.5.3 *Tools for Integrated Water use*

While water pricing and different water allocation systems help reduce water demand and overuse, they don't contribute to conserving the ecosystem that provides water services. Other mechanisms need to be devised to support the conservation of ecosystems such as payment of ecosystem services (PES), trading systems, etc. (Croitoru and Young 2011)

Usually, investments for ecosystem conservation and forest plantations induce lower direct returns compared to the current situation "*business as usual scenario*", but could generate higher benefits for the society, when local- and national-scale externalities such as increased soil fertility and water capacity, and global-scale externalities, such as biodiversity protection, carbon sequestration, are included (Daly-Hassen et al. 2010). Consequently, there is a need for offsetting the potential

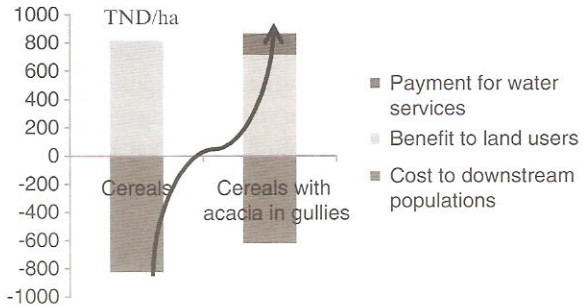


Fig. 4.10 PES scheme to convert cereals to cereals with acacia in gullies (Source: Croitoru and Daly-Hassen 2010)

income loss, if improvements in soil fertility and water capacity were undertaken. Non market benefits and off site effects are not usually considered because it remains difficult to measure the land use effects on soil erosion and water resources, especially for large basins (Achouri 2002). Usually, public intervention through subsidies, grants and compensation for income loss, is needed to fill the gap between private profitability and public utility (Daly-Hassen et al. 2010). Besides these traditional instruments, other market-based instruments were introduced, based on the payment by off-site beneficiaries for the services provided. Mostly applied for water provision services, these instruments were implemented through Payment for Environmental Services (PES) scheme i.e. direct negotiations between water users and landowners, trade of "credits" between companies and landowners for exceeding the requirements on water use, or public payments to farmers/forest owners for management practices that protect water quality (Perrot-Maitre and Davis 2001).

An illustrative example of potential PES scheme can be drawn from the management of Barbara watershed in North-Western Tunisia (Croitoru and Daly-Hassen 2010). Most land is privately owned and cultivated with cereals. In order to protect downstream water infrastructure, the government gives large subsidies (80 % of the investment costs) to protect gullies using acacia plantation and/or check-dams. But, these subsidies are not conditional and land owners are not compensated for the foregone income from grazing resources. Consequently, the survival rate of acacia is quite low. The economic analysis of different land use alternatives showed that all the protection measures are less profitable for farmers than producing cereals alone, and only one, cereals with acacia plantation in gullies, seems to be profitable at national perspective. In order to encourage acacia plantation in gullies, farmers should be compensated for the income loss incurred (100 TND ha^{-1}). This compensation could be covered by the reduced cost of sedimentation (200 TND ha^{-1}) (Fig. 4.10). The payment by water users beneficiaries could increase the budget available for conservation, contribute to a more efficient use of water and could increase the survival rate of acacia because payments would be conditional to success indicators.

Usually, forest and woodland cover important areas, covering the upper part of a watershed, and playing a crucial role in soil protection and water conservation, whose impact on water quality can be huge. Improving the conservation of water

services is possible through the payment by downstream users to upstream land users for water services provided. For example, in the artificial lake of La Môle in a fully forested (cork oak) watershed supplying water to the tourist town of Saint-Tropez, Var, France, a water company is paying annual fees to the local forest owners (public & private) for maintaining the fuel-break network, and thus limiting the risk of wildfires, whose impact on dam siltation and water quality can be huge.

4.6 Conclusions

Ecosystems can undergo major changes in area due to global changes which can condition the future availability of water resources. Also, land use changes have a major impact on runoff and soil degradation. Green water flows sustain main ecosystem functions and the derived goods and services, and prevent major risks of unsustainability: desertification, rural poverty, silting of dams, biodiversity loss, degraded water resources and increased vulnerability to floods.

The sustainable management of water resources and demand must above all be based on an integrated approach at the level of catchment areas. Integrating ecological, socio-economic and hydrological management is a key approach towards sustainability. Predominantly supply-driven policies have led to the misuse or overuse of water. Reversing these trends is possible by acting on both the demand and the supply side through economic instruments. Innovative policies, acting on demand for water, do exist for coping with water shortage issues. Many new tools for trade-off analysis and land management optimization have become available to integrating water with other ecosystem services. Improving the conservation of ecosystems as water providers is possible through the payment by downstream users of clean water to upstream land users.

References

Achouri M (2002) Forests and water: towards effective watershed management. In: International expert meeting on forests and water, Shiga, 20–22 Nov 2002

Benett EM, Petrson GD, Gordon LJ (2009) Understanding relationships among multiple ecosystem services. Ecol Lett 12:1394–1404

Birot Y, Gracia C (2011) The hydrological cycle at a glance: blue and green water. In: Birot Y, Gracia C, Palahi M (eds) Water for forests and people in the Mediterranean: a challenging balance, vol 1, What science can tell us. EFI, Joensuu

Birot Y, Gracia C, Palahi M (eds) (2011) Water for forests and people in the Mediterranean: a challenging balance, vol 1, What science can tell us. EFI, Joensuu

Cossalter C, Pye-Smith C (2005) Fast-wood forestry: myths and realities. CIFOR, Bogor

Croitoru L, Daly-Hassen H (2010) Using payments for environmental services to improve conservation in a Tunisian watershed. Mt Forum Bull 10:89–91

Croitoru L, Sarraf M (eds) (2010) The cost of environmental degradation: case studies from Middle East and North Africa. The World Bank, Washington, DC

Croitoru L, Young M (2011) The economics of water and forests: issues and policy recommendations. In: Birot Y, Gracia C, Palahi M (eds) Water for forests and people in the Mediterranean: a challenging balance, vol 1, What science can tell us. EFI, Joensuu

Daly-Hassen H, Pettenella D, Jemal Ahmed T (2010) Economic instruments for the sustainable management of Mediterranean watersheds. For Syst 19:141–155

EFIMED (2009) A Mediterranean forest research agenda (MFRA) 2010–2020. EFIMED, Barcelona

Falkenmark M, Rockström J (2006) The new blue and green water paradigm: breaking new ground for water resources planning and management. J Water Res Pl-ASCE 132:129–132

FAO (2010) Global forest resources assessment 2010. Food and Agriculture Organization, Rome

Gracia C, Vanclay J, Daly H, Sabaté S, Gyenge J (2011) Securing water for trees and people: possible avenues. In: Birot Y, Gracia C, Palahi M (eds) Water for forests and people in the Mediterranean: a challenging balance, vol 1, What science can tell us. EFI, Joensuu

Hamdane MA (2002) Rapport Tunisie. Forum de Fiuggi "Avancées de la gestion de la demande en eau en Méditerranée". Plan Bleu. Octobre 2002

IPCC (2007) Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. In:Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK/New York

Mavsar R (2011) Balancing water for ecosystems, goods and services, and people. In: Birot Y, Gracia C, Palahi M (eds) Water for forests and people in the Mediterranean: a challenging balance, vol 1, What science can tell us. EFI, Joensuu

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) Ecosystems and human well-being: wetlands and water. Island Press, Washington, DC

Muys B, Ceci P, Hofer T, Veith C (2011) Towards integrated ecological, socio-economic and hydrological management. In: Birot Y, Gracia C, Palahi M (eds) Water for forests and people in the Mediterranean: a challenging balance, vol 1, What science can tell us. EFI, Joensuu

Perrot-Maitre D, Davis P (2001) Case studies: developing markets for water services from forests. Forest Trends, Washington, DC. http://www.forest-trends.org

Rockström J, Gordon L, Folke C, Falkenmark M, Engwall M (1999) Linkages among water vapor flows, food production and terrestrial ecosystem services. Conservat Ecol 3(2):5

Rogers P, de Silva R, Bhatia R (2002) Water is an economic good: how to use prices to promote equity, efficiency and sustainability. Water Policy 4:1–17

Thivet G (2011) Coping with increased population and land use changes. In: Birot Y, Gracia C, Palahi M (eds) Water for forests and people in the Mediterranean: a challenging balance, vol 1, What science can tell us. EFI, Joensuu

4.1.

Securing Water for Trees and People: Possible Avenues

Carlos Gracia, Jerry Vanclay, Hamed Daly, Santi Sabaté, and Javier Gyenge

In the context of water scarcity, threats on forest survival in drier areas, and thus of inevitable trade-off between man and nature for the use of water, this section addresses three main questions of importance for foresters and land-use planners:

a) Can vegetation (upper- and understorey) management techniques in existing forest ecosystems reduce water stress for trees?
b) Can vegetation management and land-use planning increase the availability of blue water and green water for other uses than the forest?
c) To what extent and in what conditions can green water be directed to tree plantations?

Forests are needed for securing the provision to society of diverse goods and services, such as soil protection and water quality, which are both related to the canopy structure. Physiologically speaking, tree canopy and fine roots are the most active parts of trees, and thus any management regime of forest ecosystems must be based on a deep understanding of the functioning of both components and their responses to different silvicultural treatments. Sapwood is also essential as it relates roots to canopy and is highly dependent on silviculture.

In most cases, the structure of Mediterranean forests is influenced by a dense population of trees with moderate or small diameters. For centuries, exploitation has left behind stunted stems with a strong resprouting capacity in some cases. Under critical environments, this is at the origin of the very dense populations of small trees with very low growth rates due to: i) the lack of water availability combined with a high potential evapotranspiration characteristics from the Mediterranean climate; and ii) the higher respiration rates per unit of biomass or wood volume associated to the coppice structures as compared with the respiration rates of more "mature" population structures.

At the same time, it is now well accepted (see sections 2.1, 2.2) that forests are net water consumers. Most experimental studies have shown the high transpiration levels of forest ecosystems and the direct effects of forests on the reduction of water yield and stream flows. In energy limited continuous cover forests, – forests in which water availability is higher than potential evapotranspiration (PET) – the annual transpiration is very close to this PET, while in water limited forests, as it is the case in most Mediterranean forests, the annual transpiration can account for a high fraction of annual rainfall. Up to 90% has been recorded in *Quercus ilex*.

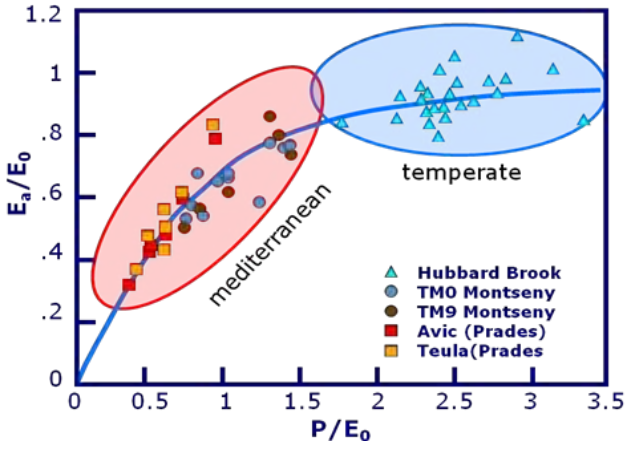


Figure 40. In Mediterranean forests with an effective rainfall lower than the potential evapotranspiration, the actual evapotranspiration is only a fraction of potential evapotranspiration; in other words, the forests grow under water-limited conditions. In boreal or temperate forests where precipitation is higher than the potential evapotranspiration, the actual evapotranspiration equals or is very close to the potential evapotranspiration. These environmental characteristics are the bases of important differences in the ecophysiological responses of water-limited and non-water limited forests. Source: Piñol, J. et al. 1999.

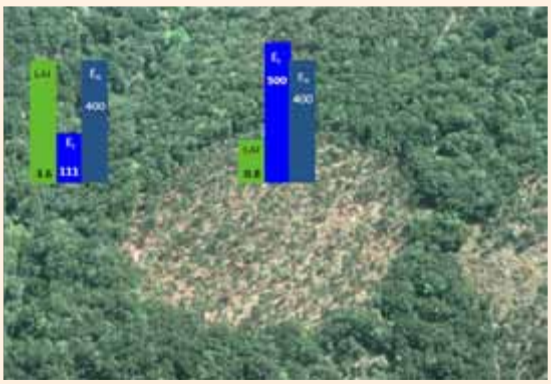
Two questions thus arise: i) Can adequate forest management and planning techniques reduce the water stress undergone by trees and contribute, at least, to the survival of forest stands? ii) Can adequate forest management and planning techniques be useful to reduce water use by forests and/or enhance water-use efficiency (less water is used to produce biomass)? Answering these questions is not an easy task. Some understanding of the water requirements of the tree for different functions and how the water limitations can affect these functions is needed. It is well known that the amount of water directly involved in photosynthesis is almost negligible and that most of the water is transpired through the stomata at the leaf level. Nevertheless, the role of this transpiration is crucial for the tree. The water transpired is the vehicle that carries nutrients on from soil, and the loss of this water through the stomata is the mechanism for up taking carbon by leaves, among other important physiological roles.

In most Mediterranean forests, potential evapotranspiration is much higher than precipitation – trees cannot achieve the potential rates of transpiration due to the lack of water (Figure 40). In these conditions, the reduction of LAI (e.g. by removing some trees) does not lead to a proportional reduction of transpiration. The remaining trees can use much of the water not used by the cut trees (see Box 10). Nevertheless, despite this lack of apparent response in the amount of water transpired, there are some positive side effects as the thinning improves the survival of the remaining trees.

In Mediterranean conditions, the reduction of LAI (e.g.: through thinning) does not reduce the total transpiration since the remaining trees use much of the water not used by the cut trees. As a consequence, the remaining trees have a better survival.

If a less dense population transpires the same amount of water, each tree transpires a higher proportion of water, which can result in less water stress experienced by trees during extreme drought conditions. The problem can be addressed as a cost-benefit analysis between the reduction of tree density and the increase of survival capacity of the remaining trees in future severe drought conditions. To carry out the correct analysis, one has to know how much water a tree of a given species uses to survive, and how this water is used by the tree.

Box 10. Experimental manipulation in the *Quercus ilex* forest of Prades, Spain. The forest has a coppice structure with a very high density of resprouts, which was reduced in different intensities in replicated experimental plots. Source: Gracia et. al. 1999.



The figure on the left shows the result of applying one of these thinning intensities on the transpiration rates (values are the average of three replicates): the leaf area index was reduced from 3.6 in the control plots to 0.8. The transpiration on a leaf area basis (EL) increased from 111 l/m2 of leaf/year to a value of 500 l/m² of leaf/year. Nevertheless, the transpiration on a ground area basis (EG) remained constant at a value of 400 liters/m2 of ground/year, which represents 84% of the total precipitation in that particular year.



Two years later, a very dry period of more than eleven months with less than 300 mm of cumulated rainfall caused an intense dieback of an important fraction of the trees in the control plots. The trees in the thinned plots (left) which transpired the same amount of water but distributed among a reduced number of trees, kept the water potential in better conditions than the trees in the control plots; also, no dieback was observed despite the almost total recovering of the previous values of leaf area index (see also Box 11).

The ratio between water used *per* actual or new produced biomass is easier to understand with an example related to the forest in figures in Box 10. Four years after thinning, the density of trees on the experimental plot was 2,000 trees/ha with a basal area of 36.4 m²/ha. From the annual precipitation of 580 mm, the trees transpired 490 mm or 84% of total rainfall. The average tree in this population transpired 2,450 liters of water. Box 11 summarises the amount of carbon required to maintain the leaves in the canopy, the wood and bark from stems, coarse roots and branches, and the fine roots. This maintenance requires some carbon, which is respired to provide the energy needed to repair or replace the molecules of different compounds needed to keep the functionality of leaves, fine roots and the living cells present in the remaining tissues of the tree.

In addition, some new leaves and fine roots have to be formed to replace the losses and to grow. In the formation of new tissues and the maintenance of the previous formed, the carbon fixed in photosynthesis is involved (carbon represent the 50% of the dry weight of the plant) and this carbon is fixed at the cost of a huge amount of water transpired (see section 3.2). The data in Box 11 summarise the amount of carbon required by the mean tree in the population to maintain and form the different components of its structure, as well as the water required to fix this carbon. It is evident that

Box 11. Water used by a *Quercus ilex* tree

The table below summarises the use of water in the thinned plot of Box 1 four years after thinning. The tree density is 2000 trees/ha. LAI (3.10) was almost totally recovered (see the picture on the right in Box 10). In these conditions, from the total annual precipitation (580 mm) the trees transpired 84% or 490 mm; or 2,450 liters of water per tree on average.
The table compares the cost of maintenance and formation of leaves, fine roots and wood and bark components of branches, stem and coarse roots both in terms of carbon and in terms of transpiration needed to fix this carbon. On an annual basis, the forest transpired 301 liters of water per each gram of carbon fixed.

	Biomass	Annual production	Annual respiration (gC/tree)		
	kg/tree	kg/tree/year	Maintenance	Formation	Total Cost
			grams of Carbon /tree/year		
Leaves	2.72	1.13	3536	833	4,,369
Bark and Wood*	91.00	2.10	739	1,544	2283
Fine roots	0.40	1.30	514	956	1,469
TREE			4,789	3,332	8,121
			liters of water/tree/year		
Leaves			1,065	251	1,316
Bark and Wood*			223	465	688
Fine roots			155	288	442
TREE			1,442	1,004	2,446

*(including coarse roots)

To maintain and form leaves, the average tree (see table above) requires the leaves to transpire 1,316 liters of water to fix 4,369 grams of carbon, making foliage the most expensive water component of the tree. Bark and wood requires 688 more liters of water and the fine roots, which are renovated several times per year, 442 liters. In total, 2,446 liters of water is transpired per tree annually. The maintenance cost requires 1,442 liters of water per tree or 288 mm in total. Given that transpiration represents 84% of annual precipitation, the 288 mm of transpiration represents 343 mm or 64% of the total annual rainfall.

just to maintain the tissues present on the tree, 1,442 liters of water are required (equivalent to 68% of the annual rainfall); this maintenance does not compensate the leaves and fine roots losses which have to be replaced with the formation of new ones.

Keeping trees alive, even without biomass increment, may result in a huge cost in water, in particular for evergreen species common in the Mediterranean.

These results, however, must not be generalised. Water-use efficiency can differ among tree species (see section 3.3): different tree structures or population densities that can be modified by pruning, thinning or other silvicultural practices can modify the resulting values; however, this example shows the enormous amount of water involved in the functionalism of a forest. It also makes evident the severe risk that the reduction of precipitation projected by most Global Circulation Models in southern Europe, North Africa and other areas in the world represent a threat to the survival of some forests, at least

Box 12. Water used by a *Pinus sylvestris* tree.

The following table summarises the use of water of the average pine tree in a forest with a density of 800 trees/ha, with a basal area of 36 m2/ha and a LAI of 1.4, lower than *Q. ilex* LAI in the forest of Box 11. In these conditions, from the total annual precipitation (634 mm) the trees transpired 68% of precipitation or 430 mm; or 5,378 liters of water per tree on average (in this case the average tree is 24 cm in DBH, bigger than the holm-oak trees in Box 11). The table compares the cost of maintaining and forming leaves, fine roots as well as the wood and bark components of the branches, stem and coarse roots both in terms of carbon and in terms of transpiration needed to fix this carbon. On an annual basis, the forest transpires 350 liters of water per each gram of carbon fixed.

	Biomass	Annual production	Annual respiration (gC/tree)		
	kg/tree	kg/tree/year	Maintenance	Formation	Total Cost
			grams of Carbon /tree/year		
Leaves	3.25	1.06	2,600	781	3381
Bark and Wood*	326	2.90	9,403	2,131	11,534
Fine roots	0.13	0.45	104	328	432
TREE			**12,107**	**3,240**	**15,347**
			liters of water/tree/year		
Leaves			911	274	1185
Bark and Wood*			3,295	747	4,042
Fine roots			36	115	151
TREE			**4,243**	**1,136**	**5,378**

*(including coarse roots)

To maintain and form leaves, the average tree (see table above) requires the leaves to transpire 1,185 liters of water to fix 3,381 grams of carbon. In these trees, bark and wood are the most expensive components due to the bigger proportion of sapwood when compared to holm-oak. These tissues require 4,042 more liters of water and the fine roots – which are renovated 3.4 times per year – 151 liters. A total amount of 5,378 liters of water is transpired per tree annually. The maintenance cost requires 4,243 liters of water per tree or 339 mm. Given that transpiration represents 68% of annual precipitation, the 339 mm of transpiration represent 498 mm or 78% of the total annual rainfall.

with the structure they have at present. This threat is particularly severe for those forests living in environmental conditions, in which the annual rainfall is lower than the PET – as it is the case for Mediterranean forests previously discussed. In these water limited conditions – especially in those areas in which climate models project severe reductions of precipitation – it is crucial to analyse the cost in terms of water of the forest and evaluate the physiological benefits of reducing the density of tree populations. This task is particularly urgent in Mediterranean species with a very high density of resprouts. Some recent observations make evident the dieback of various tree species in some Mediterranean forests after just three consecutive dry years with rainfall far below the average.

Nevertheless, there is still some room to mitigate water loss from forests through silvicultural practices, although there remains a great need for research in this area. A few examples of potential applications of new research findings are given below.

Water-use patterns in natural eucalypt forests in which the canopy structure varies greatly between irregular old-growth (with "windbreak" trees) and even-aged regrowth (without windbreaks), offers some hints that water use may be reduced by modifying the canopy structure. Thus it seems possible that internal "windbreaks" within a plantation could create a water-wise forest similar to an old-growth forest. The number and

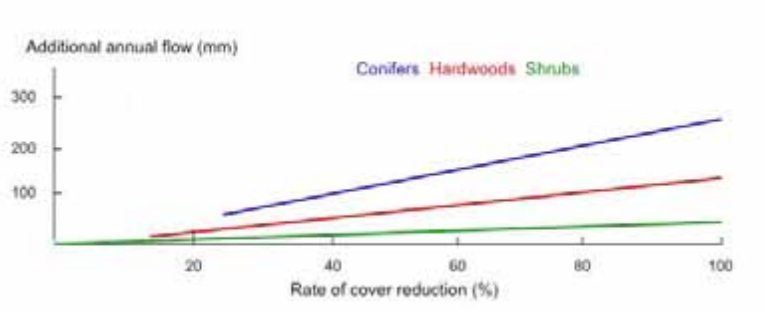


Figure 41. Impact of forest cover reduction (%) on additional annual flow (mm) within the five years following the cut. Source: Bosch and Hewlett 1982.

layout of windbreaking trees required within a plantation to quench thirsty regrowth remains an interesting research question. Careful species selection may be needed to ensure that water savings are achieved with internal windbreaks and ensure that they do not merely simply swap one problem for another. Species differ greatly in their ability to control stomata – with some species maintaining a very frugal water balance while others remain at the mercy of the elements.

One way to modify water use through the structure of the canopy is through the boundary layer that influences how the air near the trees mixes with the upper atmosphere. Even-aged plantations have a very different boundary layer than mixed-species plantations and old-growth forests, which is reflected in their water use. Canopy texture is important because it affects the aerodynamics, especially the turbulence and the boundary layer. Fortunately, it is relatively easy for forest managers to manipulate the canopy texture through species selection and thinning regimes. However, many plantations are relatively small, and edge effects are important. It is clear that unproductive transpiration can be reduced by softening plantation edges through pruning and thinning, by avoiding unnecessary breaks in the canopy and possibly with hedges to create more aerodynamic edges.

There is evidence that mixed-species stands offer hydrological as well as other benefits. Some studies report greater production efficiency (ratio of transpiration:assimilation) in mixed species plantings compared with pure stands. Pure *Acacia mearnsii* achieved 1,406 (± 302) m^3 of water/ m^3 of wood, but improved to 882 (±98) m^3 of water/ m^3 of wood when mixed with *Eucalyptus globulus*. It seems likely that the different statures exhibited by these two species helped to create this effect, as the eucalypt tends to be tall and narrow, whereas the acacia tends to be shorter and broader, offering a mutual benefit: the taller eucalypts provide shelter for the acacia, and the leguminous acacias provide nitrogen for the eucalypts.

In the Mediterranean environment constrained by water limitations, only drastic changes in the forest cover beyond the limits of classical thinnings might result in an increase in blue water.

As mentioned earlier, forests are in general net consumers of water and hence negatively influence the annual water yield, even if their cover may have a beneficial impact on flow seasonality. Hydrological studies have shown that the large watersheds are not suited for investigating the relationships between land use and water yield as well as the experimental paired watersheds because the interpretation of the results raises many problems. Our available knowledge is based on experiments, planned or carried out in small catchments. The forest cover manipulations in the catchment relate to clear or partial

cut, afforestation of bare land or fire. A literature review carried out on 94 catchments has shown that the additional flow related to the rate of cover reduction can be significant, but only above a threshold of about 20% to 30%. This additional flow ranged from a few per cent up to 20% of the annual rainfall. The amount of this additional flow was also proportional to the rainfall. The relative flow increase, in regard to the annual rainfall, for different cover types: conifers, hardwoods and chaparrals was respectively in a range of 10% to 20%; 0% to 20%; and 5% (after chaparral removal). For chaparrals, whose occurrence is situated in dry areas (usually below 600 mm), the flow increase would amount only 30 mm even after a drastic modification.

These data suggest that the impact of classical silvicultural treatments like intermediate or moderate thinnings on an increase in water yield is small or non existent. This is even truer in water-constrained environments like in the Mediterranean. These results are also consistent with those discussed above, showing that the surplus of water generated by the thinning in a Holm oak coppice is entirely consumed by the remaining trees. One can conclude that only drastic modifications of the forest cover, such as its partial or full conversion to other land use, may result in a significant increase of water yield.

The question of a drastic change in forest cover, and thus of land use, in order to increase the production of blue water downstream deserves much attention and should integrate all goods and services related to the initial cover. Soil erosion, inter alia, is a major threat in the Mediterranean (see section 1.5) and should not be underestimated. Changing partially or totally the forest cover in a catchment into other land-uses can be also envisaged. It amounts to redirecting green water flow from forest trees to other plant cover: fodder in rangelands, crops in fields, agroforestry systems, etc. It also requires a thorough assessment of the pros and cons.

Box 13. Negotiating a reforestation project in Tunisia

During a 1998 participatory appraisal exercise in the poverty-stricken hilly areas of Zaghouan Governorate in Tunisia, participants from the surrounding douars (villages) expressed serious concerns about the restrictions imposed by a new mechanised reforestation project covering the hilltops of the Sidi Salem forest (410 ha). Before the project, local communities viewed the public forest as their free grazing area, where they also collected fuel wood and medicinal herbs. Reforestation involved bulldozing and replanting the whole area with Aleppo pine in fenced plots. Traditional uses of forest products were banned until the commercial wood had been sold to outside traders after a nine-year rotation period. Local communities, therefore, perceived the programme as a threat to their customary rights.

To address the issue, project staff met with local representatives and the Soil Conservation and Forestry Services. The aim was to identify possible measures that would be technically and economically acceptable to the line agencies, while answering local needs. The joint final proposal included the following measures: i) replacing Aleppo pine with fast-growing fodder and honey producing tree species on gentle slopes so as to reduce the deferred grazing period; ii) extending the firebreak network to make the upper forest zone accessible to livestock; and iii) setting aside the steeper sections for Aleppo pine and covering the rest with fodder species plots.

The agreement also mobilised community participation in the project's implementation through initiatives such as: i) contracting local interest groups to prepare and maintain plantations; ii) establishing pilot plots to test the introduction of local fodder species; iii) creating a local forestry association to be responsible for forest management as required by Tunisian law; and iv) providing microcredit for buying improved stoves that consume less fuel wood.

Following discussions and negotiations on cost-sharing and reciprocal obligations, all activities were integrated into the action plans of the concerned douars and line agencies without any increased costs for the project.

Source: FAO 1997.

Box 14. An example of a payment for environmental services (PES) in a Tunisian watershed

An illustrative example of potential PES scheme can be drawn from the management of the Barbara watershed in north-western Tunisia. Most land is privately owned and cultivated with cereals. In order to protect the downstream water infrastructure, the government gives large subsidies (80% of the investment costs) to protect gullies using acacia plantation and/or check-dams. However, these subsidies are not conditional and the landowners are not compensated for expenses and lost income from grazing resources. Consequently, the survival rate of acacia is quite low. The economic analysis of different land-use alternatives showed that all the protection measures are less profitable for farmers than producing cereals alone; only one cereal with the acacia plantation in gullies seems to be profitable from a national perspective. In order to encourage acacia plantation in gullies, farmers should be compensated for any loss of income incurred (100 TND/ha). This compensation could be covered by the reduced cost of sedimentation (200 TND/ha). The payment by water users could increase the budget available for conservation, contribute to a more efficient use of water and could increase the survival rate of acacia because payments would be conditional to success indicators.

The question of a drastic change in forest cover to increase the production of blue water downstream deserves much attention and should integrate all goods and services related to the initial cover.

Planting trees in a context of overall water scarcity should take into account not only the multitude of marketed and non marketed goods and services that could be provided, but also the large number of stakeholders at local and national levels who could be affected and who have different and divergent perceptions regarding forest plantation and the use of natural resources (Box 13).

Upstream users can benefit from the direct uses of forest plantations, while downstream users of water resources would be affected by the effects of land management change upstream on the quantity and quality of the water reaching the reservoir.

While public administration is more concerned by soil and water resources protection and economic development, the private owner is interested in the short-term private benefits of the plantation. Also, the local population who live in forest areas, especially in southern and eastern Mediterranean countries, would like to maximise its private income for the current use of natural resources in the short term. Another distinction could be made between the upstream and downstream users. Upstream users can benefit from the direct uses of forest plantation, while downstream users of water resources would be affected by the effects of land management change upstream on the quantity and quality of the water reaching the reservoir. This mixed characteristic of forest services and their scale dimension stress the critical trade off between watershed protection and the local benefits for forest owners or local users. The situation is still more complex given that some land-use changes can have non-reversible effects on the development of forests, at least in the short term.

In such circumstances of conflicts and controversies, the effects of the land-use change on water resources and their distribution among stakeholders should be analysed when establishing a plantation strategy in a water-constrained environment. For example, before the conversion of shrubs to forest plantation, we should compare the situations with and without intervention: What would be the on-site effects of direct uses in the long term (wood, fodder, fruits, etc.) and the off-site effects on water flows, groundwater recharge, sediments and water quality? What are the net returns for the forest owner, local users and what are the net benefits at the social perspective? Who are the gainers and the losers from this land use change? The plantation could be conducted only if it can be economically desirable at social perspective, i.e. the discounted net benefits of the plantation exceed those of the situation without intervention and it is financially viable. The analysis should also consider the projected effects of climate change that in some cases will severely reduce water availability. Consequently, there is a need for offsetting the potential income loss if improvements in soil fertility and water capacity were undertaken. Non-market benefits and off-site effects are not usually considered because it remains difficult to measure the land-use effects on soil erosion and water resources, especially for large basins. Usually, public intervention through subsidies, grants and compensation for income loss is needed to fill the gap between private profitability and public utility. Besides these traditional instruments, other market-based instruments were introduced, based on the payment by off-site beneficiaries for the services provided. Mostly applied for were water provision services, which were implemented through the Payment for Environmental Services scheme (PES), i.e. direct negotiations between water users and landowners (Box 14); the trade of "credits" between companies and landowners for exceeding the requirements on water use; or public payments to farmers/forest owners for management practices that protect water quality.

Investments in forest plantations induce lower direct returns compared to the current situation "business as usual" scenario, but could generate higher benefits for society when local- and national-scale externalities such as increased soil fertility and water capacity, and global-scale externalities such as biodiversity protection and carbon sequestration are included.

Recommended reading

- Achouri, M. 2002. Forests and Water: Towards Effective Watershed Management. International Expert Meeting on forests and water. 20–22 November 2002, Shiga, Japan.
- Cossalter, C. and Pye-Smith, C. 2005. Fast-wood forestry: myths and realities. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Croitoru, L. and Daly-Hassen, H. 2010. Using Payments for Environmental Services to Improve
- Conservation in a Tunisian Watershed. Mountain Forum Bulletin, January 2010.
- Daly-Hassen, H., Pettenella, D. and Jemal, Ahmed T. 2010. Economic instruments for the sustainable management of Mediterranean watersheds. Forest systems 19(2).
- Lavabre, J. and V. Andréassian, 2000. Eaux et forêts. La forêt: un outil de gestion des eaux? [Waters and Forests. Can forest be a water management tool?] Cemagref, Antony. 147 p.
- Perrot-Maitre, D. and Davis, P. 2001. Case studies: Developing markets for water services from forests. Forest Trends, Washington D.C. (www.forest-trends.org).
- Roda, F., Retana, J., Gracia, C. and Bellot, J. (Eds.) 1999. Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. Ecological Studies 137: 368.

ResearchGate

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: https://www.researchgate.net/publication/234015687

Using Payments for Environmental services to Improve Conservation in a Tunisian Watershed

Article · January 2010

CITATIONS
5

READS
71

2 authors:



Lelia Croitoru
World Bank
17 PUBLICATIONS **273** CITATIONS
SEE PROFILE



Hamed Daly hassen
National Institute of Agronomic Research of…
70 PUBLICATIONS **181** CITATIONS
SEE PROFILE

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Making Society an Active Participant in Water Adaptation to Global Change (BeWater) View project



Integrated research on Forest Resilience and Management in the mEDiterranean View project

All content following this page was uploaded by Hamed Daly hassen on 26 September 2017.

The user has requested enhancement of the downloaded file.

Using Payments for Environmental Services to Improve Conservation in a Tunisian Watershed



Lelia Croitoru and Hamed Daly-Hassen

Governments have often attempted to protect downstream water infrastructure by providing short-term subsidies for the adoption of conservation practices or low-erosion land uses. However, these efforts have often yielded disappointing results, with farmers either declining to adopt the recommended practices, or only adopting them temporarily (Pagiola 1999). The Payment for Environmental Services (PES) approach promises to provide a more effective and more sustainable system for inducing farmers to adopt conservation measures (Pagiola and Platais 2007). In this paper we examine current conservation subsidy policies in a Tunisian watershed, and discuss how they might be modified to incorporate PES principles so as to improve their effectiveness.



The Barbara Reservoir. Photo: G. Sterk.

The current subsidy system

Barbara watershed is located in a mountainous area in north-western Tunisia. It covers about 200 km^2, between 60 m and 1203 m above sea level, with high slopes. Cropland covers 39 percent of the watershed, forests 25 percent, intercropping olive trees with cereals 14 percent and grassland three percent. A reservoir with a potential water capacity of 59 million m^3 in the lower part of the watershed supplies water for domestic use and irrigation. The area has a high population density (124 inhabitants/km^2), most of whom are poor and dependent on subsistence agriculture.

Unsustainable agricultural practices such as cereal cropping and overgrazing cause serious erosion problems in the watershed, including landslides, river bank and bed erosion. They are believed to cause damages both on-site, such as reduced agricultural yields, and off-site, through decreasing water availability due to dam siltation. An erosion and sedimentation analysis in the watershed found that most of the sediment which reached the reservoir originated in gullies and adjacent areas (Sterk 2009). Accordingly, we focus only on these areas. Most land around gullies is privately owned and cultivated with cereals.

High erosion risk in the watershed prompted the Tunisian government to promote the adoption of conservation measures such as building stone walls or planting acacia in gullies. As can be seen in Table 1, all of these practices are less profitable for farmers than producing cereals alone. As a result, farmers are unwilling to adopt them without support. The Office for Sylvo-Pastoral Development of the North West (ODESYPANO) subsidises about 80% of the investment cost of these measures, while participating farmers are expected to provide the remaining investment costs (in kind), as well as the annual maintenance costs. With these subsidies, the attractiveness of conservation practices to farmers increases, as shown in Table 1, but often remain less attractive than just cereals. Thus, even with subsidies, some farmers have resisted adopting the recommended measures. In the case of stone walls in gullies, they have sometimes agreed to adopt the practice but declined to provide their in-kind labour contribution, thus effectively increasing the subsidy to investment costs to 100%. Subsequent

Table 1. Net returns from alternative land uses[1] in Barbara watershed (TND/ha)

Land uses[1]	Farmer's perspective[2]		National perspective[3]
	Without subsidy	With subsidy	
1. Cereals with no conservation measure in gullies	815	n.a.	-55
2. Cereals with stone walls in gullies	-330	720	-430
3. Cereals with stone walls and acacia in gullies	-450	710	-380
4. Cereals with acacia in gullies	715	835	160

1 In the land uses considered (1-4), cereals are located on private lands adjacent to gullies, and the conservation measures (stone walls, acacia, stone walls and acacia) are in gullies, on collective lands. The unit of analysis for each land use includes 1 ha of cereals and 0.1 ha of adjacent gully, which makes possible the comparison among the four land uses. The results reflect net present value over 20 years expressed in constant 2007 prices. 1 Tunisian Dinar (TND) = US $0.78.

2 From the farmer's perspectives, we consider the following costs and benefits for the land uses: 1) annual cost and benefit from cereals near gullies and annual benefit from grazing in gullies; 2) investment cost of stone walls, annual cost and benefit from cereals near gullies; 3) investment costs of stone walls and acacia plantation, annual cost and benefit of cereals; 4) investment and maintainance costs of acacia plantation in gullies, annual cost and benefit of cereals near gullies. Costs and benefits are estimated at financial prices and discounted at 10%.

3 The analysis from the national perspective includes the costs and benefits considered from the farmer's perspective and the cost of sedimentation occuring from each land use. The cost of sedimentation was estimated by applying the Morgan Morgan Finney (MMF) method at land use level, and Pacific Southwest Inter-Agency Committee (PSIAC) and Factorial Scoring Model (FSM) at watershed level (for more details, see World Bank 2009). The costs and benefits are estimated at economic prices and discounted at 10%. The economic prices are obtained by eliminatingthe distortions from the financial prices (eg. taxes and subsidies).

maintenance is minimal, reducing the useful life of the walls from an expected 15 years to eight or less.

In case of acacia in gullies, survival rates are quite low, at about 40%. As gullies are collective lands, the direct use benefits of trees go to the community, thus farmers have no incentive to undertake any maintenance (e.g. fencing). If supporting the cost of protection from others' grazing made this land use attractive to farmers (compared to cereals alone) they would most likely maintain the acacia. Thus, the net returns in Table 1 capture, in addition to the investment itself, also the cost of guarding the acacia plantation from community grazing.

Use of payments for environmental services

The current support programme to planting acacia in gullies could be considered an effort of the government to generate environmental services. However, though driven by the objective of soil and water conservation, this programme does not have some important characteristics of a conventional PES scheme. As it brings only a partial contribution to investment costs, it is not conditional, and does not compensate for expenses and forgone earnings after the first year. To increase the adoption rate and the survival rate of acacia trees, the current support policies could be modified in three ways, together or separately.

1) On the supply side, a few issues should be considered. First, payments should be made conditional to success indicators. A survey of participating farmers showed that about 60% of planted acacia dies due to lack of protection, including lack of maintenance by the farmer and damages from grazing by other members of the community. If payments were made for trees that survive instead of trees planted, many farmers would likely be inclined to support annual maintenance costs and prevent these damages.

Second, the level of payment should be sufficient to make the practice attractive for farmers. The minimum payment should equal the difference between the on-site benefits generated by the land uses before and after conversion. The maximum payment should not exceed the value of the service provided.

Figure 1a. PES scheme to convert cereals to cereals with acacia in gullies

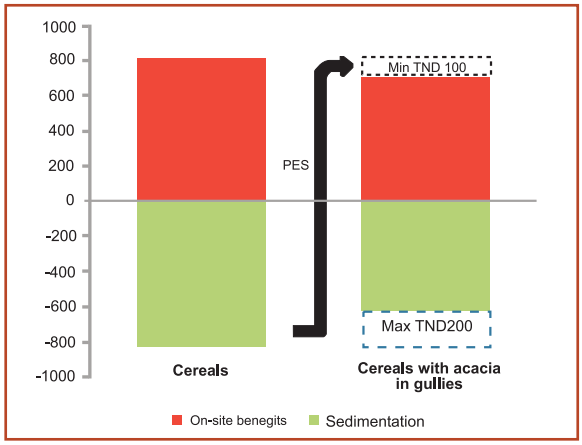
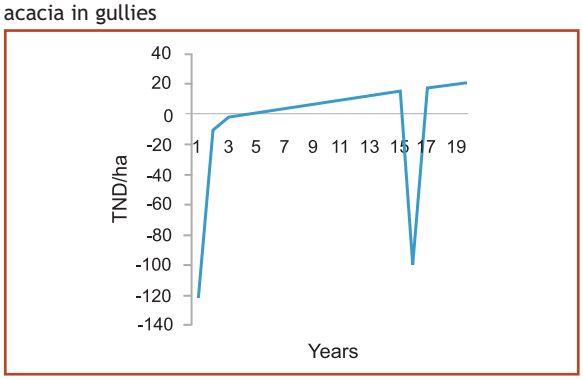


Figure 1b.[4] Additional net benefit caused by cereals with acacia in gullies



Based on the economic valuation of water services carried out within this study, the payment should range between TND100 and TND200 per hectare (in present value terms over 20 years, see Figure 1a).

Thirdly, the distribution of payment over time should depend on the difference between the on-site benefits generated by the two land uses. If the payment in certain years is lower than this difference, the farmers might be tempted to abandon the new practice in favour of the old. In our case the rotation period for acacia is 15 years, and a payment made every five years might be more successful than a one-time payment, if made conditional to the survival rate of the planted trees. This would imply planting a third of the total area with acacia every five years, rather than planting the total area in the first year.

2) On the demand side, the funding could be made more dependent on payments from water users, rather than exclusively from the government. Obtaining funding directly from water users (drinking water systems and irrigated areas) would increase the budget available for conservation, and it would contribute to more efficient use of water. For example, the economic analysis over 20 years shows that converting one hectare of cereals into cereals with conservation measures results in a benefit of reduced sedimentation of TND200/ha to water users.[5] It would also reduce the farmer's benefit by about TND100/ha.[6] As the additional benefits for water users are greater than the costs to the farmer, there is a potential to manifest this relationship within a PES scheme, without government support. The biggest challenge to this approach is convincing water users to pay for the services that they are receiving. In a context where water users are used to receiving these services for free – most of the time being paid by the government – they have little incentive to pay for conservation, even though they are the main beneficiaries.

3) Secure land tenure. Another approach would be to start from the institutional side, by strengthening the use rights of lands in gullies to ensure that the benefits from acacia are not collectively owned. If benefits from acacia were sufficiently large to increase the net benefit to the farmer above those of cereals, no additional PES scheme would be required.[7] If however they are insufficient to motivate farmers to plant and conserve the trees, the ownership of acacia products would reduce but not eliminate the need for additional payment.

4 In Figure 1b, the negative net benefit is due to the cost of planting acacia (every 15 years) and maintenance costs (safeguarding) every year.
5 This is the difference in the sedimentaion benefits reflected in the green bars of Figure 1a.
6 This is the difference in the on-site benefits reflected in the red bars of Figure 1a.
7 In this case, the estimated net returns from cereals and acacia in gullies presented in Table 1 should be updated to include also the benefits of wood fron acacia.

Conclusion

Analysis of the benefits of conservation measures indicates that it would be possible in principle to establish a user-financed PES mechanism in the Barbara watershed, with downstream water users paying upstream farmers. As the government is already financing conservation measures, however, it would be easier to convert the existing subsidy programme into government-financed PES – even though government-financed PES schemes tend to be less efficient that those that are user-financed (Engel et al. 2008). An alternative approach could be to establish a more secure use rights system in gullies that would allow farmers to derive all the benefits from plantations.

Acknowledgements

This paper is based on an extensive study (World Bank 2009) that estimates the benefits of several land uses in a Tunisian watershed, funded by the Bank Netherlands Water Partnership Programme (BNWPP) and the Mediterranean Technical Assistance Programme (METAP). We are grateful to the Office for Sylvo-Pastoral Development of the North West (ODESYPANO) in Tunisia for their close collaboration in this study. The team is grateful to Stefano Pagiola for his constructive comments on this paper and to Luis Constantino for his support throughout this study.

References

Engel, S., S. Pagiola, and S. Wunder. 2008. "Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues." Ecological Economics, 65(4), pp.663-674.

Pagiola, S. 1999. "Economic analysis of incentives for soil conservation." In D.W. Sanders, P.C. Huszar, S. Sombatpanit, and T. Enters, eds, Incentives in Soil Conservation: From Theory to Practice. Enfield: Science Publishers, Inc.

Pagiola, S., and G. Platais. 2007. Payments for Environmental Services: From Theory to Practice. Washington: World Bank.

Sterk, G. 2009. Watershed erosion and reservoir sedimentation assessment. Consultant report for World Bank.

World Bank, 2009. Generating environmental benefits to improve watershed management in Tunisia. World Bank, forthcoming.

Lelia Croitoru (lcroitoru@worldbank.org) is an Environmental Economist at the World Bank, Washington D.C., USA. Hamed Daly-Hassen is a Researcher in Forest Economics at the National Institute of Research on Rural Engineering, Water and Forestry (INRGREF).

View publication stats

Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA)
Available online at www.inia.es/forestsystems

Forest Systems 2010 19(2), 141-155
ISSN: 2171-5068
eISSN: 2171-9845

Economic instruments for the sustainable management of Mediterranean watersheds

H. Daly-Hassen[1], D. Pettenella[2]* and T. Jemal Ahmed[3]

[1] *National Institute for Research in Rural Engineering, Water and Forests (INRGREF). Rue Hédi Elkarray. Elmenzah IV. Tunis. Tunisia*

[2] *Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali. Agripolis. Università di Padova. Via Università, 16. 35020 Legnaro (PD). Italy*

[3] *Department of Economics. Mekelle University. Mekelle. Ethiopia*

Abstract

Problems of unsustainable watershed use in the Mediterranean areas (overgrazing, forest degradation and clearing, soil erosion, fires, etc.) often result from the reduced profitability of traditional land use systems, lack of clearly defined property rights, insufficient enforcement of existing rules, and lack of adequate economic instruments. The paper tries to analyze these problems from two complementary economic perspectives: the first one, based on a Cost-Benefit Analysis approach, highlight the gap between public interest and local private profitability in ordinary watershed management activities through three case studies in Tunisia. Once we have demonstrated that market mechanisms are unable to allocate efficiently watershed resources, we assume a more normative perspective focusing on the implementation of voluntary instruments related to payments for environmental services. Due to the lack of experiences in the Mediterranean basin, we discus the results of a comparison among six case-studies of payments for water provision services in some developing countries underlying the role of transaction costs and social capital in the successful implementation of these new economic instruments for the sustainable management of Mediterranean watershed resources.

Key words: cost-benefit analysis, payments for environmental services, Tunisia.

Resumen

Instrumentos económicos para la gestión sostenible de cuencas en el Mediterráneo

Los problemas del uso insostenible de cuencas en la zona mediterránea (sobrepastoreo, degradación del bosque, erosión, incendios, etc.) son a menudo el resultado de la reducida rentabilidad de los sistemas tradicionales de uso del terreno, la falta de derechos sobre la propiedad claramente definidos, la aplicación insuficiente de reglas existentes, y de la falta de instrumentos económicos adecuados. El artículo trata de analizar estos problemas desde dos perspectivas económicas complementarias: la primera, basada en un enfoque del análisis coste-beneficio, destaca el vacío entre el interés público y la rentabilidad privada local en actividades ordinarias de gestión de las cuencas en tres casos de estudio en Túnez. Una vez que hemos demostrado que esos mecanismos de mercado no pueden asignar eficientemente los recursos de la cuenca, asumimos una perspectiva más normativa que se centra en la implementación de instrumentos voluntarios relacionados con el pago por servicios ambientales. Debido a la falta de experiencias en la cuenca mediterránea, discutimos los resultados de una comparación entre seis casos de estudio de pago por servicios de provisión de agua en algunos países en desarrollo resaltando el papel de los costes de transacción y el capital social en la implementación exitosa de estos nuevos instrumentos económicos para la gestión sostenible de los recursos de las cuencas Mediterráneas.

Palabras clave: análisis coste-beneficio, pagos por servicios ambientales, Túnez.

Introduction

The management of watershed resources and the supply of water and other environmental services have been subject to quite similar negative processes from Middle East and North Africa Mediterranean countries (Med-MENA) to South East Mediterranean countries (Med-SE): increased erosion and soil productivity, reduced supply of water services, loss of biodiversity (Lacirignola and Hamdy, 1995).

Nevertheless, the scale of the processes and their driving forces are quite different: in Med-MENA negative environmental effects are mainly due to an intensive

* Corresponding author: davide.pettenella@unipd.it
Received:15-08-09; Accepted: 12-11-09.

use of natural resources: water scarcity, soil erosion, potential reduction of forage, loss of biodiversity and forest degradation. Due to the loss of natural forest cover in Med-MENA, less than 1% of land area is actually covered by natural forest (Perman *et al*., 2003). Two sets of reasons could explain this state of degradation: firstly, the lack of clearly defined property rights, insufficient enforcement of existing rules on fuelwood harvesting and on use of grazing resources. The second reason is the short-sightedness and low interest by local population and farmers to the sustainable use and long-term effects of forest cover. In fact, farmers and local forest users have an objective to maximize their current commercial incomes from an the present intensive use of natural resources (subsistence economy), and disregard the loss in future profitability of the forests, which will affect their income directly.

In Med-SE negative environmental effects are mainly due to farm land and forest land extensivation and abandonment in inner marginal rural areas, and to land development in costal areas, with locally an increased pressure on forests by tourism, recreation and urban development. This twofold process has caused an increase of forest fires in the last years, with negative externalities such as soil erosion, water scarcity, loss of biodiversity and cultural landscapes.

Watershed management activities are associated to both, short term and long term, private and public (social) costs and benefits (OECD, 1985). Moreover cost and benefits are perceived locally (*i.e.* on-site effects) or/and by the population living outside the area, downstream the watershed (*i.e.* off-site effects).

By comparison between the financial and economic analysis of watershed economic activities, instruments could be designed that would make private owners cope with society's desired action. Furthermore, the problems related to institutional arrangements to implement the «beneficiary pays» principle should be considered.

This paper attempts to analyze these problems and to discuss some relevant features of payments for watershed services to induce sustainable management of Mediterranean forests. More specifically, the paper is organized into two main parts: in the first we highlight, with a Cost-Benefit Analysis (CBA) approach, the gap between public interest and local private profitability in ordinary watershed management activities through three case studies in Tunisia. Once we have demonstrated that market mechanisms are unable to allocate efficiently watershed resources, we assume a more normative perspective focusing on the implementation of economic instruments related to payments for water provision services.

Private and public profitability in Mediterranean watershed management: three case studies

Forest resources in Tunisia, as in all other Mediterranean countries, play a key-role in watershed protection and in providing environmental services to the local inhabitants and to the off-site population. In Tunisia forestland is characterized by a lack of clearly defined property rights: in theory the State is the owner of the land, but local households actually have free access to forest resources for livestock grazing, firewood harvesting of some Non Wood Forest Products (NWFP). Thus, forest management is guided by the need of maximizing the current commercial income for local users. The costs of soil and water conservation practices to local users are much higher compared to additional land users' income. As a consequence, forests are characterized by a steady process of degradation with negative impacts on a large set of off-site services.

A first case study was conducted to compare, using a Cost-Benefit Analysis, the results of sustainable natural regeneration and unsustainable management of a cork oak woodland for different economic actors (Daly-Hassen *et al.,* 2009). The second and third case studies are similar in the methodological approach consisting in a step-wise CBA of two watershed protection investments where costs and benefits are compared with reference to enlarged sets of potential beneficiaries.

In adopting a CBA approach to watershed conservation investments we refer to the basic distinction between financial and economic analysis of investments, as codified by several manuals (*e.g.* for the forest investments: Gregersen and Contreras, 1979, 1992; OECD, 1986; Ray, 1990; Watt, 1993), some of them specifically related to watershed management investments (Gregersen *et al*., 1987; OECD, 1985). Unfortunately the definition of economic analysis remains far from clear both in the literature and even more in empirical applications. Little progress has been made on the standard conceptions of the early 1970s according to which the essence of CBA was «adjustment» of receipts and expenditure to find out the «welfare gain» of investments and changes affecting society (Little and Mirrlees, 1974, p. 19). Indeed the state of art is such

that a reasonable codification of «adjustment» has been achieved only in terms of treatment of taxes, transfers and market distortions, while the «welfare gain» due to «off-site» and «non-market» costs and benefits and to distributional effects remains a vague concept. As stressed by Johansson (1993, p. 21) «the problem in using social welfare when assessing projects is that the social welfare function cannot be measured».

Ain Snoussi cork oak forest management case study

A financial and an economic analysis were conducted taking into consideration two management scenarios for the Ain Snoussi cork oak woodland: under the first one, cork oaks naturally regenerate at infinite horizon (the «sustainable scenario»), whereas in the second one the cork oak forest is over-used until the aged trees gradually disappear and are replaced by shrub land (the «unsustainable» or «business as usual scenario»). Expenditures and revenues of the entire production cycle of cork oak forests under the two management scenarios were valued with reference to two groups of economic actors: the local households and the Government representing the community interests.

Results of the financial analysis show that cork oak depletion (the «Business as usual scenario») is the most profitable alternative for the local households (more detailed information on data collection and assumptions are reported in Campos *et al.,* 2007; Daly *et al.,* 2009). At a real discount rate of 2%, financial Net Present Values (NPV) in the «sustainable scenario» is more profitable for the Government (NPV = 4,756 € ha^{-1}; Fig. 1), but much less advantageous for the local households (NPV = 1,492 € ha^{-1}). Under the current market, renewing a cork oak stand results in a capital loss compared to the alternative of letting those stands deplete. This comparison stresses the conflict between sustainability and a private income of local forest users. Thus, there is a need of compensation for income losses suffered by families under sustainable management since they seem unable to accept income losses in orden to avoid cork oak depletion, or to pay for the losses incurred. Compensation should cover at minimum the difference between the two situations, and that can be covered by the surplus gained by the Government. Even if cork oak sustainable management is not economically profitable for private owners, we argue that the situation could differ when conservation values, such as

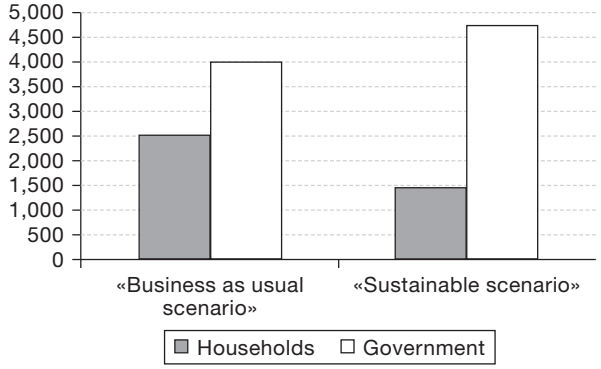


Figure 1. Comparison of financial Net Present Values in the «sustainable» and «business as usual» scenarios for the local households and for the Government (€ ha^{-1}; discount rate: 2%).

reducing soil erosion, decreasing dam siltation, carbon sequestration and biodiversity conservation are included.

The estimation of environment benefits provided by the cork forests and the damages costs resulting from the overuse caused by local populations were attempted in a second study (Daly-Hassen *et al.,* 2007). The objectives of this study were to estimate both the private and social economic values associated with the Tunisia's cork oak forests and their distribution among the different stakeholders.

Results showed that private benefits (benefits derived from private goods such as cork, fuelwood, grazed forage, etc.), offer an incomplete view of the social benefits. In fact, extenal benefits (20 € ha^{-1}) make up 20% of all the social benefits (98 € ha^{-1}). Private benefits amounted to 77.9 € ha^{-1}, split into 38.1 € ha^{-1} for forest administration and 39.8 € ha^{-1} for local population. However, the current use induces a costs of damages due degradation and overuse supported by all the stakeholders: the reduced forage potential (7.7 € ha^{-1}), which is solely suffered by the local users, the loss of current and future returns especially from cork (7.4 € ha^{-1}) born by the government, and the loss of carbon sequestration and increased erosion (5.6 € ha^{-1}) born by the whole society and global community (Fig. 2). The studied region's excessive human pressure and its high poverty levels explain the widespread overuse of common forest resources pool and resulting private and environmental costs.

A sustainable use could enhance the households' net benefits and reduce degradation costs from a private and social perspective. Hence, there is a need for mechanisms for forage allocation and incentives in order to attain a greater sustainable management and rationa-

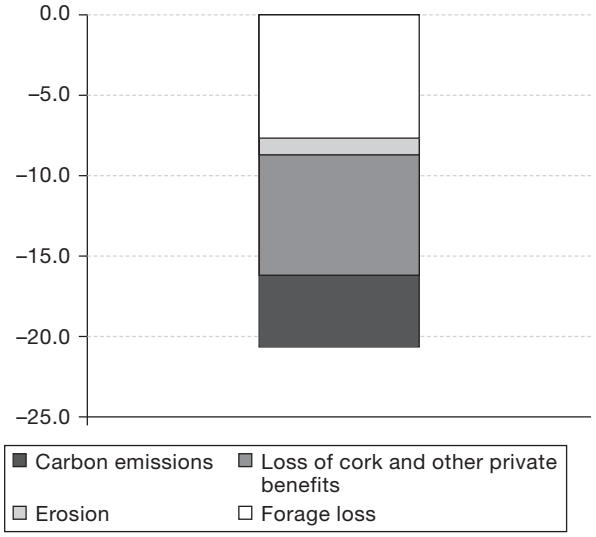


Figure 2. Degradation costs incurred by the current use (€ ha^{-1}).

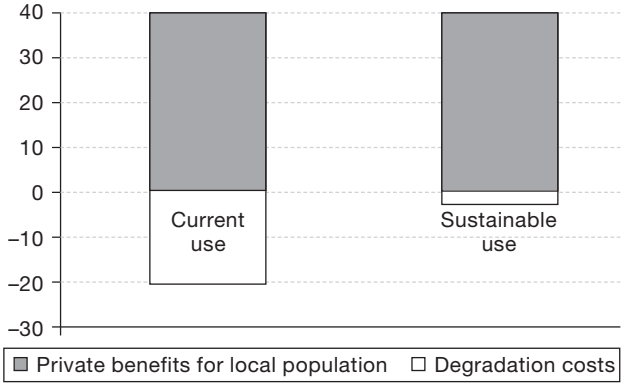


Figure 3. Comparison of private benefits and degradation costs between current and sustainable use (€ ha^{-1}).

lized local usage. The public owner and society will be better off due to avoided higher costs of degradation from current practice, and farmers will gain more profit from sustainable use (Fig. 3).

Bou Hertna and Marguellil watershed investment case studies

In the case studies carried out for analyzing the integrated watershed investment projects in Bou Hertma and Marguellil, a CBA exercise has been organized in four steps (detailed information on data and methods are presented in Cesaro *et al.*, 1998):

(i) Financial Analysis (FA) where monetary flows of expenditures and revenues alone, were taken into account. Prices were those observed in the market.

(ii) Conventional Economic Analysis (CEA) where market prices of costs and benefits items were adjusted by means of conversion factors to reflect the true value of resources, therefore eliminating market failures (monopolies, etc.) and transfer payments (taxes, etc.).

(iii) Extended Economic Analysis II (EEA) where on-site and off-site effects, internal and external to the market (intangibles, public goods, etc.) enter the CBA. Economic valuation techniques used for this purpose were based on indirect market effects, such as the productivity change down the watershed; non-market values have been estimated using consumer surplus measures, *i.e.* with methods such as Travel Cost and Contingent Valuation.

(iv) Socio-Economic Analysis (SEA) where, first, the previous costs and benefits were assigned to the various social groups and, second, weighted according to «utilities». Undoubtedly, this is the most critical and controversial step both from the theoretical and practical point of view. Far from representing a specific step (or extension) of CBA, SEA is rather a way of attempting a «social» analysis of the projects' gains and losses that could be done at each step of the CBA.

Crossing impacts effects with their financial/economic consequences,Table 1 shows how physical and economic aspects interact giving rise to the various possible steps of the CBA procedure.

The framework proposed therefore attempts to organise the CBA procedure in such a way that analysts and decision-makers can be constantly informed and

Table 1. Investment effects, financial/economic consequences and CBA steps

Effects	Financial Analysis (FA)	Conventional Economic Analysis (CEA)	Extended Economic Analysis (EEA)	Socio-Economic Analysis (SEA)
On site (for the residents)	*	*	*	*
Off site (external to the watershed)	—	—	*	*
Market	*	*	*	*
Non market	—	—	*	*
Redistribution among stakeholders	—	—	—	*

Table 2. Bou Hertma watershed: components and relative quantities and investment values

Components	Area (ha)	Investment costs (€ ha^{-1})	Total costs (1,000 €)
Pine plantation for wood production	434	2,780	1,207
Plantations with mixed sp. for soil protection	190	1,642	323
Cork oak regeneration	837	290	244
Grazing land amelioration	1,017	2,447	2,488
Meadow management	110	1,559	172
Management of existing forests	685	424	290
Soil stabilization	280	660	185
Pine forests thinning	939	192	180
Forest roads construction	44*	18,000*	792
NWFPs	2,461		
Total		0	5,868

* Data related to 1 km.

aware of the type of impacts, effects and valuation techniques and the increasing complexity and controversy arising as they move from financial to economic *latu sensu* and social analysis modules. In this way the CBA objective function is gradually extended to include measure of social welfare gain towards an assessment of the Total Economic Value of watershed resources, products and services.

As shown by Table 2, the Bou Hertma investment included ten components, mainly concerned with forestry and rangeland improvements, each having an investment period of 2-3 years. The area on which the actions were carried out covers 4,532 ha, *i.e.* about 13.5% of the total surface of the watershed. The cost investment amounts to around US$ 26.5 million.

The Marguellil watershed covers about 154,000 ha, being closed in the lower part by a dam creating a reservoir of about 78 millions m^3. Sedimentation of the reservoirs is one of the most relevant problems. Erosive processes, similarly to many other parts of Tunisia and of the Mediterranean basin, are clearly evident, affecting 75% of the watershed agricultural land which must be therefore carefully protected, and this explains why most of the actions consist of soil and water conservation (Table 3). The intervention area covered 40,000 ha of highly erosive soil, and represented about 25% of the total watershed area.

Identification, quantification and monetary valuation of the various effects are outlined in Table 4, where this process is closely linked to the analyst/decision maker's objective function, and therefore to the CBA steps.

On each step of analysis the NPV and the Internal Rate of Return (IRR) have been calculated. Table 5 shows how passing from financial (FA) to economic (CEA,

Table 3. Marguellil watershed: components and relative quantities and investment values

Components	Area (ha)	Investment costs (€ ha^{-1})	Total costs (1,000 €)
Terracing	7,500	448	3,356
Stone lives *Cordons*	4,000	600	2,400
Tree basins *Couvettes*	3,000	168	504
Fruit trees plantations	2,960	936	2,771
Forage trees plantations	6,000	948	4,824
Range improvement	10,000	235	8,040
Protective plantations	6,000	804	4,824
Small reservoirs	4*	180,000	720
Landslide fixation	172,000**	21.6	3,715
River management	70,000**	75.6	5,292
Total			36,446

* Data are related to one reservoir. ** Data are related to cubic meters.

Table 4. Valuation approaches implemented in the CBA of Bou Hertma and Marguellil watersheds

CBA steps	Effects	Valuation	Objective functions
FA	— Agricultural and forest products (wood and non-wood)	Market prices of inputs and outputs	Net financial revenue
CEA	— Agricultural and forest products (wood and non-wood)	Use of specific conversion factors to adjust market prices	Adjusted economic net revenue
EEA	— Erosion — Water availability (reduced siltation) — Flooding occurrence	Modified Universal Soil Loss Equation used in a Geographical Information System in order to forecast erosion, flooding and consequent agricultural production levels	Extended adjusted net revenue
	— Improved rural access due to road building*	Lower costs of access to market and social services	
	— Development of hunting*	Sale of shooting permits	
	— Damages from flooding**	Damages to agriculture, infrastructures and houses	
	— Tourism & outdoor recreation*	Number of visits* (average unit value-Benefit transfer approach)	Extended adjusted net revenue
	— Climate stabilization*	Carbon fixation* (average unit value-Benefit transfer approach)	Welfare gain
	— Water table recharge**	Water supply for irrigation and hence greater agricultural production	
SEA	— Distribution	Three social groups: natives living in the action's area (weight: 1.5), farmers in the watershed (weight: 1.15) and the rest of the population (weight: 1.0)	Extended adjusted net welfare gain (including distribution)

* Effects calculated only for the Bou Hertma watershed. ** Effects calculated only for the Marguellil watershed.

EEA) and social CBA (SEA), the IRR indicators for the whole project increase from 9.2% to 21.4%. FA and CEA show results comparable to those of similar investments in other Mediterranean countries. EEA analysis improves the IRR to over 19%. Taking account of welfare per income groups, SEA increases the IRR to 23%. The NPV also shows similar trends. One can therefore argue, rather soundly, that accounting for off-site, non market and social costs and benefits (*i.e.* EEA and SEA) certainly shows a remarkable additional welfare gain of the watershed projects and an overall high profitability.

Table 5. Main results of CBA application

	Watershed	NPV (1,000 $S)	IRR
FA	Bou Hertma	1,186,039	12.7%
	Marguellil	–1,435,617	9.2%
	Total	–249,578	9.9%
CEA	Bou Hertma	4,623,708	19.9%
	Marguellil	5,784,849	13.9%
	Total	10,408,557	15.4%
EEA	Bou Hertma	6,231,660	23.3%
	Marguellil	10,534,898	17.6%
	Total	16,776,558	19.1%
SEA	Bou Hertma	9,325,018	28.0%
	Marguellil	22,474,503	21.6%
	Total	31,799,521	23.1%

How to fill the gap between private profitability and public utility: the role of payments for watershed services

Usually, public intervention to promote watershed conservation is based on the idea of integrated management projects with a combination of participatory approaches, direct public investments in infrastructures, subsidies for adopting conservation measures, enforcements of some limitations in land use, and income creation investments (Pswarayi-Riddihough, 2002). Experiences gained in integrated watershed conservation

projects developed in Morocco, Egypt and Tunisia show the effectiveness of subsidies for intensive livestock breeding, introducing new agro-forestry systems, converting croplands to pastoral lands, with compensations to local population for prohibiting access to new plantations and limiting the use of degraded pastoral land.

Besides these traditional instruments, a growing interest is characterizing the introduction of market-based payments by off-site beneficiaries for environmental services associated to watershed conservation projects, namely: carbon sequestration, biodiversity protection and water provision. In the Mediterranean region there are positive examples of carbon sequestration and biodiversity protection payment systems[1], while for water provision there is no evidence of well established and fully operational initiatives. This is quite an un-explicable development, being water provision a key service: both tap and irrigation water represent a strategic development factor for the region.

Looking at the experiences gained in other regions (Perrot-Maître and Davis, 2001) different types of market-based payments for water provision services can be implemented based on voluntary contractual arrangements, i.*e.* on direct negotiations between water users and landowners, with direct payments for management practices that protect water quality or the trade of «credits» between companies and landowners for respecting the requirements on water use or pollution limits. In the following pages, after summarizing the main theoretical issues under discussion, we try to understand the underling causes of successful systems of payments for water provision services looking at the experiences in six case-studies.

General issues related to the establishment of payments systems for watershed services

It is generally accepted that land use decisions can affect the provision of watershed environmental services, although there is sometimes disagreement about the extent and nature of the effects (Calder, 2000; Donovan, 2007). However, managing land and water interactions is difficult because of the public good characteristic of watershed services: usually costs of watershed interventions are supported by private owners in upstream areas, while benefits for water capacity (*i.e.* irrigation and drinkable water) profit the farmers and the population in downstream areas. However, there is also a problem of measurability of land use effects at different scales: the impacts of land uses on the flow and stocks of water, sediments, nutrients, organic matter and pathogens are not always easily measurable, specially for large scale basins (FAO, 2000). Water users have little incentive to pay for improved watershed services provision if they cannot exclude non-payers from enjoying these benefits (Pagiola *et al*., 2002). Indeed, changes on the part of one upstream land owner or user aimed at improving a habitat or reducing erosion in a watershed are unlikely to be sufficient to provide these environmental services, unless the owner or user controls a large proportion of the land and water resources for the services provision. This means that considering change at a landscape level is as important as it is at the scale of the individual owner or user. It also means that the effectiveness of any given changes may depend critically on coordinating the actions of a number of producers (FAO, 2007) and this has lead to high transaction costs of establishing payment for watershed services (PWS) (Pagiola *et al.,* 2005). This situation is exacerbated by the fact that most PWS involve a large number of smallholder farmers.

The implications of excessive transaction costs are that markets are thin or fail if prohibitivelyhigh costs prevent exchange. This link between transaction costs and the emergence of institutions has long been recognized in the theory of institutional economics (Coase, 1937; North, 1990; Williamson, 1981). Two major categories of transaction costs can pose major obstacles to functional markets for environmental services: negotiation costs and enforcement costs. Negotiation costs include the time, social and financial costs of organizing buyers and sellers into operating units, as well as the costs of establishing contact, preparing the necessary documentation, and negotiation between buyers and sellers. Enforcement costs include the costs of monitoring and enforcement of contracts between buyers and sellers, and among groups of buyers and sellers,

[1] See some projects in Morocco and Tunisia financed by the Global Environmental Facility for wild fauna and flora protection; seven afforestation and reforestation projects under the Clean Development Mechanism are recently registered in the Med-MENA region and project ideas under the Global Forest Carbon Mechanism are also developed in some Med-MENA countries for emissions reductions through reduced deforestation and forest degradation investments.

the costs of internal and external auditing and, when needed, of certification (Swallow *et al.,* 2005).

In circumstance of excessive transaction costs informal and formal institutions are necessary for individual and collective pursuits and influence economic and environmental outcomes. Institutions matter because they contribute to solve problems of coordination of agents' plans; help to promote cooperative behaviour and overcome opportunism; make agents internalize externalities, reduce uncertainty and support the formation of social capital and of a historical experience of collective action which, in turn, positively affect the likelihood to credibly commit in cooperative strategies (Gagliardi, 2008).

Another area where institutions could play a great role is in property rights assignment and enforcement. Well-defined land and resource tenure are at the foundation of payment schemes (Pagiola *et al*., 2002). Tenure issues need to be taken into account for property rights to effectively support a payment scheme for watershed services. Hence, property rights must provide for more than the regulation of land ownership and include the natural resources that the land provides. Ensuring that property rights are clearly designated, whether through formal or customary law, is essential if payment schemes are to result in the anticipated incentives for watershed management. Property rights are found to be most valuable, and create the strongest incentives for resource management, when they are secure. Effective registration and administration of tenure rights is an instrument for clarifying rights among stakeholders. Moreover, environmental service mechanisms that link private purchasers with private or collective suppliers of those services are usually supported by an explicit contract that increases the accountability of the suppliers to the performance of agreed-upon actions. Contracts usually require that the environmental service providers have clear and secure rights to perform the agreed-upon actions on that land, like the standards approved by the Climate, Community and Biodiversity Alliance (CCBA, 2004). Farmers operating on plots without secure tenure tend to practice extractive short-duration agriculture, while farmers operating on plots with secure private title tend to practice complex multi-strata agroforestry systems. Even if laws are passed to define property rights over environmental services, the rights will not be effective property rights unless they are accompanied by effective enforcement. Enforcement can come from a range of international, state, local or customary institutions (Swallow *et al*., 2005).

Recently the role of social capital in the governance of collective resources such as natural resources has become a topic of widespread interest especially in development policy debates. It is increasingly agreed that customary institutions as a form of social capital matter in the management of collective resources as they provide structure and foster trust and norms of reciprocity for cooperation and coordinated actions. These institutions are the local equivalents of the rule of law as they are deeply tied to local notions of identity and social norms of cooperation. Social capital describes circumstances in which individuals can use membership in groups and networks to secure benefits. It is an attribute of an individual in a social context. One can acquire social capital through purposeful actions and can transform social capital into conventional economic gains. The ability to do so, however, depends on the nature of the social obligations, connections, and networks available (Sobel, 2002). The endowment of community social capital, which is often defined as trust, norms and networks facilitating cooperation and collective action (Putnam, 1993), is the prime aspect that plays a vital role in determining success or failure of management of collective actions (Dahal, 2008).

Payments for watershed services: lessons from six case studies

To analyze the role of property rights, social capital, transaction costs, and initiatives of the public sector institutions in PWS schemes, six case studies have been selected. The selection of the schemes was deliberately done to be two schemes from each Asia and South America. The schemes were chosen from the watershed market website (www.watershedmarkets.org) which comprises a description of more than fifty PWS schemes mainly in developing countries. Available published and un-published literature and direct interviews with the schemes project managers and FAO experts have been the main sources of information. In Box 1 a brief general description of each selected scheme is reported, while Table 6 presents a summary of the key factors to illustrate the six PWS schemes considered in the paper.

A key determinant in the successful establishment of PWS schemes considered in this study has been the presence of traditional institutions. For example, in Sumberjaya, two informal institutions, *gotong-royong* (labor sharing on common property) and *arisan* (capital sharing among community members) were instrumental

Box 1. The six case studies

Water Conservation Fund in Quito (Ecuador)

The experience of this trust fund has been considered of high interest for its institutional set up to collect funds from the buyers of watershed services. Moreover the scheme is known for the involvement of a number of institutions including bi-lateral donors. Relatively good informative materials are also available for this scheme (Echavarria, 2002; Espinosa, 2005).

Heredia Public Service Enterprise scheme (Costa Rica)

Costa Rica being one of the pioneer countries in developing payments for environmental schemes and known for its success in this regard, it was worth considering one scheme related to watershed conservation. This PWS scheme is mainly concerned with water quality and the need for regulating its flow. Moreover, the scheme has been developed for serving the city of Heredia, a case quite similar to that potentially found in many Mediterranean costal cities. Most of the relatively abundant literatures pertaining to this scheme is in Spanish (Echavarria, 2002; Redondo-Brenes and Welsh, 2006).

Sumberjaya scheme (Indonesia)

This is an interesting and unique experience among the PWS schemes so far. The farmers in this scheme are rewarded tenure rights for five years, with possibility of extension for 25 years in return for protecting the remaining forests in the area and as well as to exercise agroforestry practices in their coffee farms. In addition, relatively good published information is available regarding its institutional dimension (Arifin, 2005).

Maasin Watershed Reserve Forest scheme, Iloilo province, Panay Island (Philippines)

This scheme involves a number of institutions including different public sector agencies, NGOs, and others. Moreover the scheme is specifically dealing with water flow regulation and literature pertaining the scheme is relatively abundant and of good quality (Francisco and Salas, 2004).

Working for Wetland programme (South Africa)

The scheme is supporting the rehabilitation of wetlands based on biophysical characteristics of catchments areas with less regard paid to the land ownership. Direct payments for rehabilitation work are made on the basis of the selection of the best contractor bid. No much information is available on this as well as five other South African PWS initiatives that are in the planning stages (King *et al*., 2005).

Equitable Payment for Watershed Services scheme, Uluguru Mountains (Tanzania)

The scheme is one of the very few PWS implemented in Africa, but still in a pilot phase. The watershed has a crucial role in regulating the Ruvu river flow, the principal source of water for the city of Dar Es Salaam. Information from literature is relatively good, thanks also to the involvement of some international NGOs in the project (Lopa, 2009; CARE/WWF, 2007).

in facilitating the adoption of local PWS schemes. This was also the case in Maasin watershed scheme where, because of the existing social capital among the local people, their participation in the project was very high. These informal institutions help increase local participation and adoption of conservation measures as well as reduce the costs of transactions. Also the Tanzania case study confirms that social relationships and networks, able to share resources and risks and to enhance cooperative attitudes among local actors, facilitate the adoption of PWS schemes.

But bonding of social capital alone is not adequate for the sustainable functioning of PWS schemes. Rather a lot has to be done in bridging social capital since in most cases the interest of upland and lowland communities is conflicting. Recognizing this fact, it was outlined that bridging social capital is the next challenge of the Maasin watershed scheme. The Heredia Public Service Enterprise scheme is ahead of the other schemes in this regard as a result of which the socio-economic well being of both buyers and sellers is in much better condition. The role of education and environmental campaign was found to be important in this regard. In almost all the schemes there has been some practice of awareness creation and thereby strengthening the social capital in the respective places. However to make this environmental education programmes more effective, it is necessary to attach this campaigns with direct benefits to the learner in order to provide motivation to change.

Enabling policy environment appeared to be crucial for both tenure security and mobilizing resources for PWS schemes. The case studies show that major support for PWS usually come from dynamic and innovative leaders at both local and national levels who can act as champions for innovative approaches. For example, political willingness and support from the local government was a success factor in the Maasin watershed in the Philippines where the provincial governor and municipal mayor were champions of PWS, motivating local stakeholders and mobilizing finance for conservation efforts. This support was not only crucial to con-

Table 6. Summary of the major characteristics of the PWS schemes considered

Title	Maturity of initiative	Suppliers	Beneficiaries	System of payment	Transaction costs	Land tenure	Role of public sector
The Water Conservation Fund (Ecuador)	Contributions to the fund began in 2000 and financing of watershed protection projects in January 2002	Public reserve inhabited by local communities (sellers). Investment in watershed protection, initially in the Cayambe-Coca (400,000 ha) and Antisana Ecological Reserves (120,000 ha). The area is inhabited by 27,000 people distributed in small communities	Pooled demand from various users: water users in Quito and surrounding areas, including farmers, hydropower companies, industries, tourist operators and households	In 2005, the fund amounted to US$3 million. Annual expenditure is equivalent to the annual interest raised (12% in 2005 = US$ 360,000). Upstream farmers receive support for watershed protection programmes, but no direct cash payments	10-20% of total expenditure. The time scale for the negotiation process and capitalisation of the Trust Fund has been very long	Land holders never compensated for the loss of land titles	Buyer and Intermediary services
Heredia Public Service Enterprise scheme (Costa Rica)	Environmental fees charged since 2000 and payments to upstream landowners began in 2002	Private landowners (sellers) in the target areas (highest parts of the watershed and micro-basins of some rivers). Currently the programme covers 1,900 ha and involves 21 landowners	Private water utility company (through public concession) of the city of Heredia, on behalf of the end users	Direct negotiation and user fees. Since In April 2009 the annual payment was $132/ha. Until 2005 the scheme has invested about US$ 383,000	From very low to zero since the scheme is based on already existing institutional arrangements	Secured tenure as the contract is with private land owners	Regulator
Maasin Watershed Reserve Forest scheme (Philippines)	Rehabilitation work has been going on for decades	Farmers living within (or farming in) the watershed reserve, organized into the Maasin people federation. Currently 30% of the watershed is being used in farming	Metro Iloilo Water District is responsible for water supply to Iloilo city and three other towns plus 2,900 ha of irrigation. Currently 35% of the household water requirements of Iloilo City is met by the Maasin watershed	In-cash and in-kind: cash for reforestation labour costs and in-kind as stewards of the land for 25 years, renewable for another 25 years. US$ 1.4 million has been generated from different sources	No information is found on the level of transaction costs, but they are expected to be high given that the scheme has serious social costs	Aim to improve the tenure condition in the area	Buyer and Intermediary services
Sumberjaya scheme (Indonesia)	The scheme has been ongoing since 1998 and the first contracts were signed in 2000	Upstream communities wanting to access state-owned forestland classified as (watershed) Protection Forest. From around 40,000 ha of eligible land, sixteen farmer groups have been granted rights in the community forest programme	National government on behalf of water users in general, and of hydropower plants in particular, like the government-owned Way Besai Plant	In kind: legal permission to use state-owned protection forest, for a trial period of 5 years with the possibility of extension of 25 years	US$55 per household which amounts to more than half of the annual average income of the farmers in the area	Secured tenure is the reward for proper land use for a period of 5 years with the possibility of extension for 25 years	Buyer of PWS but nvolvement in the scheme is limited

Table 6 (cont.). Summary of the major characteristics of the PWS schemes considered

Title	Maturity of initiative	Suppliers	Beneficiaries	System of payment	Transaction costs	Land tenure	Role of public sector
Working for Wetland programme (South Africa)	Informally started in 2000 when the Working for Water program rehabilitated some wetlands. It became a separate program in 2001 and, in 2003, its management was taken over by the South African National Biodiversity Institute	The scheme is implementing 42 projects covering all the country, employing almost 1,700 people from the target population of poor and historically disadvantaged, and rehabilitating 157,000 square miles of degraded wetlands	Large amount of indirect beneficiaries (no precise data available)	The vast majority of scheme budget (67 million Rand) comes from the State Poverty Relief Fund. Some other funds come from international donors and conservation groups.	Payments are made on the basis of selection of the best contractors bid. Selection criteria are also connected to social criteria (women, youth and disabled employment)	Secured tenure as a pre-requisite for the contractor	Buyer (with other donors) of PWS, regulator and Intermediary services
Equitable Payment for Watershed Services scheme (Tanzania)	The scheme is in a pilot phase (2008-2011) implemented in the Kibungo sub-catchment, focusing on the Mfizigo River	The activities of the pilot phase involve 4 villages located south-east of the Uluguru Mountains with 4,860 people (substance farming) out of 51 villages with approx. 150,000 people of the potential suppliers	The watershed is regulating the Ruvu river, the main source of water for the city of Dar Es Salaam (4 million people) and of 80% of Tanzanian industries	The public water utility DAWASCO (Dar es Salaam Water Supply and Sewerage Corporate) and the private company Coca Cola KL to which DAWASCO supplies water have agreed to contribute 100,000 and 200,000 US$ respectively to cover, over the pilot period, the costs of the improved practices by local farmers	Being in the pilot phase, transaction costs are still not clear	Land users without formal land property rights but compensa ted through the village authorities	Participa-tion to the an Intermedia-te Group with other institutions and NGOs to regulate the scheme

solidate local efforts towards PWS, but also instrumental in designing acceptable watershed protection fees to be paid by watershed service beneficiaries in the area. In addition to the role of governments as buyers of environmental services, like in the South Africa case study, participation in PWS could be enhanced through enabling policy support, and financial and technical assistance. The role of national governments will be more relevant when it leads to create the necessary legal framework for PWS schemes, and if sufficient governmental institutions are present, property rights can be clearly assigned and enforced as in the case of Costa Rica and South Africa schemes. Equally important is cooperation between other relevant institutions towards the shared objectives of enhancing environmental service markets and conservation, as in the Tanzanian Equitable Payment for Watershed Services scheme. Since partnerships between private and civil society institutions are relatively uncommon, a more coordinated and integrated approach helps efforts toward addressing poverty-related environmental degradation and comprehensive natural resource management.

However the public sectors were not the ultimate source of success for these schemes and it was not without limitations. Water utilities that belong to the public sector depend on political issues, which can easily change with different administrations threatening the long term sustainability of the initiatives. In the Water Conservation Fund in Quito for example on the past eight years, the city leadership had changed three times which required investing in lobbying the new mayor to continue honouring this contract. Problems pertaining the amount and duration of disbursement of funds were also observed in some of the schemes.

The role of intermediary organizations appeared to be vital to link service producers and buyers as well as

reducing the costs of transaction. The findings from most of the schemes shows that awareness of environmental services and even willingness to pay for environmental services rose through the concerted efforts of environmental Non-Governmental Organizations (NGOs). These organizations can mobilize and assist communities in crafting rules and regulations at the local level. The role of NGOs was apparent in many cases, especially in raising awareness among stakeholders. In the Maasin watershed in the Philippines, NGOs helped in community mobilization, organization build up, data collection, conflict resolution, and execution of environmental activities compatible with the PWS scheme in the watershed. The same situation was observed in the Water Conservation Fund and the Sumberjaya case study. This significant involvement of NGOs in most of the schemes considered is an important indicator of institutional shift away from the public sector which resulted in an increasing role for NGOs in providing public goods. In practice the international lenders have focused more on helping the private sector in order to avoid government corruption and misuse of development aid as well as refusal to accommodate donor needs.

The available literature pinpoint the importance of secured tenure rights for the successful functioning of PWS schemes as they require for land use changes contractual agreements with long term commitments. But the result of the cases examined is a mixed one. While the Heredia Public Service Enterprise scheme has benefited a lot from the secured land tenure of farmers, in the other schemes the link is the other way round in that the PWS schemes help strengthen land rights. In the Sumberjaya scheme, for example, farmers were allowed to obtain land tenure in return for protecting the remaining forest and planting trees in their coffee farms for a trial period of 5 years with the possibility of extension for 25 years. On the other hand, PWS have also threatened the property rights of poor and marginalised populations. This was the case in the Water Conservation Fund in Quito where the original landowners were never compensated for their loss of land title needs.

In the Tanzanian case study the contractual framework under which soil conservation practices are adopted involves the aggregation of land-owners and disbursement of in-kind payments by village authorities, to avoid the higher costs of contracting individual land-owners. Also, since the land is public, farmers do not have land entitlements, while the village authorities manage the land on behalf of central government and are entitled to enter into such contracts. A participatory approach is adopted in order to ensure the sustainability of the PWS programme. An Intermediary Group has been created involving the members from key sectors with a stake in forestry and water resources, particularly the Ministry of Water and the Wami-Ruvu Basin Water Office, local communities, private companies as well as the civil society organizations. This body will oversee the programme implementation, mobilize farmers, identify the institutions devoted to collect and distribute the payments to farmers, and lead the scaling up and replication of the scheme into other watersheds across Tanzania. These experiences shows that the implementation of PWS schemes can contribute to the creation of new property rights: PWS arrangements assumes that land users have the right to use the land as they want and if others do not like the negative externalities deriving from the on-going practices, they must pay the land user to change his or her land management systems.

Consistent with the theory which states that transaction costs are highest when there are multiple, small scale service providers and users, the transaction costs for Heredia Public Service Enterprise scheme were almost zero as it involves few large holder farmers while the situation in the Sumberjaya scheme was the contrary. The transaction costs in Sumberjaya were more than half of their average annual income of rural households in the province. In such circumstances institutional innovations are very important to reduce these costs but also to make the PWS schemes pro-poor as the transaction costs will be more severe for the poor in particular. Positive transaction costs determine the pattern and degree of ownership and thereby wealth distribution and as a result equitable distribution of resource allocation. Clearly assigning property rights is one area of institutional innovation to reduce transaction costs when they are high. Other areas where institutional innovations are needed include building social capital and the correct functioning of intermediaries. Without intermediaries, the potential of PWS at many of these sites and in developing countries in general would be probably not realized, at least in the short-run.

Discussion

With the three cases studies in Tunisia presented in this paper it was clearly stated that there is a conflict among sustainable use of forests and private income

demanding some kind of compensation for those farmers adopting sustainable land use practices. In this regard payments for environmental services in general and PWS could be of great importance in solving this conflict. However, these payments do not need to be necessarily in cash. It is important to use all forms of incentives possible to encourage sustainable management and use of forests. For example, in Ain Snoussi, forest resources control is shared by the Tunisian State and local inhabitants. The State property rights are therefore incomplete. Available literature emphasizes that in such cases where there is no secure property rights over an asset and/or a resource, farmers tend to maximize their short term benefits which in turn results in unsustainable use of natural resources. The case of Ain Snoussi forests could be a good example for such an argument where the farmers are mainly interested in maximizing current commercial income. This has again resulted in the steady degradation of forests that is accompanied by negative impacts on off-site beneficiaries of environmental services. In this regard sustainable use of the forest could be encouraged by, for example, assigning conditional incentives for those who applied sustainable practices. The experience of the Sumberjaya scheme in Indonesia could be a good lesson.

Insufficient enforcement of existing rules was also outlined to be another factor that contributed for the misuse of forests in Tunisia. However it is well recognised that without sufficient enforcement, laws by themselves cannot yield efficient outcomes. From the Maasin watershed scheme of Phillipines it can be learnt that enforcement of laws and regulations for conservation should be accompanied by a concerted activity of mobilizing both the on-site and off-site forest dwellers. Daly-Hassen *et al.* (2009) have stated that the local population is in fact little concerned with forest conservation or management decisions. In recent decades, the forest administration has focused on greater involvement of local inhabitants in forest development plans. This new approach began with the creation of forest associations. These associations can serve for both building and bridging social capital among the forest dwellers and thus ease understanding among on-site and off-site beneficiaries. They can be especially helpful to implement local development plans for improving crop lands and scrublands productivities and introducing alternative activities such as milk and cheese production for greater income generation. However, these incentives should be conditional with the control of forest resources allocation such as distance from markets, access conditions, season of use, livestock species, etc. and the promotion of the sustainable management. From the analysis of the experiences of the PWS presented in this paper, it was observed that NGOs were behind the success story of almost all of the schemes considered. In Tunisia NGOs are already well introduced and this is a positive factor for PWS development. The NGOs could be even instrumental in generating donor funding as they are in a better position to attract more funds than the inefficient State bureaucrats. It is also important to recognize the role of such measures in reducing transaction costs for future implementation of similar projects.

Conclusions

Accounting for off-site, non market and social costs and benefits of Mediterranean watershed protection projects shows a remarkable high profitability. Introducing systems of payments for the environmental services can cover the gap existing between local land users' profitability and public gain deriving from sound watershed conservation practices. Developing financing arrangements that can put in practice the principle «beneficiary pays» can help not only to preserve water supply services, but also to contribute to biodiversity, climate change, and income generation goals, particularly for poor, forest dependent people. However, the setting up of institutions governing the interaction among various stakeholders involved in watershed management and establishing payment transfers for providers or sellers of the services face serious complexities. Under such institutional arrangements, potential transaction costs to organize and control the payment transfers can be extremely high, especially when there are multiple, small scale service providers and users, as it frequently happens in the Mediterranean region. In such circumstances clearly assigning land property rights is one area of institutional innovation to reduce transaction costs, while building social capital and the use of intermediary agencies can facilitate the running of equitable and efficient PWS schemes.

Acknowledgements

Case study analysis and interviews related to the schemes for payments of watershed services have been

possible thanks to support and assistance given by FAO. We are particularly indebted with M. Boscolo, B. Neves, C.T.S. Nair, and J. Gault from FAO headquarters in Rome, and to L. Gómez, D. Lopa, J. Salas from the schemes implemented in different countries for providing relevant information and invaluable comments for the preparation of the paper.

References

ARIFIN B., 2005. Institutional constraints and opportunities for developing environmental service markets: lessons from institutional studies on RUPES in Indonesia. World Agroforestry Centre (ICRAF), Indonesia.

CAMPOS P., DALY-HASSEN H., OVANDO-POL P., 2007. Cork oak forest management in Spain and Tunisia: two case studies of two case studies of conflicts between sustainability and private income. International Forestry Review 9(2), 610-626.

CESARO L., CISTULLI V., MERLO M., PETTENELLA D., 1998. Un'analisi costi-benefici «scalare» di investimenti forestali e di conservazione dei suoli e delle risorse idriche. Un'applicazione nel Bacino Mediterraneo. Rivista di Economia Agraria 52(1-2), 61-89.

COASE R., 1998. The new institutional economics. The American Economic Review 88(2).

CALDER I., 2000. Land use impacts on water resources. Land-water linkages in rural watersheds. FAO Background Paper 1.

CARE/WWF, 2007. Hydrologic and land use/cover change analysis for the Ruvu River (Uluguru) and Sigi River (East Usambara) watersheds. Equitable Payment for Watershed Projects, Dar es Salaam.

CLIMATE, COMMUNITY AND BIODIVERSITY ALLIANCE, 2004. Climate, community and biodiversity design standards. CCBA Washington DC (www.climate-standards.org).

DALY-HASSEN H., 2007. Valuing cork oak forests in Tunisia: comparing private and social benefits. EFIMED first annual meeting, 26-27 October 2007, Palencia.

DALY-HASSEN H., CAMPOS P.P., OVANDO P.P., 2009. Economic analysis of cork oak woodland natural regeneration in the region of Ain Snoussi, Tunisia. In: Cork oak woodlands and cork industry: present, past and future (Zapata B., ed). Girona, Museu del Suro de Palafrugell.

DAHAL G.R., ADHIKARI K.P., 2008. Bridging, linking and bonding social capital in collective action: the case of Kalahan Forest Reserve in the Philippines. CAPRi Working Paper (79) (http://ideas.repec.org/p/fpr/worpps/79.html)

DONOVAN D.G., 2007. Water, forests and the World Water Development Report. Unasylva 58(229), 62-63.

ECHAVARRÍA M., 2002. Financing watershed conservation: the FONAG Water Fund in Quito. In: Selling forest environmental services. Market-based mechanisms for conservation and development (Pagiola S., Bishop J., Landell-Mills N., eds). Earthscan Publications, London.

ESPINOSA C., 2005, Payment for water-based environmental services: Ecuador's experiences, lessons learned and ways forward. IUCN Water, Nature and Economics Technical Paper 2.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS, 2006. The new generation of watershed management programmes and projects. FAO Forestry Paper 150.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS, 2007. The state of food and agriculture: paying farmers for environmental services. FAO, Rome.

FRANCISCO H.A., SALAS J.C., 2004. Realities of watershed management in the Philippines: the case of the Iloilo-Maasin watershed. Philippine Institute of Development Studies Discussion Paper 22.

GAGLIARDI F., 2008. Institutions and economic change: a critical survey of the new institutional approaches and empirical evidence. The Journal of Socio-Economics 37, 416-443.

GREGERSEN H., CONTRERAS A., 1979. Economic analysis of forestry projects impacts. FAO Forestry Paper 17.

GREGERSEN H., CONTRERAS A., 1992. Economic assessment of forestry project impacts. FAO Forestry Paper 106.

GREGERSEN H., BROOKS K.N., DIXON J.A., HAMILTON L.S., 1987. Guidelines for economic appraisal of watershed management projects. FAO Conservation Guide 16.

JOHANSSON P.O., 1993. Cost-benefit analysis of environmental change. Cambridge University Press.

KING N., DAMON M., FORSYTH G., 2005. An inventory of current ecosystem service payments, markets, and capacity building in South Africa. Forest Trends, Washington DC.

LACIRIGNOLA C., HAMDY A., 1995. Land and water resources management in Mediterranean countries. Medit (1), 31-32.

LITTLE I., MIRRLEES J., 1974. Project appraisal and planning for the developing countries. Heineman, London.

LOPA D., 2009. Equitable Payment for Watershed Services (EPWS): sharing and supporting initiatives. A CARE/WWF Programme. SARD-M Annual Meeting at FAO, Rome. 15-16 April, 2009.

OECD, 1985. Management of water projects. OECD Publications, Paris.

OECD, 1986. The public management of forestry projects. OECD Publications, Paris.

NORTH D., 1991. Institutions. Journal of Economic Perspectives 5(1), 97-112.

PAGIOLA S., BISHOP J., LANDELL-MILLS N., 2002. Market-based mechanisms for conservation and development. In: Selling forest environmental services. Market-based mechanisms for conservation and development (Pagiola S., Bishop J., Landell-Mills N., eds). Earthscan Publications, London.

PERMAN R., MA Y., MCGILVRAY J., COMMON M., 2003. Natural resource and environmental economics. Pearson, Addison Wesley, Harlow.

PERROT-MAITRE D., DAVIS P., 2001. Case studies: developing markets for water services from forests. Forest Trends, Washington DC (http://www.forest-trends.org).

PSWARAYI-RIDDIHOUGH I., 2002. Forestry in the Middle East and North Africa. An implementation review. World Bank Technical Papers, Forestry Series 521.

PUTNAM R.D., 1993. Making democracy work: civic traditions in modern Italy. Princeton University Press, New Jersey.

RAY A., 1990. Cost benefit analysis. Issue and methodologies. The World Bank, Washington DC.

REDONDO-BRENES A., WELSH K., 2006. Payment for hydrological environmental services in Costa Rica: the Procuencas Case Study. Tropical Resource Bulletin 25.

SOBEL J., 2002. Can we trust social capital? Journal of Economic Literature 40(1), 139-154.

SWALLOW B., MEINZEN-DICK R., VAN NOORDWIJK M., 2005. Localizing demand and supply of environmental services: Interaction with property rights, collective action and the welfare of the people. CAPRi working paper 42. (http://www.worldagroforestrycentre.org/sea/Publications/files/workingpaper/WP0054-05.PDF)

WATT G.R., 1973. The planning and evaluation of forestry projects. Commonwealth Forestry Institute, University of Oxford.

Williamson O.E., 1981.The economics of organization: the transaction cost approach. American Journal of Sociology 87(3), 548-77.

Chapter 17

Ecoregional Planning for Biodiversity Conservation

Nora Berrahmouni, Pedro Regato, Mohammed Ellatifi, Hamed Daly-Hassen, Miguel Bugalho, Sahraoui Bensaid, Mario Díaz, and James Aronson

Under Annex I of the European Union (EU) Habitats Directive, cork oak woodlands and the cultural landscapes in which they occur are recognized as having high biodiversity and therefore as being important to conserve (see Color Plates 4a and 9). But what does this mean, and what should be done about it in a rapidly changing and increasingly complex world? The ecoregional conservation or ecosystem approach, adopted by the Convention on Biological Diversity (CBD) in 2000 and endorsed by the World Summit on Sustainable Development in 2002, can help to achieve this goal. Ecoregion conservation is a strategy originally developed by the World Wide Fund for Nature (WWF, also known as the World Wildlife Fund) that aims to conserve the species, habitats, and ecological processes in representative "functional landscapes," a term for large territorial units used by the International Union for Conservation of Nature (IUCN), WWF, The Nature Conservancy, and other conservation organizations. In practice, this means seeking to reconcile biodiversity protection with sustainable activities that allow people to continue making a living while maintaining environmentally robust and resilient conditions at the landscape scale. In this chapter we look more closely at how this can be achieved specifically for cork oak landscapes.

Biodiversity Value and Ecosystem Services

As a direct result of human management, functional cork oak landscapes present a wide array of forest or woodland, shrubland, and open habitat components. These tapestry-like cultural landscapes are biologically rich, even by Mediterranean standards, and home to many rare, endemic, and endangered

species. For one thing, open patches in cork oak woodlands are unusually rich in vascular plant species (see Chapter 3 and Box 3.1). Díaz-Villa et al. (2003) recorded 135 species on a 0.1-hectare plot in a cork oak woodland in Andalusia, one of the highest known plant diversities in the world at this scale. To cite just one example related to woody plants, the Sicilian zelkova (*Zelkova sicula*, Ulmaceae) is a small deciduous tree or large shrub found only in one relictual, recently discovered population of 200–250 small individuals in the cork oak woodlands close to the town of Syracuse, in southeastern Sicily (Fineschi et al. 2004). Like the other Mediterranean endemic in the genus, *Z. abelicea*, which is only found in Crete, *Z. sicula* is included in the IUCN Red List of endangered species.

For animals, the story is perhaps even more compelling. Throughout the Iberian Peninsula, for example, cork oak landscapes provide habitat for the few remaining populations of the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*; see Color Plate 9a) and many large resident and migratory birds, including the few remaining pairs of Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*), black vulture (*Aegypius monachus*), and black stork (*Ciconia nigra*), as well as 60,000 to 70,000 wintering common cranes. In North Africa, the highly endangered Barbary deer (*Cervus elaphus barbarus*), the last surviving African deer, is currently found only in the cork oak woodlands on either side of the border between Tunisia and Algeria (see Color Plate 9b).

Cork oak woodlands also harbor nearly a hundred other animal species, listed in the annexes of the EU Habitats and Birds Directives, including species that are only rarely found elsewhere (Box 17.1). For example, the Maamora forest of Morocco is the home of at least 160 bird species (Thevenot et al. 2003). In addition, cork oak woodlands host a large number of migratory and wintering birds from northern Europe. They also support more diverse communities of herbaceous plants, butterflies, and passerines than nearby dense woodlands, grasslands, or arable areas (Díaz et al. 1997; Díaz 2008).

In addition to supporting biodiversity, cork oak woodlands provide important ecosystem services in all four of the categories established by the Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005b), as shown in Table 17.1.

Challenges for Conservation

Despite all the services they provide, the current status of cork oak woodlands is alarming. In North Africa, cork oak woodland cover has decreased in the twentieth century, whereas in southern Europe (except for France) it has increased because of new plantations (see Figure 1.2). Globally, cork oak

Box 17.1. Animal Communities

Mario Díaz

Forests and woodlands are more than groups of trees. Hundreds of plant species interact with thousands of animal species and the environment, giving rise to forest structure and function. Some species or species groups of animals are known to have prominent roles in the regeneration cycle of oaks as herbivores or seed dispersers, and they respond to disturbances, such as fire, fragmentation, or forest clearing, in specific ways and depend on cork oak forests for their long-term survival. Patterns of distribution and abundance of these species are thus causally linked to the function and conservation of cork oak forests.

Herbivores and seed dispersers influence the long-term dynamics of oak forests by increasing or decreasing the natural recruitment of oak populations (Pulido and Díaz 2005b). Herbivores and granivores, such as caterpillars (several species of butterflies and moths, especially *Tortrix* spp., *Catocala* spp., and *Malacosoma neustria*); ungulates, such as wild boars and deer (*Cervus elaphus* and *Capreolus capreolus*); and predispersal and postdispersal acorn predators, such as weevils (*Curculio* spp.), moths (*Cydia* spp.), and woodpigeons, reduce the reproductive potential of individual oaks. Acorn dispersers, on the other hand, move and hide acorns far from the mother plants, increasing their probability of successful establishment. Prominent seed dispersers of cork oaks are European jays (Pons and Pausas 2007c), several mice species, such as wood mice (*Apodemus sylvaticus*) and Algerian mice (*Mus spretus*) (Pons and Pausas 2007a), and one species of dung beetle (*Thorectes lusitanicus*) (Pérez-Ramos et al. 2007). Seed dispersers of cork oaks are also seed predators that hoard acorns for future consumption; they act as dispersers if some hoarded acorns are not recovered (or pilfered) or if acorn cotyledons are recovered after seedling emergence and seedlings survive after cotyledon removal (Sonesson 1994).

Oak forest disturbance has strong effects on several animal groups. Fire favors open-habitat species of birds and small mammals, such as black wheatears (*Oenanthe leucura*) and Algerian mice. These species are then replaced by shrub specialists, such as small *Sylvia* warblers (*S. undata*, *S. melanocephala*) and wood mice. As the forest develops, larger carnivorous mammals, such as genets (*Genetta genetta*), and forest birds, such as tits (*Parus* spp.) and chaffinches (*Fringilla coelebs*), occupy cork oak stands after the next fire (Prodon et al. 1984; Real 2000; Torre and Díaz 2004; Díaz et al. 2005). From a biogeographic perspective, Mediterranean species linked to open and shrubby habitats are replaced by Eurosiberian species as forest develops (Blondel and Farré 1988). Fragmentation reduces bird and small mammal species richness, favoring generalist species, such as

Box 17.1. Continued

mice or some finches, against forest specialists, such as tits, warblers, and some shrews (Santos and Tellería 1998). Finally, forest clearing and shrub removal for creation and maintenance of *dehesas* tend to increase species richness of butterflies and passerine birds, as well as total species richness, by promoting the coexistence on narrow spatial scales of species linked to both forest and open habitats (Tellería 2001; Díaz et al. 2003; Díaz 2008).

Last but not least, cork oak forests harbor many animals that are protected under the Birds and Habitats Directives of the European Union, including nearly a hundred species in the Iberian Peninsula alone (Díaz et al. 2006). Some small species are found nearly exclusively in cork oak forests, such as the large spider (*Macrothele calpeiana*) (Calante and Verdú 2000), the northward-expanding white-rumped swift (*Apus caffer*) (Martí and del Moral 2003), and relict sedentary populations of blackcaps (*Sylvia atricapilla*) (Pérez-Tris et al. 2004). Large species of conservation concern, such as black vultures, Spanish imperial eagles, and Iberian lynxes, tend to use large undisturbed oak forest patches and patches of other forest types to nest or rest, whereas they depend on nearby open habitats, such as *dehesas* and grasslands, as hunting grounds (Carrete and Donázar 2005). Overall, very few of these species depend exclusively on cork oak forest; rather, they use mosaic landscapes where undisturbed forest and open habitats coexist at several spatial scales (Díaz et al. 2003, 2006).

TABLE 17.1.

Ecosystem services of cork oak woodlands according to the terminology of the Millennium Ecosystem Assessment.

Service	Description	Examples
Provisioning	Products obtained from ecosystems	Food (acorns), fodder, firewood, cork, other nontimber forest products
Regulating	Benefits obtained from regulation of ecosystem processes	Soil conservation, water retention, watershed protection, erosion control, fire risk prevention, carbon sequestration
Cultural	Nonmaterial benefits obtained from ecosystems	Cultural heritage (landscape amenity), recreation, tourism
Supporting	Services necessary for the production of all other ecosystem services	Soil formation, nutrient cycling, primary production

Source: MA (2005b).

woodland health and resilience have decreased, and cork oak populations are aging because of a lack of natural regeneration (see Chapters 10 and 20).

In North Africa, almost all cork oak woodlands are state owned and managed by forestry directorates. Governance problems and unfair conditions, in terms of commercial rights and access to the forest products for local communities, are to blame for degradation. At present, although local communities benefit from the use of products and services for subsistence and, in most cases, through informal markets (i.e., access to grazing and acorn collection are free and not regulated), most of the monetary benefits from cork oak woodlands go to the authorities. Because cork is a state-owned product, only the few members of communities who work as harvesters obtain income from the harvesting operations, which makes only a small contribution to their annual income (e.g., the daily wages of local workers in Morocco is 50–80 dirham, i.e., €5–8). Under these circumstances, it is not surprising to find overexploitation and illegal harvesting of products and services that are normally free of access for subsistence to local communities. In addition, these conditions lead to trade through informal or illegal markets (e.g., illegal exploitation and trade of cork oak acorns in the Maamora forest to Spain and Portugal, to feed black pigs) or even the conversion of forests to cannabis cultivation (in the Rif mountains of northern Morocco; see Site Profile 10.1).

In Portugal and Spain, where most cork oak land areas are privately owned, an increase in cork oak cover occurred in the mid-1990s, due to cork oak planting on marginal lands, supported by EU subsidies. However, even in Iberia most cork oak stands are suffering high mortality levels and decreases in habitat quality, thus mirroring the situation in all five other countries where they occur. Thus, both the embedded biodiversity and the ecological services they provide are declining dramatically or at risk of doing so in the near future (see Chapter 20).

The loss in cork oak woodland biodiversity is the consequence of a number of interrelated threats, including pressure on natural resources, conversion to fast-growing plantations and other uses, poor forest management practices, fires, desertification, land abandonment (mostly in southern Europe), and, throughout the region, runaway urban development in coastal areas. These threats, all potentially exacerbated by climate change, affect the health of cork oak woodlands, increasing their vulnerability to diseases, pests, and catastrophic fires. They are driven by a combination of underlying factors related to poor management capacity, inadequate national and EU policies, and various market drivers (Figure 17.1).

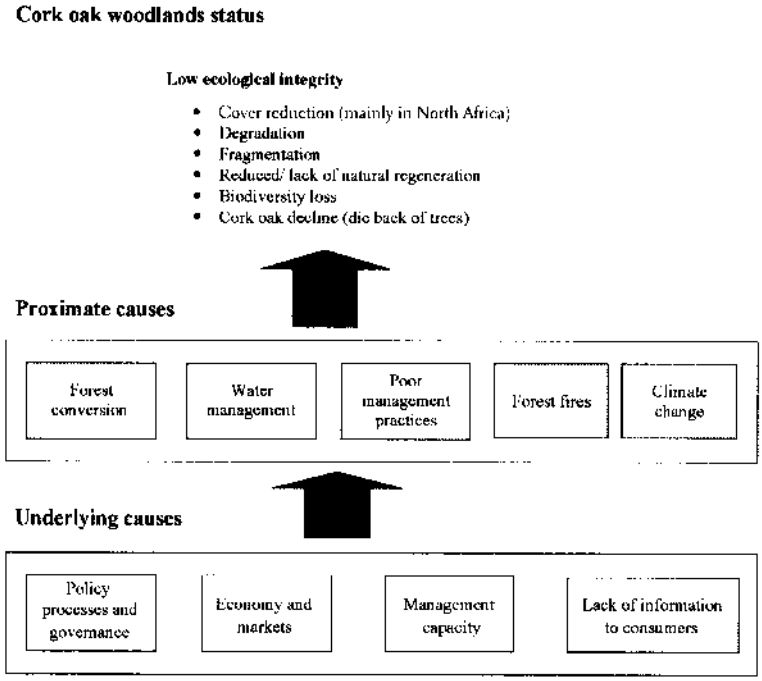


FIGURE 17.1. Simplified root causes conceptual model. (Modified from WWF MedPO 2004)

Addressing these drivers requires collaboration between the conservation community, government institutions, cork oak woodland owners, users, managers, industries, researchers, communities, and consumers.

In 2004, WWF launched a strategic program to actively promote ecoregion conservation in cork oak woodlands by addressing management, markets, and policy-related issues that represent root causes of biodiversity loss and habitat degradation in these threatened cultural landscapes. During its first phase, this program focused its activities in four cork-producing countries (Portugal, Spain, Morocco, and Tunisia) and one consumer country (the United Kingdom). In the second phase, this program will expand its activities to other cork-producing and consumer countries. In the following sections we discuss the challenges to be addressed in order to reverse current trends.

Protection Challenges: Is the Current Protected Areas System Adequate for Cork Oak Woodland Conservation?

One of the main approaches for biodiversity conservation is the establishment and effective management of representative protected areas. We present the protection status of cork oak woodlands in the countries involved in the first phase of this kind of program. (Expanding this program to other countries, including Italy and France, is planned in the second phase.)

In Morocco, cork oak woodlands are present in two national parks (Tazekka and Talassemtane) and in a network of nineteen government-recognized sites of biological and ecological interest, which are all candidates for becoming protected areas in the near future. According to estimates, the eight most important sites (including the two national parks) with cork oak woodlands cover an estimated total of 54,570 hectares (Hammoudi 2002; El-latifi 2005).

In Algeria, the total area of cork oak stands under protection is 38,140 hectares (i.e., 16.6 percent of total national cork oak woodland current cover), distributed in seven national parks; the largest portion by far is in the national park and biosphere reserve of El Kala (34,000 hectares), which also hosts the last remaining Algerian population of the endangered Barbary deer (see Color Plate 9b).

In Tunisia, the largest cork oak woodland area under legal protection (790 hectares) is included in the national park of El Feija. This represents 30 percent of the total area of the park, which was created specifically for the protection of fauna, mainly the endangered Barbary deer. However, as part of its recently adopted strategy to protect cork oak woodlands, the Tunisian General Directorate of Forests has set the objective for the coming years to achieve United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization classification for the best-preserved cork oak woodlands of northwest Tunisia, in the Kroumirie Mogod mountains, as a Man and Biosphere Reserve.

In Spain, the situation is better: 32.5 percent of cork oak woodlands are protected (WWF/ADENA 1998), and the country harbors the largest protected cork oak woodland anywhere, Los Alcornocales Natural Park, which is about 170,000 hectares in size (see Site Profile 17.1). Moreover, 170,544 hectares of dense stands are classified as Sites of Community Interest (M. del Río Gaztelurrutia, personal communication, 2007).

In Portugal, by contrast, the national network of protected areas (national and natural parks) covers only 2.1 percent of the cork oak woodland area. However, this figure is 20.4 percent of total cork oak woodland area when the Natura 2000 network is considered. The Natura 2000 sites of Monfurado

(23,946 hectares) and Cabeção (48,607 hectares) are good examples of areas that were classified because of cork oak woodlands. These data are based on the Portuguese forest inventory of 1995 (F. Catry, personal communication, 2007).

However, the protected area system generally, and specifically in the case of cork oak woodlands, remains inadequate in terms of design, extension, connectivity, management, and integration within regional planning programs. Cork oak protected areas are generally small and isolated. Furthermore, in many of these countries active conservation measures are seldom implemented, even in conservation areas. Because of a lack of financial mechanisms, the Natura 2000 network in Europe is not effectively implemented. Restoration activities and natural regeneration enhancement are absent or entirely insufficient to compensate for the ongoing loss of mature cork oak stands, through disease, senescence, and lack of regeneration (see Chapters 9 and 10). Moreover, to improve the design and management of protected area systems (including cork oak woodlands), there is an urgent need to assess the vulnerability of the current protection systems to climate change and develop adaptation strategies to cope with this threat.

Therefore, it is clear that old-fashioned protected areas cannot be the only tool for protection of cork oak woodlands. Instead, a more flexible conservation approach is needed that integrates protection objectives as part of participatory planning processes and sustainable land uses within large territories. Biosphere reserves may constitute a concrete application of the ecosystem or landscape approach; if well designed and managed, they allow connectivity across large territories and promote sustainable resource use and resilience to threats, such as climate change. Two examples of large areas, where the aim is to balance conservation and sustainable development needs, are the 424,400 hectares of cork oak and holm oak woodlands in the Sierra Morena Biosphere Reserve, in Spain, and the Inter-continental Mediterranean Biosphere Reserve (894,135 hectares), straddling the Gibraltar Strait in northern Morocco and southern Andalusia, where cork oak woodlands dominate.

Management Challenges Inside and Outside Protected Areas

In only a few cases do the managers of cork oak woodlands have detailed management plans. The Los Alcornocales Natural Park in Andalusia (southern Spain) (see Chapter 15 and Site Profile 17.1) is a notable exception. Where they do exist, park management plans in the region are only rarely implemented and may be obsolete. In North Africa, this is due to a lack of

human, technical, and financial resources. In North African and European countries alike, these problems are compounded by policy and market issues. Generally, the management scale is not appropriate because it is not well connected to wider land use and development planning processes. This is true mainly in the development of fire prevention and grazing management plans. Any isolated prevention or mitigation action cannot be effective if it is not designed and planned jointly with landowners on a larger scale beyond the private land boundary. For instance, in Portugal, with the support of a technical commission after the catastrophic fires of 2003 and 2004, the Portuguese General Directorate of Forest Resources put in place a new landscape planning scheme to restore the burnt forest areas. This scheme, called Zona de Intervenção Florestal, aims to address forest management planning at larger scales (i.e., landscapes beyond landowners' boundaries).

Frequently, the management of cork oak woodlands is not based on a balanced use of all goods and services or on good knowledge of values, such as ecosystem services. In addition, there is a real lack of management knowledge and capacity and a lack of incentives and necessary investments, preventing forest managers, private landowners, and local communities to apply sound forest management practices.

Policy Challenges: Policies Competing with and Ignoring Human and Landscape Dimensions

A recent study on current management practices supported by EU subsidies in southern Portugal demonstrated that they can have negative impacts on cork oak landscapes (WWF MedPO 2005). EU subsidies have led to more homogeneous and artificial landscapes, causing a significant loss of habitat and of landscape heterogeneity in large areas. Indeed, EU subsidies have tended to support high grazing pressure, mechanized shrub clearance, and infrastructure building, often leading to degradation of cork oak woodlands (WWF 2006). In addition, conservation policies, such as the various protected area systems and Natura 2000, generally are not implemented effectively. Indeed, the current model of governance of the cork oak woodlands (and other forests) in North Africa does not favor the adoption of alternative models for development that could empower local communities and provide them with incentives for a more rational, economically viable, and sustainable use of cork oak woodlands. Policy and management decisions often are based on an incomplete view of forest benefits that capture only the market value of cork, with no consideration for other nontimber forest

products (NTFPs) or nonmarket values (e.g., biodiversity and soil conservation). In addition, most of the monetary benefits from the cork oak forests of North Africa countries go to the authorities. For example, according to the Moroccan Forestry Law, 80 percent of the revenues generated by harvesting and management of forest products are to be invested in the welfare of the communities in and around the forest area. Unfortunately, this law is very seldom applied, and in most cases all benefits end up in the hands of external actors.

Market Challenges

The economy of most managed cork oak woodlands is based mainly on cork production and on livestock. In North Africa, the commercial exploitation of cork has declined, and livestock management usually is highly informal, that is, uncontrolled. The price of animal products does not take into consideration the real costs of management and production, which amounts to a failure to internalize costs. Other potential goods and actual services, such as the informal and nonregulated exploitation of NTFPs and grazing rights for livestock, are not marketed even though they may be linked to informal markets.

Another increasingly important issue is the dwindling market share of cork bottle stoppers in the wine industry. More than 70 percent of cork's market value comes from the production of cork stoppers (Natural Cork Quality Council 1999), which is under increasingly strong competition from plastic stoppers and screw caps. Unless this commercial value is maintained, especially in the market for high-quality bottle stoppers, there is a risk that conversion of cork oak woodlands to other uses (e.g., agriculture, urbanization) or land abandonment will be rapidly generalized to many currently managed cork oak woodlands (mainly in Iberia), increasing their vulnerability to fires.

Another challenge facing rural communities and landowners is the development of their entrepreneurial skills to use opportunities in the green and natural products market to develop businesses, based on a multipurpose use of cork oak woodlands. One community rising to the challenge is the Hinojos Communal Woodland in Andalusia, whose owners have based their 2001–2011 management plan on the production of cork and pine nuts, beekeeping, livestock grazing, timber, and recreation, generating an average annual income of more than €3.5 million (more than US$5 million) (Berrahmouni et al. 2007). This is without counting many nonmarket values, such as informal recreation, biodiversity conservation, and carbon sequestration.

Reconnecting Environmental, Social, and Economic Interests through Landscape Conservation Planning

To respond to the challenges cited in this chapter and conserve cork oak woodlands as adaptive, resilient, multipurpose systems, there is a clear need to integrate sustainable local economic development with biodiversity conservation and active restoration. Conservation planning at a landscape level, based on ecoregion conservation principles, is the best tool to ensure the integration of conservation and socioeconomic needs (WWF MedPO 2004). In southern Portugal, for example, WWF launched a participatory landscape planning process in 2000, in collaboration with local nongovernment partners in the framework of the project "Green Belts against Desertification" (WWF MedPO 2002). This process involved biodiversity and socioeconomic assessments, geographic information system mapping of biodiversity and socioeconomic indicators, threat and root cause analyses, identification of core conservation areas, corridors, and buffer zones, and development of a vision and conservation action plan for the Southern Portugal Green Belt (Figure 17.2).

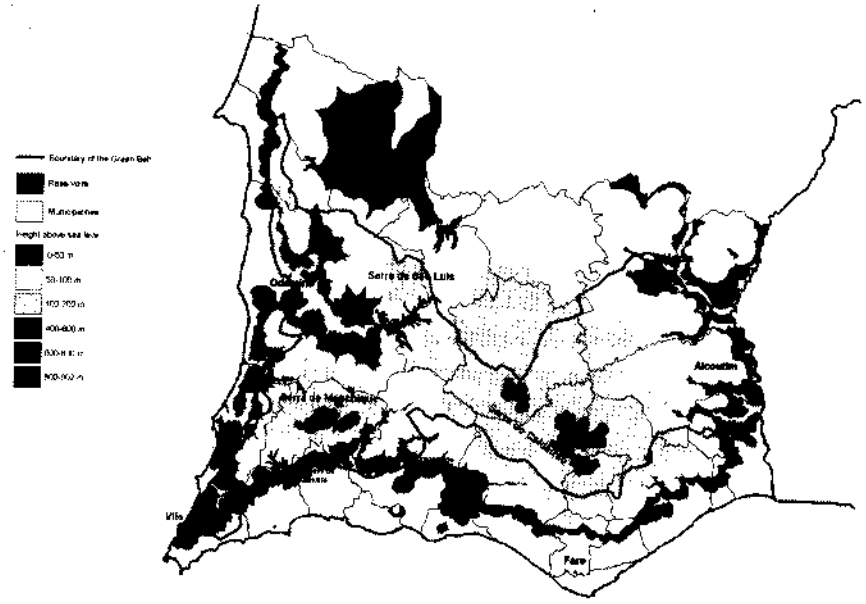


FIGURE 17.2. Southern Portugal Green Belt. Source: Oliveira and Palma 2003.

Good Practices: Preserving and Regaining Forest Multifunctionality

To drive good practices on the ground for cork oak woodlands, innovative tools and approaches are available at different levels, including those described in this section.

Forest Stewardship Council Certification

The Forest Stewardship Council (FSC), an international organization devoted to promoting responsible stewardship of the world's forests (see www.fsc.org), has set international standards for responsible forest management and accreditation of independent organizations to certify managers and producers who meet these standards. This management must be environmentally appropriate (maintaining biodiversity, productivity, and ecological processes), socially beneficial (benefiting local societies and providing incentives to sustain forest resources), and economically viable (profitable without harming forest resources, ecosystems, or local communities).

To date, more than 40,000 hectares of cork oak woodlands, including both private and public lands in Portugal, Spain, and Italy, and four cork companies' chains of custody (COCs; i.e., the paths taken by raw materials, processed materials, and products, from the forest to the consumer) have been certified by the FSC. Moreover, FSC cork stoppers are now available and are used by three wine producers and bottlers (in South Africa, the United States, and Spain), who in turn certified their COCs under FSC.

Forest Landscape Restoration

Forest landscape restoration (FLR) is "a planned process that aims to regain ecological integrity and enhance human well-being in deforested or degraded landscapes" (Mansourian et al. 2005:3). Developed jointly by IUCN and WWF, FLR is more than simply tree planting; it searches for the best ways to reestablish forest functionality at the landscape scale. Interventions include the rehabilitation and management of degraded forests, enrichment planting, the promotion of natural regeneration, ecological restoration of degraded ecosystems, establishment of corridors between protected areas, and the development of income-generating activities based on sustainable use of natural resources (Mansourian et al. 2005; cf. Aronson et al. 2007). To implement this approach, WWF and its partners have initiated pilot projects to develop, demonstrate, and practice FLR in cork oak landscapes of southern Portugal and the Rif mountains of northern Morocco. These pilot projects are

based mainly on building the capacity of local landowners, managers, communities, and nongovernment organizations (NGOs) to produce native plants from cork oak forests in tree nurseries, testing different ecological restoration techniques in sample plots, and lobbying government actors and managers to implement these best practices and scale them up through larger cork oak areas.

Markets: Building a Sustainable Cork Oak Landscape Economy

As emphasized earlier, the health and resilience of cork oak woodlands reside in their diversity. Creating and formalizing markets for a broader range of sustainably managed goods and services would result in a more balanced use of resources and make the economy of this cultural system more adaptive in a rapidly changing world. NGOs can play an important role, through communication and lobbying. For example, WWF is working to promote products from sustainably managed cork oak woodlands, aiming at driving best management practices in the following ways:

- Encouraging the cork industry to ask suppliers (cork landowners and managers) to obtain FSC certification for their cork oak woodlands.
- Encouraging the wine industry (producers and retailers) to take action and demonstrate their environmental and social responsibility by demanding FSC cork.
- Encouraging local communities (landowners and users) to diversify their economic opportunities through the sustainable use of a wide range of goods (mainly NTFPs) and services (i.e., responsible tourism opportunities) under good governance and a fair and equitable sharing of benefits. There are published examples of biodiversity conservation and the management and marketing of various NTFPs (e.g., mushrooms, honey, aromatic and medicinal plants, pine nuts, and carob) working side by side (Berrahmouni et al. 2007).

Capacity Building: Investing in Building and Strengthening the Capacity of All Actors

To address the problems driving the degradation and loss of cork oak woodlands, there is a clear need to review national forestry education schemes and introduce innovative concepts for sustainable management and biodiversity conservation of cork oak woodlands and the development of sustainable markets, based on responsible management of natural resources.

There is also a need to build the capacity of management agencies and academic institutions, especially in North Africa, to acquire and apply the necessary knowledge and tools for biodiversity conservation and its integration in the management of cork oak woodlands. Concurrently, building the capacity of national and local NGOs will enable them to function as facilitators between foresters and local communities. Indeed, NGOs are invaluable in assisting forest managers in planning, developing the skills of local communities, and seeking markets for local products.

Conclusions

Cork oak woodlands have made a real contribution to culture and livelihoods and are of primary importance for biodiversity conservation in the western Mediterranean (Berrahmouni et al. 2007). Unfortunately, today they are facing complex problems and challenges. In Mediterranean basin forests generally and in cork oak woodlands in particular, the stands are under increasing pressure, caught in a spiral of degradation leading to the loss of both cultural and natural heritage. Innovative conservation approaches, such as ecoregional conservation at a landscape level, if well applied, could provide a greater opportunity to conserve the biodiversity of these landscapes while addressing environmental, social, and economic issues. The cork and wine industries and the building sector worldwide have a key role to play by promoting FSC certification of cork oak woodlands and products. Large-scale and collaborative efforts should be made to increase the resilience of these woodlands to current pressure and future threats. Last but not least, working to conserve cork oak woodlands would support the commitments that all seven governments of the western Mediterranean have made under the CBD, particularly the program of work on protected areas (www.cbd.int/protected/). In Chapter 18 the subject is climate change, yet another challenge that cork oak woodlands and the people who depend on them must face.

Acknowledgments

We thank Stephanie Mansourian, Christelle Fontaine, and Catherine Roberts for helpful comments on the manuscript.

Selecting and testing indicators of sustainable forest management at the local level

Hamed Daly-Hassen and Ameur Ben Mansoura

Institut National de Recherches en Génie, Rural, Eaux et Forêts
(INRGREF), Tunis, Tunisia
Address: Avenue Hédi Karray, B.P. 10., Ariana – 2080, Tunisia.
Tel. +216.71.230.039, ext. 540, Fax. +216.71.717.951
Email : dalyhassen.hamed@iresa.agrinet.tn

Sélection et test d'indicateurs de gestion durable des forêts à l'échelle locale

Durant la dernière décennie, l'administration forestière a initié une nouvelle orientation de développement intégré basée sur la participation des populations locales à la gestion des ressources naturelles. La nécessité d'évaluation de ce genre de projets et les difficultés associées à l'identification de critères et indicateurs locaux pertinents de gestion forestière durable a amené les auteurs à mener ce travail. Les objectifs sont d'identifier et sélectionner les indicateurs qui peuvent objectivement évaluer le degré d'achèvement de la durabilité, à travers le projet appliqué dans la zone forestière de Zilia au Nord-Ouest de la Tunisie.

Leur identification a été basée selon les objectifs du projet, et leurs mesures ont été effectuées avant et après le projet pour évaluer les changements subis dans le temps. Le modèle Pression – Etat – Réponse a guidé l'identification et le processus de sélection des variables pertinents pour les quatre dimensions de durabilité qui sont : bien être économique, bien être social, maintien de l'intégrité écologique et consolidation institutionnelle.

Les résultats ont montré que les indicateurs sélectionnés ont été performants à la fois pour évaluer l'impact du projet que pour indiquer le degré de durabilité atteint. La plupart des indicateurs étaient des variables de pression qui peuvent être mesurés à court terme, mais des mesures sur une longue période sont nécessaires pour s'assurer de la durabilité de la gestion forestière.

Abstract *:* In the past decade, the Tunisian forest administration implemented a number of integrated pilot development projects with a provision for active participation of the local population in the management of the targeted area's natural resources. The need for studies assessing the impact of such projects and the difficulties associated with the identification of pertinent local criteria and indicators of forest management sustainability prompted the authors to carry out the present study. Its objectives were to identify and select appropriate sets of local criteria and indicators that can objectively assess the extent of achievement of sustainability through the assessment of a development project implemented in the forest sector of Zilia in northern Tunisia. Their identification was made based on the project investment objectives, while their measures were provided by changes in values over time, before and after the project implementation. The model pressure-state-response guided the identification and selection process of all the pertinent variables along the four dimensions of sustainability which were : social and economic well-being of the local population, maintenance of the area's ecologic integrity, and institutional consolidation. The developed rationale led to the selection of a number of indicators which performed well in assessing the project impact as well as in indicating the extent of sustainability that was achieved. Most of these indicators were pressure variables that could be measured over short term periods, although measurements over long term are needed to ascertain whether sustainability was achieved.

Keywords : *Impact assessment, indicators, forest sustainable development, local scale, Tunisia*

Introduction

Earlier trends in forest management and development

Forests constitute a major land cover in northern Tunisia and play an important socio-economic role, as they provide shelter and a variety of other basic needs for about 11% of the country's total human population (Ben Mansoura et al., 2001). Forest products and services have always made a significant contribution to the subsistence and livelihood of impoverished local inhabitants, particularly in the region's mountain areas (Ben Said, 1992). Historical usage rights and continued free access to forest products have always generated a conflicted relationship between local users and the forest administration (Hamzaoui, 1993). Early environmental conservation concerns led foresters to recognize the necessity for active involvement of local populations in the preservation of the common forest resources pool. However, practical implementation of such involvement underwent progressive changes in drawing local and regional development policies. In the early years following Tunisia's independence from French colonization, forest users were offered unprecedented opportunities to work in extensive forest plantations and tree nurseries. As years went by, policy makers came to realize that seasonal employment, alone, was not sufficient to curb overexploitation and reliance on forest products for survival. Rural development projects were thought to constitute a more viable alternative since their objectives aimed at the improvement of life conditions in remote areas, in addition to the reinforcement of waged work opportunities. Unfortunately, "rural development" failed to preserve forests from further degradation, although it was successful in providing better habitat and greater access to basic infrastructure facilities.

Recent trends in forest management and development

In recent years, a new orientation towards the adoption of participatory development approaches has been gaining increased interest among foresters (Gader, 2001). Under the participative approach which constitutes a major component in the concept of "sustainable development" (ODESYPANO, 1996), forest users are offered real opportunities to play a more active role in both the decision making and the operational management processes than under previous top-down development planning, as was the case with previous forest plantations and rural development projects. Within this new framework, the forest administration scheduled the implementation of a series of 10 pilot projects in as many selected forest sites, where collaboration with local forest users and nongovernmental organizations was required (Gader, 2001). Most of these integrated forest development projects were designed and carried out during the period 1998-2001, and were intended to set successful antecedents that would justify future generalization. Up till now, the impact assessment of such projects aiming at achieving the sustainability of forest resources remains completely lacking in Tunisia.

Universal bases and notions of sustainability in forest management and development

Worldwide, extensive research work was endeavored, particularly during the period 1995-2000, for the identification of appropriate tools and methodologies that can precisely and objectively measure the progress achieved towards meeting the goals of sustainable development (OECD, 1998). Local aggregates of sustainability indicators can effectively contribute to a better understanding of the relationship linking different stakeholders and build the often lacking trust between them. Thus, identification of local indicators of forest sustainability, result- or process-oriented (Brang et al., 2002), and monitoring their evolution in both time and space bear a crucial importance for studies dealing with the impact assessment of forest management and development. Based on a conceptual model of decision-making process, Brang et al. (2002) presented an initial attempt to develop indicators of

sustainable utilization of mountain forests, which contrarily to previous ones, had the advantage of linking the different elements constituting the complex forest ecosystem to each other. These indicators were grouped along three dimensions (ecological, social, and economic) characterizing sustainable forest management. Concomitantly, the USDA Forest Service developed similar principles, criteria, indicators and measures for monitoring local forest management and assessing sustainability at the unit scale (Wright et al., 2002). Accordingly, the forest ecosystem management should focus on the objectives of insuring some social well-being for local communities alongside their economic well-being, while maintaining the ecosystem's ecological integrity. Measures were also recommended for the various indicators identified under these three sets of criteria. Likewise, a concrete and useful model was developed for monitoring a development project at the local scale.

The objectives of the present study were, firstly, to establish a simple model of adapted criteria and indicators that can be used at a local forest management unit for the assessment of sustainability. Secondly, identified criteria and indicators were monitored for their evolution in time, before and after the implementation of an integrated forest development project in the northwestern area of Zilia, between 1998 and 2001. Thirdly, the indicators which were specifically developed for their pertinence to assess the performance of the project were tested for their ability to evaluate the extent of the area's evolution with regard to the project objectives. In this impact assessment study, a fourth dimension of sustainability : institutional consolidation, was added to the changes in the study area's social well-being, economic well-being, and maintenance of ecological integrity.

Review of theoretical global / regional criteria and indicators of sustainability

Under the umbrella of the United Nations Commission on Sustainable Development, indicators were separated into pressure, state and response indicators, and they addressed a wide array of changes in population and society, in economic activities, and in environment settings. The main causes leading to degradation indicated the nature of the « pressure » applied on forests, such as deforestation and increasing animal numbers. Indicators of « state » give an idea about the changes occurring in natural vegetation and its cover. Development projects which represent the society's « response », according to the model, have some definite impact on both the natural resources and the local population. Moreover, some of these indicators were specifically proposed to monitor trends in rural regions and changes in forest zones, such as the evolution of demographic pressure in mountain areas, existence of programs for disinherited rural zones, harvest index of forest resources, forest surface areas and proportion of protected forests (Ministry of Agriculture, 1999).

Departing from previous research work, we distinguished four main categories of criteria and indicators that can effectively provide an appreciation of the economic, social, environmental, and institutional changes in order to assess sustainability. Although each one of these thematic sets of tools suggest a variety of useful measures to monitor forest development sustainability at the global, regional, and/or national level, creative ways for their adoption at the local level remain badly needed in order to promote forest management, utilization, and conservation in particular sites and under given circumstances (Wright et al., 2002). This rationale was coupled to the model «pressure–state–response » developed by OECD (1998), which gives a sound and practical framework for monitoring progress achieved in the abovementioned criteria and indicators, worldwide. However, at the regional and local levels, the pertinence and feasibility concerns for selecting specific indicators were lacking. For the Mediterranean Basin, CAR/Plan Bleu (2000) has identified indicators that can be appropriately applied for forest areas.

Development of national criteria and indicators of sustainability

In Tunisia, the « pressure-state-response » model was applied to identify indicators at the national level for monitoring efforts invested in combating desertification (Ministry of Agriculture and OSS, 2004), and managing forests (Mokhtar, 2002). Examples of indicators identified by the same authors are : poverty rate, income, rural migration, biomass, forest fires, forest cover, and budget allocated to the forest sector. For monitoring changes in forest management sustainability at the national level, six aggregated criteria were developed. These were as follows : extent of forest areas, biodiversity conservation, prevention and combating forest degradation, forest production and protection aspects, socio-economic role of forests, and institutional and juridical aspects. Theoretically, a total of 78 possible indicators, aggregated among and within these six sets of criteria, were retained after multiple consultations between various workgroups which insured a proactive participation for all stakeholders (Mokhtar, 2002 ; Ministry of Agriculture and OSS, 2004). However, the usability of the proposed criteria remain largely dependent upon data availability, as they are intrinsically devoid of any informational content.

Identification of sets of local indicators for monitoring forest sustainability

A recent study dealing with the environmental evaluation of integrated management projects of Tunisian forest and pastoral ecosystems, has identified 144 indicators clustered in 10 criteria (DGF, 2005). They included a wide scope of measures such as the extent of forests and afforested areas, biodiversity, erosion, forest fires, forest resource utilization, water resources, pollution, life conditions and cultural heritage. Although most of the proposed indicators can provide some quantitative measures, they do not however show the position of the measured values along the scale of the environmental threshold. To overcome all the abovementioned shortcomings, another more successful approach was developed in association with a large group of concerned specialists including the major author of the present study, for the purpose of addressing the various dimensions of sustainable forest management at the local level. Its merit resides in the identification of more relevant and better adapted criteria focusing on issues such as the improvement in socio-economic conditions of the local forest population, the rationalization of natural resources usage, the consideration of forest policy and institutional measures, and the efficiency of their application (Ministry of Agriculture and GTZ, 2004). Examples of indicators developed along these aggregated sets are changes in inappropriate practices, focalization on poor people receiving government subsidies, improvement in basic infrastructure facilities, and participation of the local population in different steps of development projects.

Using project impact assessment studies to identify local indicators of forest sustainability

With the above background in mind, we developed sets of local criteria and indicators that can be effectively applied under Tunisian conditions. Their selection was based on their relevance for explaining changes in social, economic, environmental and institutional aspects in response to a local forest development project. Data availability, and ease of measurement were also taken into account in the selection of the retained indicators that were used for assessing the impact of the pilot project objectives. The latter aimed at the improvement of local life conditions and a final purpose of achieving sustainable development and management of natural resources (Table 1). Changes brought about by this pilot project were assessed by monitoring the evolution in the retained criteria and indicators between 1997, a year before, and 2002, a year after the project implementation in the study area.

Case study area

The study was conducted in the forest village of Zilia, in northwestern Tunisia where forests and shrublands constitute the major land uses. Cropping activities are severely curtailed in the village surrounding area due to rough topography, and as a result, cultivated lands are scattered in lowland banks and gentle slopes along rivers. In 2002, Zilia's local forest population was made of 208 inhabitants enjoying access to a total land area of 2.53 km², out of which 24% are privately owned, while the remainder is state property. Seasonal employment, livestock rearing, apiculture and fuel-wood gathering constitute the major economic activities for most dwellers.

Description of Zilia's integrated forest development project

Between 1998 and 2001, a state investment of 829,000 TD (1 TD = $ 0.73, in 2000) was injected in the forest sector of Zilia for the purpose of improving life conditions, reinforcing the role of the local population in both the management of local natural resources and the promotion of their livelihood means through the consolidation of their income generating activities. For this integrated pilot forest development project, it was hypothesized that attaining these objectives would result in lowered reliance upon the area's forest resources (Khaldi and Khanfir, 2001). This would, in turn, set the trigger towards the progressive achievement of forest development sustainability after the implementation of this pilot project.

Measurement of forest development sustainability indicators

On site interviews were conducted with all stakeholders involved, using a structured questionnaire addressing the evolution in social, economic, ecologic, and institutional characteristics of the study area between 1997 and 2002. Stakeholders that were interviewed included all household heads residing in the sector of Zilia, all locally elected community representatives, in addition to officials from the forest administration with a professional duty link to the described development project at the local, regional, or national level.

Main findings

Local indicators of sustainability measuring achievement of project objectives

In order to assess changes induced by Zilia's development project over time, pertinent indicators were chosen to assess the degree of achievement of the project objectives outlined in Table 1. These indicators were aggregated along the four dimensions of sustainability characterizing its social, economic, ecologic and institutional aspects. Concerning the evolution in social well-being indicators comprised changes in demography and human pressure, access to basic infrastructure facilities, resource consumption and/or accumulation, and local population professional qualification (Table 2). For economic well-being criteria, the analysis dealt with changes in the major economic activities of local inhabitants, their benefits from forest goods, and household annual income along with its equity distribution and sources (Table 3). Assessment of ecologic integrity preservation focused on the intensity of utilization of forest resources, changes in land use, environmental degradation, forest protection and biodiversity (Table 4). Concerning the pilot project incidence on institutional consolidation, autonomy of locally elected representatives and their involvement in the area's developmental process were used as main criteria for evaluating changes (Table 5).

Testing local indicators through impact assessment of Zilia's forest development project
The overall performance of the pilot development project was evaluated by comparing the changes which occurred between 1997 and 2002 in the retained sets of local criteria and indicators. Positive changes were reflected by reduced human pressure on forests, improved socio-economic conditions, enhanced ecological integrity, and greater participation of the local population in the decision making process. Conversely, negative changes included any increase in anthropogenic pressure resulting in the deterioration of forest preservation, greater people's reliance on forest resources and need of state investments for generating employment and revenue.

a) Changes in social criteria and indicators
The analysis showed an increase in human population pressure, an important positive change in the community's access to basic infrastructure facilities, and an improvement in housing quality. Also, indicators of resource consumption by household showed a decline in fuel-wood consumption. Simultaneously, livestock accumulation stayed fairly constant between 1998 and 2002. Indicators of local population professional qualification showed a substantial increase in skilled labor through vocational training provided by the pilot project (Table 2).

b) Changes in economic criteria and indicators
Analysis of the major economic activities showed increasing trends for waged work opportunities offered in the locality of Zilia, (Table 3). By contrast, remunerated work performed outside Zilia by its local inhabitants fell during the same period. Incentives provided by the pilot project for the diversification of the area's economic activities resulted in a marked expansion of apiculture. Annual revenue estimates showed that the average household income rose by 9% in five years. In addition, there was an improvement in the income equity distribution which was suggested by the reduction in the proportion of households with an annual income lower than the minimum agricultural wage (SMAG).
Among the major economic activities, livestock rearing provided the most significant contribution to Zilia's household income. The greatest increases in annual revenue originated from apiculture and forest employment. For the remaining activities linked with cropping and non forest waged work, there was a decline in their contribution towards household income, as was the case with livestock rearing.
During the same period, the potential for wood production in Zilia's forests accused a decline of about 24.2% as a result of lowered forest surface. By opposite, the potential for forage production was substantially improved. Unfortunately, the increase in total forage yield was coupled with an expansion in livestock populations and their forage requirements (Table 3).

c) Changes in ecologic criteria and indicators
The intensity of natural resource utilization by Zilia's local inhabitants showed that the removal of both forage and fuel-wood exceeded the area's production potential in 1997, as well as in 2002. However, there was a trend over time towards bringing down the exploitation levels closer to those allowed under the actual carrying capacity for both forage grazing and fuel-wood gathering. Between 1997 and 2002, overgrazing went down from 73 to 28% above carrying capacity, while overuse of fuel-wood dropped from 62 to 40% excess removal. Reduced overuse of natural resources occurred despite the prohibition of users access to new forest plantations of eucalypt trees.
Land use changes showed that the most important event observed between 1997 and 2002 was the expansion of pasturelands whose cover attained 29% of the sector's total land resources. Prior to the implementation of the development project, pasturelands were totally

inexistent in the area (Table 5). Their expansion was, by enlarge, made at the detriment of shrublands whose cover declined from 19% in 1998 to only 7% in 2002. The area's total forest cover was also reduced from 68 to 52%, during the same period. Cropping lands which are privately owned constituted the sole land use type whose cover remained unchanged.
Concerning the local indicators used for the assessment of the ecological dimension, the reduction of major forest offenses indicated an improvement in the area's environmental status, during the same period. Nevertheless, the land area affected by erosion did not change because of lacking conservation activities.

d) Changes in institutional criteria and indicators
A « forest group for collective interest » was formed at the start of Zilia's pilot development project, in 1998. This team of 11 representatives of the local population was elected for the purpose of participating in the area's development process, but concretely their activity was limited to subcontracting forest works for local labor employment. Other forms of future partnership linkages between the local representatives and the forest administration are being currently sought for the purpose of perpetuating efficient local governance in all steps of the forest land management.
Concerning the attitude of the local population *vis-à-vis* the pilot project achievements, the survey conducted in 2002 showed that 73% of all Zilia's households heads were fully satisfied with the overall performance of the investments injected in the area and their immediate results. But, when respondents were asked to evaluate their relationship with the forest administration, the same survey showed that 43% of all household heads admitted the persistence of conflict existence over usage rights and access to forest resources (Table 6).

Conclusions
In general, the indicators used showed that the project succeeded in improving the area's basic infrastructure facilities, its accessibility, and the mobility of its inhabitants. It also contributed to the general improvement of life conditions in the area and caused a reduction in the fuel-wood consumption. However, it did not succeed in creating new markets or new individual activities, at least in the short run. Usually, a dynamic for development can be initiated in marginalized areas whenever their accessibility problems are resolved (Porter, 2000). Greater reliance on local employability drawn by state investments in labor demanding forest works stressed the need for future exogenous financial help. This confirmed again that the community's self-development process needs further assistance.
The local population orientation for promoting apiculture as an income generating activity offered more chances for insuring sustainability than waged seasonal employment because of its perennial nature. By opposite, fear of reduced work opportunities inside Zilia in the near future may be justified by the termination of the project's labor demanding infrastructure works. This concern suggested the necessity for encouraging the creation of new individual activities and enterprises which do not rely solely on the use of local natural resources. This goal cannot be achieved without providing professional and vocational training, micro-credit financing schemes and personal loans, with all the necessary measures of close scrutiny and monitoring of recipients in order to insure the success of such operations.
The extent of dependence on natural resources, like grazing and fuel-wood harvesting, remains excessive, despite the investment of nearly 12% of the project total budget in the creation of pasturelands and the modernization of cropping practices. In fact, the acquisition of additional livestock numbers had a highly negative impact on the equilibrium between supply and demand for forage resources. Moreover, the conversion of some forests and shrublands to pasturelands has also led to a degradation of these areas. This drawback was essentially explained by the droughty conditions which prevailed over the country throughout

the years of the project implementation and the continuation of overgrazing practices. In this particular case, granting financial credit did not lead neither to the improvement nor to the sustainability of the livestock rearing activity.
Most of the local indicators used, social, economic and ecologic, were pressure variables that can be measured over short term periods. Only a few indicators pertaining to the evaluation of institutional consolidation were of the response type. The evolution of their measure should be monitored over long term periods in order to assess the degree of achievement of sustainable development.

Recommendations

We strongly recommend the initiation of a preliminary study investigating the ecologic, economic and social feasibility of all scenarios that can be voluntarily proposed by the local population. This may represent another likely way to help improve the area's sustainable development, especially with well thought scenarios that take into consideration the limits and constraints imposed on local resources availability, and those weighing on the professional qualification and management capability of the community.
The implication of the forest administration in the empowerment of the local population and its organization, as well as in the initiation of viable local businesses was not sufficient to put the community's developmental process in the synergy of sustainable management of the area's natural resources. As a palliative measure, some participative mechanisms through reinforced local associations and enterprises, are required in order to insure the local population's involvement in the management processes of forests and pasturelands, in addition to the periodic maintenance works of the basic infrastructure facilities.
The difficulty associated with the proper selection of local criteria and indicators suited to the area's human context and its ecologic specificities can be overcome by impact assessment studies as demonstrated by the present paper. Although a span of five years (1997-2002) is insufficient to evaluate the durability of changes induced by the development project. Finally, there is a pressing need for further investigations leading to a better selection of relevant and adapted sets of criteria and indicators for monitoring and evaluating forest management projects at local levels. Simplicity, ease of measurement, and cut-off points between sustainable and unsustainable values for these indicators should be of the utmost concern.

References

Ben Mansoura, A., Garchi S. and Daly-Hassen, H. 2000. Analysing forest users' destructive behavior in Northern Tunisia. Land Use Policy, 18 :153-163.
Ben Said, M.S., 1992. L'élevage traditionnel dans les zones montagneuses du Nord de la Tunisie, contraintes et possibilités d'amélioration. CERES, Tunis, 257p.
Brang, P., Courbaud B., Fischer A., Kissling_Näf I., Pettenella D., Shönenberg W., Spörk J., Grimm V., 2002. Developing indicators for the sustainable management of mountain forests using a modelling approach, Forest Policy and Economics, Vol. 4, Issue 2, June 2002, pp. 113-123.
Centre d'Activités Régionales / Plan Bleu, 1997. Vers des indicateurs de suivi des espaces boisés en méditerranée, Valbonne, France, 57p.
DGF (Direction Générale des Forêts), 2005. Evaluation environnementale du projet de gestion integré des écosystèmes forestiers et pastoraux. Ministère de l'Agriculture, Tunis, 184p. + annexes.
Gader G., 2001. Expérience des opérations pilotes de développement intégré dans la gestion participative des ressources forestières. *In :* Journées scientifiques de l'INRGREF, décembre 2001.

Hamzaoui, S., 1993. Sociologie des délits en milieu forestier. In : CERES, Problèmes socio-économiques de la forêt du Nord-ouest de la Tunisie (La Kroumirie), Cahiers CERES, Série Géog. No. 8, Tunis, pp.73-95.

Khaldi A., Khanfir H., 2001. Evaluation des OPDIs de Zilia et Bou Abdellah, Projet UTF/TUN/027/TUN, Direction Générale des Forêts, Tunis.

Ministère de l'Agriculture / GTZ (Coopération Technique Allemande), 2004. Résultats de l'atelier de réflexion sur les éléments de lutte contre la désertification. Document de travail, 27p.

Ministry of Agriculture/OSS (Observatoire du Sahel et du Sahara), 2004. Concepts et approche méthodologique d'élaboration des outils de suivi-évaluation du PAN/LCD. Workshop Report. With the collaboration of Cooperazione Italiana, 49p.

Ministry of Agriculture, 1999. Indicateurs tunisiens de développement durable, Agence Nationale de Protection de l'Environnement, Tunis, 312p.

Mokhtar A., 2002. Etude sur les indicateurs de gestion durable des formations forestières et steppiques. Annexe 5, Projet "Mise en place du suivi-èvaluation du PAN-LCD en Tunisie". OSS (Observatoire du Sahel et du Sahara), Tunisian Ministry of Agriculture and Cooperazione Italiana, 104p.

ODESYPANO (Office National de Développment Sylvo-Pastoral du Nord Ouest), 1996. L'approche participative et intégrée, ODESYPANO, GTZ, Tunis, 105p.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), 1998. Sustainability indicators beyond the environment. OECD, Paris.

Porter, G. 2000. Living in a walking world : rural mobility and social equity issues in sub-Saharan Africa. World Development. 30 : 285–300.

United Nations, Division for Sustainable Development, 1996. Indicators of sustainable development, Framework and methodologies. UN: New York.

Wright, P.A., Alward G., Colby J.L., Hoekstra T.W., Tegler B. and Turner M.. 2002. Monitoring for forest management unit scale sustainability : The local unit criteria and indicators development (LUCID) test (Technical edition). Fort Collins, CO: USDA Forest Service Inventory and Monitoring report N°. 4. 370p.

Table 1- Objectives, activities and impact assessment of the integrated development project of Zilia

Problems identified	**Objectives**	**Activities**	**Impact assessment**
- Infrastructure lacking - Low annual income - Overuse of fuelwood - Livestock overgrazing	- Improving life conditions - Developing a sustainable management of natural resources : - Increasing the production of agriculture and forests - Organization of local population and its implication in the development process. - Promoting a community and environmental culture - Energy saving - Developing new activities without using natural resources	*- Basic infrastructure facilities* - Distribution of animals - Distribution of beehives - Establishment of pasturelands - Small plantation of fruit trees - Gas cooking and energy saving equipment - Community center building - Professional training	- Changes in social well being - Changes in economic well being - Integration between project activities - Profitability of the project - Reliance on forest resources - Evolution of land use types - Ecologic conservation and degradation changes - Evolution of forest offences - Local population participation in decision making - Autonomy of local representatives

Table 2- Changes between 1997 and 2002 in social well-being criteria and indicators used to assess the impact of Zilia's forest development project on its local population.

Criteria / Indicators	Year 1997	Year 2002
<u>Demographic pressure</u>		
Population density (inhabitant/km²)	72	82
<u>Local population qualification (% households)</u>		
Skilled labor in forest works	6.8	26.5
Skilled labor in apiculture	27	100
Women professional training	0	0
<u>Access to basic infrastructure facilities (% households)</u>		
Road access	0	100
Potable water availability	0	100
Electric power access	0	100
Hard roof habitat	44	100
<u>Land tenure</u>		
Private and common lands / Public lands (%)	18	24
<u>Resource consumption / accumulation</u>		
Fuel-wood consumption (m^3 / household)	7.1	4.0
Livestock accumulation (SLU/household)	3.9	3.9
Small / large ruminants ratio	1.11	0.89
Beehives accumulation (unit/household)	7.9	13.0
<u>Interaction between the project activities and the production system</u>		
Activities affected by the project	Livestock rearing/ Apiculture/ Poultry farming	

*1 SLU = 1 cattle head = 5 sheep = 6 goats = 1,500 FU / year.

Table 3- Changes between 1997 and 2002 in economic well-being criteria and indicators used to assess the impact of Zilia's forest development project on its local population.

Criteria / Indicators	Year 1997	Year 2002
<u>Major economic activities</u>		
Households engaged in livestock rearing (%)	95.6	89.8
Households engaged in apiculture (%)	17.8	77.6
Labor inside the area (days/household)	111	162
Labor (inside / outside) (%)	70	159
Individual activities created / total (% workers)		0
<u>Annual income and equity distribution</u>		
Average household income (TD)	3,504	3,820
Maximum household income (TD)	13,144	14,744
Households with low income (< SMAG) (%)	20.4	12.2
<u>Sources of annual income and their contribution (%)</u>		
Livestock rearing	43	40
Apiculture	14	20
Wages derived from the forestry sector	14	18
Wages derived from other sectors	19	13
Cropping	10	9
<u>Production of forest goods and services</u>		
Fuel-wood for self-consumption (m^3)	196	148.5
Forage for grazing livestock (1000 FU)	150	218.2
<u>Profitability of the project</u>		
Annual increase of income / State budget invested (%)		3.6

Table 4- Changes between 1997 and 2002 in criteria and indicators of the maintenance of ecological integrity used to assess the impact of the Zilia's forest development project.

Criteria / Indicators	Year 1997	Year 2002
Intensity of natural resource utilization		
Forage grazing / production (%)	173	128
Fuel-wood removal / production (%)	162	140
Fuel-wood harvest (m^3/ ha of forest)	1.41	1.32
Livestock grazing (SLU/ha of woodlands and rangelands)	0.78	1.07
Land cover / land use types (%)		
Forests	68	52
Shrublands	19	7
Rangelands	0	29
Croplands	12	12
Environmental conservation		
Forests with prohibited access (%)	0	32
Regeneration rate (%)	0	0
Land use types targeted	Rangelands / Shrublands/ Croplands	
Environmental degradation		
Soils showing erosion signs (%)	26	26
Area affected by forest fires (ha)	0	0
Verbalized forest offenses (N)	3	1

Table 5- Assessing criteria and indicators of institutional consolidation

Criteria / Indicators	
<u>Local population participation in decision making</u>	
Population involvement throughout project processes	Diagnostic / planning
Frequency of meetings for decision making (number/month)	< 1
Frequency of animation visits (number/month)	1
Public satisfaction by the management (%)	73
Intervention of NGOs in the local development (Number)	1
<u>Autonomy of the local representatives</u>	
Budget granted to local committee (% of the budget)	0
Convention with local committee for forest works (% forest investments)	42
Convention with local committee for resource management (% forest revenues)	0
Financial autonomy (Auto-financing/State financing) (%)	19

LE BOIS, LES AUTRES ENERGIES RENOUVELABLES ET LE DEVELOPPEMENT : PROBLEMATIQUE ENERGETIQUE DANS L'ESPACE MONTAGNEUX EN TUNISIE[1]

DALY-HASSEN HAMED[2] & MISSAOUI RAFIK[3]

1. INTRODUCTION

Comment satisfaire les besoins énergétiques essentiels d'une population démunie, dispersée et enclavée, tout en respectant les exigences économiques et environnementales ? Telle est la problématique spécifique de l'approvisionnement énergétique des zones montagneuses en Tunisie et dans les pays en développement de manière générale.

Les zones de montagne sont en effet caractérisées par des ressources économiques locales limitées. L'économie est basée essentiellement sur des activités de subsistance étroitement liées aux ressources locales : petite agriculture, petit élevage, exploitation forestière, etc. Il en résulte que les revenus monétaires des ménages sont dans la plupart des cas faibles.

D'un autre côté, la dispersion de l'habitat et son enclavement font que le coût de distribution des produits énergétiques sont particulièrement élevés.

De manière générale, la contrainte de la distribution spatiale de la population, conjuguée à l'étroitesse des revenus, font que les énergies commerciales sont difficilement accessibles pour la grande majorité des ménages. Ces derniers se rabattent alors sur l'utilisation des combustibles ligneux, souvent prélevés abusivement dans un écosystème local déjà fragile.

Cet article repose sur l'analyse de l'offre et la demande de bois d'énergie dans les régions forestières pour trois raisons essentielles :

- La distribution géographique des forêts a montré que 94% de la superficie forestière est située en zone montagneuse ;

- Les régions montagneuses de Kroumerie, Mogods, Haut Tell et Dorsale sont couvertes à 36% de leur superficie de forêts. Par ailleurs, la superficie forestière dans les gouvernorats de Béja, Bizerte et Jendouba, dépasse la superficie des zones montagneuses de la région de Mogods-Kroumerie. Les régions Haut-Tell et Dosale sont par contre moins couvertes de forêts surtout dans les gouvernorats de Kef (20%) et Siliana (24%).

- Le bois est une source d'énergie renouvelable. La planification de la gestion forestière pourrait permettre une exploitation limitée, mais durable de cette ressource.

[1] Cet article fait référence à divers travaux réalisés récemment sur l'analyse de l'offre et la demande énergétique, cités en bas de page.

[2] Chercheur en Economie forestière, Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts, Ariana.
[3] Ingénieur Economiste, ALCOR, Menzah 9A, 1013 Tunis.

2. LA DEMANDE ENERGETIQUE EN ZONES DE MONTAGNE : LES COMPORTEMENTS ENERGETIQUES

2.1. LES SOURCES D'ENERGIE

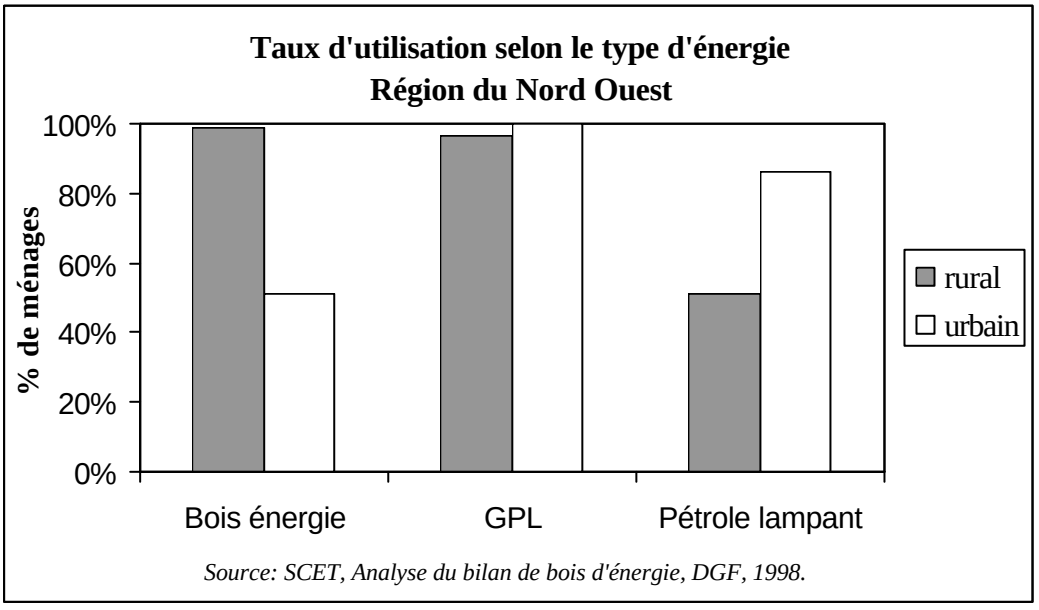
En Tunisie, les énergies fossiles représentent la plus grande part de la consommation énergétique du pays, soit 84% environ de la demande énergétique totale[4].

Le reste de la demande, soit 16%, est satisfait par les énergies traditionnelles (bois, charbon de bois et déchets animaux et végétaux). Cette biomasse est essentiellement consommée par le secteur résidentiel (55% de la demande résidentielle), tout particulièrement en zone rurale.

Compte tenu des caractéristiques structurelles déjà présentées, on comprend bien que le paysage énergétique en zones de montagne reste marqué par la faible présence des énergies conventionnelles (gaz GPL, produits pétroliers, électricité) et la dominance des énergies traditionnelles locales (bois de feu, déchets végétaux et animaux).

A titre d'illustration, la figure n°1 présente les taux d'utilisation de chaque type d'énergie selon le milieu (rural, urbain) dans la région du Nord Ouest, dont les zones rurales sont à dominante montagneuses.

Figure n°1 :



Source: SCET, Analyse du bilan de bois d'énergie, DGF, 1998.

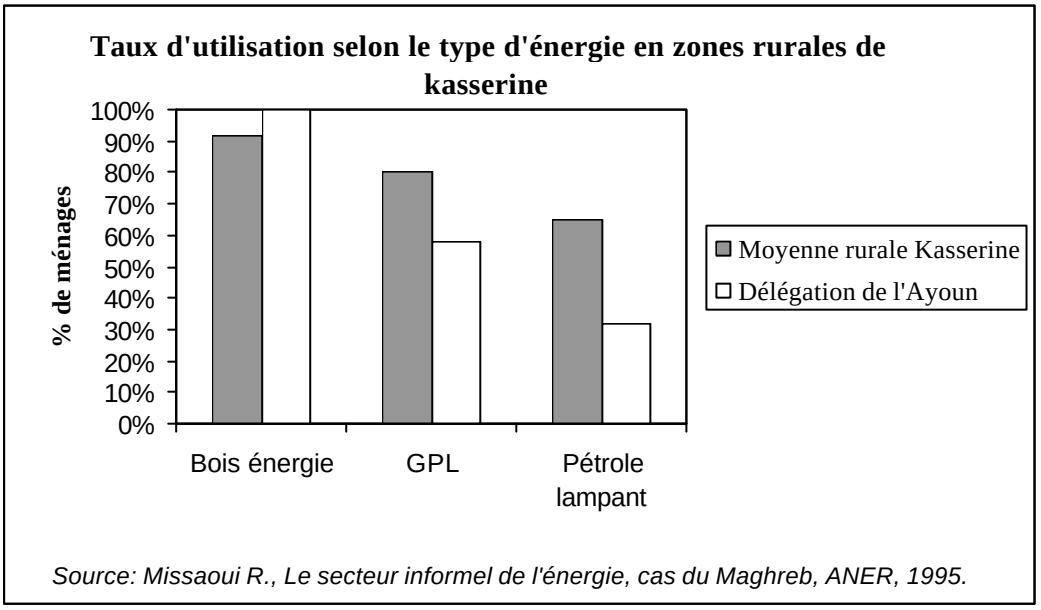
[4] Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du territoire, 2001. Communication initiale de la Tunisie dans le cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, Tunis.

Notons l'importance du recours au bois comme source d'énergie dans les zones rurales en comparaison au milieu urbain. Parallèlement, les combustibles conventionnels sont nettement plus utilisés en ville qu'en zones rurales.

Afin de mieux illustrer les spécificités des zones de montagne, même au sein de l'ensemble rural, nous avons pris, comme exemple, le cas de la délégation de l'Ayoun située au nord de Kasserine (couvert forestier montagneux de Tioucha, 1000 à 1200 m d'altitude).

La figure n°2 montre que l'usage du bois est complètement généralisé alors que le recours aux formes d'énergies conventionnelles reste nettement inférieur à la moyenne rurale du gouvernorat.

Figure n°2 :

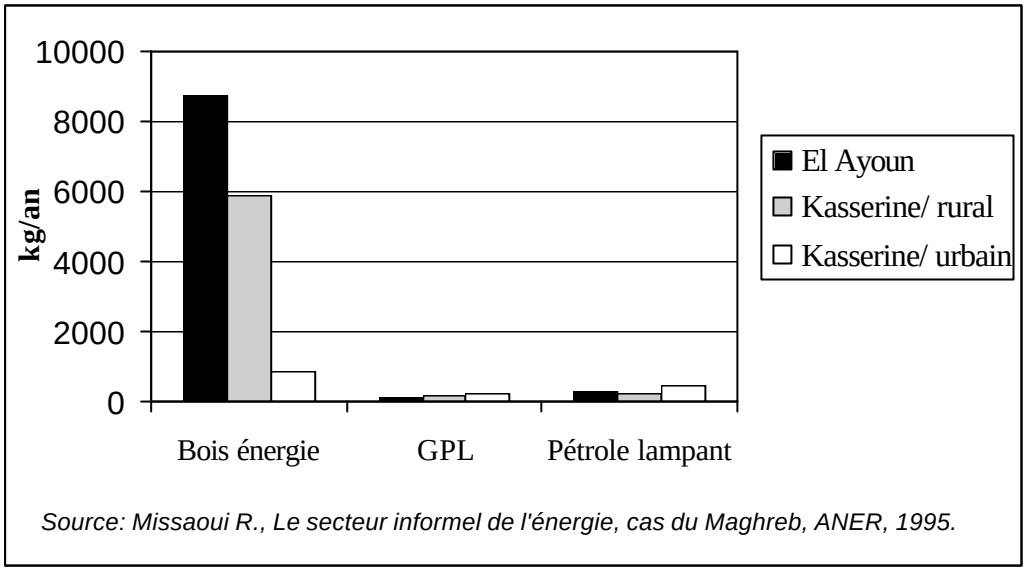


Source: Missaoui R., Le secteur informel de l'énergie, cas du Maghreb, ANER, 1995.

Le taux d'utilisation (appelé aussi taux de pénétration) reste toutefois un indicateur global qui ne rend compte que partiellement de la réalité énergétique. Il doit être complété par une connaissance détaillée des consommations par type d'énergie.

La consommation de bois-énergie est très importante en zone rurale, et spécifiquement en zone de montagne. Elle atteint ainsi 8,9 t/ an à El Ayoun et 5,9 t/ an dans le milieu rural pour le gouvernorat de Kasserine alors qu'elle ne dépasse pas 0,9 t/ an dans le milieu urbain du même gouvernorat (cf. Figure n°3).

Figure n°3 : Consommation des différents types d'énergie par ménage dans le gouvernorat de Kasserine en 1995



Source: Missaoui R., Le secteur informel de l'énergie, cas du Maghreb, ANER, 1995.

2.2. LES USAGES DE L'ENERGIE

Compte tenu de la nature de l'économie locale basée sur des activités traditionnelles non mécanisées, la demande de l'énergie en zones montagneuses est portée quasi-exclusivement sur le secteur domestique. La demande des autres secteurs économiques (agriculture, artisanat et services) est presque inexistante.

Par ailleurs, les besoins énergétiques des ménages montagneux sont le plus souvent limités aux usages de base, que nous pouvons classer en deux catégories : les usages de chaleur et les usages non thermiques.

En dehors de ces principales applications, l'usage de l'énergie reste insignifiant dans les zones de montagne.

La région du Nord-Ouest en milieu rural est assez représentative des zones montagneuses. Pour cela, nous avons choisi d'indiquer les usages de bois de feu et de charbon de bois des ménages dans cette région.

2.2.1. Les usages de bois de feu

La consommation moyenne par ménage utilisateur dans la région du Nord Ouest en milieu rural est de 3765 kg/ an en 1997. Cette quantité est élevée comparée à la consommation

moyenne pour l'ensemble du pays en milieu rural (2903 Kg/ an) ou en milieu urbain (697 kg/ an)[5].

Cette catégorie intègre toutes les applications thermiques suivantes :

- La cuisson du pain (57,3% de la consommation) ;

La tradition de cuire le pain à domicile est encore une pratique très courante en milieu rural tunisien et particulièrement dans les zones montagneuses, et surtout lorsque la distribution commerciale du pain est limitée.

L'enquête réalisée dans la région de Kasserine en 1995 a montré que 100% des ménages ruraux (et à fortiori les ménages montagneux) ont recours à la cuisson du pain (Tabouna et Tajine)[6]. L'étude montre également que la fréquence moyenne des cuissons est de 9 fois par semaine.

Aussi, dans la région du Nord Ouest, à dominante montagneuse, 98,9% des ménages ruraux pratiquent couramment la cuisson du pain à domicile.

La cuisson du pain se fait quasi-exclusivement à partir des combustibles traditionnels (bois de feu, déchets végétaux et animaux), avec deux techniques différentes : le foyer « à trois pierres » (Tajine) et la Tabouna.

La technique des trois pierres, compte tenu de sa facilité, est souvent la plus abondante dans les zones montagneuses de Tunisie. Dans la région de Kasserine, cette technique est utilisée dans 86% des cas, contre uniquement 60% pour la Tabouna.

- L'eau chaude sanitaire (17,6% de la consommation) ;

- La cuisson des repas (14,3% de la consommation) ;

- Le chauffage des habitations (10,8% de la consommation).

2.2.2. Les usages du charbon de bois

La consommation moyenne par ménage est assez faible, 96 kg/ an en 1997.

Les principaux usages sont les suivants :

- La préparation du thé : 72,1% de la consommation ;

[5] Cf. Ministère de l'Agriculture, Direction Générale des Forêts, 1999. Analyse du bilan du bois d'énergie et identification d'un plan d'action, SCET-Tunisie et SCANDIACONSULT Natura AB.
[6] Cf. Missaoui, 1995.

- Le chauffage : 18,6% de la consommation ;

- Les grillades : 9,3% de la consommation.

2.2.3. Le gaz et le pétrole lampant

Le Gaz GPl est l'énergie alternative au bois pour la cuisson, son utilisation reste limitée, toutefois, il connaîtrait une augmentation de son utilisation suite à l'amélioration des conditions de vie. Par contre, la consommation du pétrole baisserait suite aux programmes d'électrification.

2.2.4. Les usages non thermiques

Il s'agit essentiellement de l'éclairage, l'audiovisuel (radio et télévision) et le froid domestique pour le rafraîchissement des boissons et la conservation des aliments.

3. L'OFFRE ENERGETIQUE EN ZONE MONTAGNEUSE

L'offre d'énergie non conventionnelle concerne le bois de feu, le charbon de bois, les déchets végétaux et les déchets animaux.

L'offre de bois provient des formations forestières, de la taille des oliviers et d'autres espèces arboricoles. La forêt fournit une part importante des besoins des ménages en bois- énergie, dans la région du Nord-Ouest notamment.

Les prélèvements de bois de feu en forêt sont les suivants :

- L'exploitation de bois, organisée par la Régie d'Exploitation Forestière, en régie ou en entreprise dans le domaine forestier de l'Etat, soit 130.000 m^3 en 1997. Cette quantité de bois est vendue à la demande selon le tarif des menu- produits (de 2 DT/ stère pour le bois de petit diamètre à 6 D/ stère pour le bois de gros diamètre selon la tarification de 1995 encore appliquée), ou par adjudications publiques.

- Le prélèvement direct des ménages estimé à 600.000 m^3. Il faudrait noter que 400.000 ménages environ utilisent le bois provenant de la forêt. On note que la population forestière bénéficie d'un droit d'usage consistant à l'utilisation gratuite par l'usager de certains produits forestiers pour ses besoins domestiques. Ce droit d'usage concerne par exemple le ramassage de bois mort gisant sans autorisation préalable, et l'enlèvement des broussailles d'essences secondaires sans déssouchement après autorisation délivrée par l'agent forestier. Par ailleurs, il y a des coupes illicites de bois pour le chauffage et la carbonisation. Les infractions liées à la coupe et l'enlèvement d'arbres sont passibles d'amendes et de peines d'emprisonnement[7].

[7] Cf. Code forestier (loi n°88-20 du 13 avril 1988, les articles de 82 à 88)

- L'exploitation de bois provenant des plantations d'alignement et de brise-vent, soit 29.000 m^3.

Il convient de noter que l'offre de bois d'énergie[8] est dominée par le bois d'olivier (67%), et le bois provenant de l'arboriculture fruitière (18%). Le bois provenant des forêts représente une faible source de bois d'énergie (15%).

Cette contribution diffère selon la région, la forêt contribue à hauteur de 46% de l'offre de bois dans la région du Nord Ouest, 21% dans le Nord-Est, 5% dans le centre et 0,5% dans le sud.

Le prélèvement de bois en forêt dépasse de 50.000 m^3, le volume potentiel réalisable[9]. En effet, on note un déséquilibre entre l'offre et la demande du bois d'énergie dans la région du Nord-Ouest notamment. Cette surexploitation globale porte atteinte au capital forestier, et ainsi au développement futur de la production. Elle se traduit plutôt par une dégradation des forêts situées à proximité des douars notamment, que par une perte de la superficie forestière.

Les statistiques sur les délits constatés peuvent nous éclairer sur l'importance des coupes illicites. Les délits sont réprimés par des procès-verbaux ou par des transactions selon leur gravité. Sur une période quinquennale, de 1992 à 1996, il y a eu en moyenne 1086 transactions portant la coupe de 8980 arbres par an. Ces transactions représentent 23% du nombre total de délits. Les reste des transactions porte sur le pacage, la chasse, le colportage, l'extraction de produits, les labours, les incendies et les occupations illicites. Les délits de coupe, représentant 80 % des procès-verbaux dans le Nord-Ouest, dénotent de la nécessité d'une stratégie de gestion locale des ressources en bois.

Il faudrait aussi noter que la plus grande part de la production forestière est utilisée comme bois de feu ou charbon de bois. En effet, la production du domaine forestier de l'Etat, estimée à 850.000 m^3, est utilisé comme bois d'énergie (86%), bois d'industrie servant à la fabrication de panneaux de particules et de fibres (9%), bois de service à usages agricoles et domestiques (4%) et bois d'œuvre destiné à l'industrie de sciage (1%).

Le bilan offre- demande de bois d'énergie actuel et futur[10] a permis d'indiquer les déséquilibres au niveau national et régional. Cette analyse a montré que la demande était satisfaite à 99% par l'offre en 1997, et que ce taux de couverture serait de 130% en 2010. Cet équilibre national cache des disparités régionales qui peuvent s'accentuer à des petites échelles.

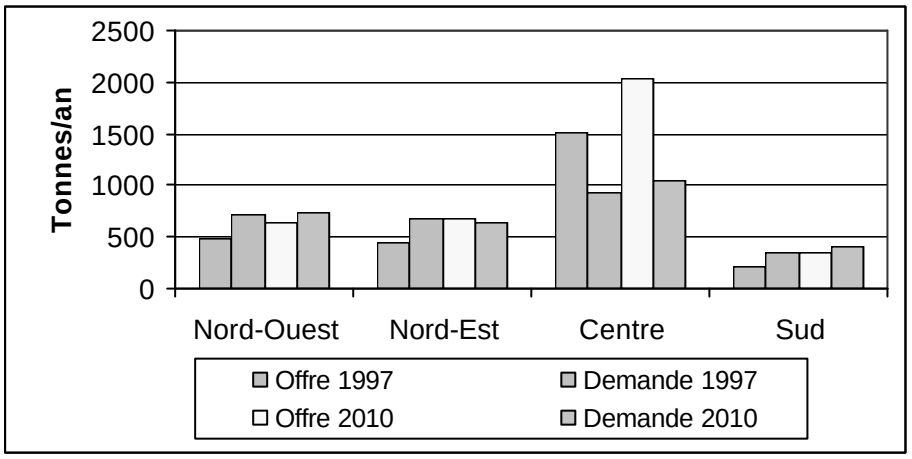
[8] L'offre globale a été estimée à 2,6 Millions de tonnes en 1997.

[9] Cf. Ministère de l'Agriculture, Direction Générale des Forêts, 2001. Stratégie Nationale de Développement forestier et pastoral.

[10] Cf. Ministère de l'Agriculture, Direction Générale des Forêts, 1999. Analyse du bilan du bois d'énergie et identification d'un plan d'action, SCET-Tunisie et SCANDIACONSULT Natura AB.

En 1997, la région Centre était excédentaire alors que les autres régions le sud, le Nord-Ouest et le Nord –Est étaient déficitaires. Ce déficit atteint une valeur de 270.000 t dans le Nord Est et 190.000 t dans le Nord Ouest (cf. figure n°4). Contrairement au charbon de bois, l'approvisionnement en bois de feu pose problème à cause de sa faible mobilité, liée au coût élevé du transport et le faible revenu des utilisateurs. La région Nord se caractérise par une demande de bois de feu relativement importante (82%) par rapport à celle de charbon de bois (18%).

Figure n°4 : Bilan offre - demande de bois d'énergie selon les régions en 1997



Source : Analyse du bilan du bois d'énergie et identification d'un plan d'action, SCET-Tunisie et SCANDIACONSULT Natura AB, mai 1999.

Selon l'étude référencée ci-dessus, la demande de bois- énergie augmenterait de 0,5% par an en moyenne, cette croissance est fonction de l'évolution des comportements de consommation des ménages qui dépend notamment des facteurs suivants :

- L'augmentation du niveau de vie induirait une baisse de l'usage de bois pour la cuisson des repas par exemple ;

- La disponibilité de bois et les conditions d'approvisionnement en d'autres types d'énergie influent sur la fréquence de l'utilisation du bois pour la préparation du pain notamment ;

- Le poids des habitudes et des traditions de consommation dans les zones montagneuses maintiendrait la consommation de bois- énergie pour la préparation du pain et du thé, et le chauffage.

Par ailleurs, l'offre renouvelable de bois- énergie observera une croissance annuelle de 2,7% liée à l'augmentation des productions potentielles en bois à l'intérieur et à l'extérieur des espaces forestiers.

En 2010, le déficit diminuerait dans la région du Nord-Ouest, et l'indice de satisfaction de la demande s'améliorerait dans toutes les régions (cf. figure n°4). Le déficit serait plus remarqué dans les régions forestières de Beja et le Kef. Ainsi, la surexploitation de la forêt devrait subsister de façon limitée si des mesures de substitution de la demande énergétique et d'économie d'énergie ne seront pas prises.

4. QUELQUES PISTES D'AMENAGEMENT

L'amélioration du bilan Offre/ demande de bois énergie s'articule autour de quatre axes stratégiques majeurs :

- Le développement économique et social des populations de montagne ;

- La maîtrise de la croissance de la consommation énergétique ;

- La gestion forestière et l'amélioration des potentialités dans les zones les plus dégradées ;

- Le suivi, la concertation et la sensibilisation sur l'économie d'énergie.

1. Le développement économique et social se traduit par une substitution des sources d'énergie et par des attitudes plus conservatrices vis à vis du milieu forestier. Ce développement devrait se baser sur une participation effective de la population dans l'identification, le suivi et la réalisation d'un programme d'action de développement intégré de leurs terroirs.

   La réorganisation du commerce de bois de feu et la participation des communautés dans la gestion des forêts permet de présenter certains avantages :

   - Elle offre la possibilité de couvrir les besoins en bois de chauffage ;

   - Les usagers tireront des revenus de la forêt et prennent conscience de la nécessité d'une exploitation rationnelle des ressources et de leur préservation ;

   - Les usagers seront plus disposés à investir dans les activités forestières et dans la gestion de leurs terroirs.

   Cette réorganisation devrait se référer au plan d'aménagement forestier qui prend en compte les potentialités forestières et les aspects socio-économiques et environnementaux.

2. Les mesures visant à réduire l'utilisation du bois énergie sont les suivantes :

   - Diffusion des couvercles métalliques pour améliorer le rendement thermique des tabouna utilisés pour la cuisson ;

   - Diffusion des tajines métalliques fonctionnant au gaz ;

   - Diffusion des systèmes biogaz dans les zones les plus réceptives à ce nouveau système ;

   - L'architecture bioclimatique (orientation, qualité des matériaux, etc.) permettant de réduire les besoins en chauffage.

3. La gestion forestière devrait permettre de répondre aux besoins de la population en bois de feu, que ce soit par le programme d'exploitation de la forêt ou dans le cadre de plantation d'espèces à croissance rapide.

   Par ailleurs, la filière de charbon de bois devrait être développée et suivie afin d'accroître le rendement en charbon par l'amélioration des techniques utilisées et de faciliter l'approvisionnement des zones les plus déficitaires du Nord. La maîtrise de la filière permet de stabiliser les prix qui ont connu un accroissement important ces dernières années.

4. Les mesures d'accompagnement sont les suivantes :

- Suivre et évaluer l'offre et la demande de bois énergie à l'échelle régionale et nationale dans le cadre du système de planification forestière ;

- Se concerter entre les différents acteurs sur l'amélioration de l'équilibre entre l'offre et la demande ;

- Sensibiliser les différents acteurs sur l'économie d'énergie et ses implications sur la préservation des ressources ;

- Développer les nouvelles énergies renouvelables à travers un programme de recherche- développement orienté sur l'énergie solaire et éolienne familiale.

En conclusion, la problématique d'approvisionnement énergétique des zones montagneuses est étroitement liée aux caractéristiques géographiques et socio-démographiques du milieu : revenu monétaire faible, enclavement et dispersion de l'habitat, rendant toute desserte d'énergie commerciale conventionnelle peu abordable.

Dans ces conditions, le recours à une offre énergétique locale et décentralisée est indispensable pour répondre aux besoins énergétiques des populations à un coût accessible. Le bois énergie a toujours constitué la plus importante source d'approvisionnement compte tenu de sa proximité et de son coût relativement faible.

A coté de cette source traditionnelle, de nouvelles solutions renouvelables ont été développées, il s'agit par exemple de l'énergie solaire photo-voltaique pour l'électrification rurale[11], la petite éolienne notamment pour le pompage, le bio-gaz pour les besoins de cuisson, etc.

Toutefois, l'accès au bois énergie doit être effectué dans le cadre d'une exploitation rationnelle des ressources forestières afin de préserver leur durabilité. Pour cela, la gestion des ressources locales devrait être approchée de manière globale intégrant les préoccupations et l'amélioration des conditions de vie des populations locales.

[11] Le programme solaire de l'Agence Nationale des Energies Renouvelables (ANER) a permis d'électrifier environ 8000 ménages ruraux dispersés.

PERGAMON

Land Use Policy 18 (2001) 153–163

Land Use Policy

www.elsevier.com/locate/landusepol

Analyzing forest users' destructive behavior in Northern Tunisia

Ameur Ben Mansoura*, Salah Garchi, Hamed Daly

Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forêts (INRGREF), B.P. 10, Ariana 2080, Tunisia

Received 4 April 2000; received in revised form 26 September 2000; accepted 5 October 2000

Abstract

An analysis of forest offense statistics in Northern Tunisia, where most of the country's woodlands are located, showed rising trends for all types of offenses, in addition to illegal hunting and clearing, between 1989 and 1996. Major offenses included clearing, logging, and ploughing, while minor offenses were primarily unlawful stocking, hunting, and handling of forest products. Users with the greatest destructive behavior belonged to the districts of Jendouba, Kasserine, Le Kef, and Bizerte, while the lowest offense frequency occurred in Tunis and its neighboring districts. The ratio of forest offenses per capita was positively correlated with ruralism and the proportion of forest cover in the region's districts. However, forest availability and its implied open-access policy were overriding in promoting users' destructive behavior. The positive correlation between forest offenses and eroded soils also demonstrated the detrimental impact of open-access on the sustainability of forest resources. © 2001 Elsevier Science Ltd. All rights reserved.

Keywords: Forest offenses; Offense type; Forest cover; Open access; Ruralism; Soil erosion

Introduction

The Mediterranean basin is the region of the world which has suffered the most from man's negative impact on the environment (Naveh and Dan, 1973). For centuries, excessive agricultural and animal use, forest fires, and inappropriate management practices and policies constituted the major factors of forest degradation and species selection in this ecoregion. Besides their ecological interest, the shrinking Mediterranean forest ecosystems continue to play an important socio-economic role (Hamrouni, 1992). Woodlands provide means of subsistence to rural communities by furnishing wood, grazing areas and seasonal jobs.

In Tunisia today, the remaining forests and all afforested lands cover about 843,000 ha (DGF, 1995), which represent 5.1% of the country's total surface area. Although Tunisian woodlands have been declared public property since 1890 (Snane, 1993), more than 11% of the country's population still live there due to the fact that about 1 million people continue to rely primarily on forest resources for their livelihood and shelter. The historical presence of illicit occupants in these woodlands is at the root of a social dilemma and a conflicting relationship with the Forest Administration, who owns and regulates the use of the common resource pool by the local inhabitants on behalf of the state (Hamzaoui, 1993). The first measure towards the regulation of forest usage rights, decreed in 1934, aimed at halting further dilapidation of forest lands by prohibiting their clearing and ploughing (Snane, 1993) which were customarily done for subsistence crop cultivation. Greater restrictions on forest resource access were later imposed by the Forest Code in 1959 and its subsequent revision in 1988. Under the terms of the Tunisian Forest Code, many activities linked to fulfilling people's basic needs were assimilated into judicial offenses and a transgression of law (Hamzaoui, 1993). For instance, cutting down a tree became prohibited regardless of whether the tree was needed for shelter or heating in winter. Access to resources suddenly became limited to dead wood lying on the forest floor and free grazing in unprotected areas.

However, increasing socio-demographic pressure and lack of means to carry out proper surveillance and systematic repression of offenses by foresters, as is the case in many other countries (Rolling, 1997), perpetuated open-access to forest resources. Early awareness of

*Corresponding author. Tel.: +216-1-230-039; fax: +216-1-717-951.

E-mail address: dalyhassen.hamed@iresa.agrinet.tn (A.B. Mansoura).

0264-8377/01/$ - see front matter © 2001 Elsevier Science Ltd. All rights reserved.
PII: S0264-8377(01)00004-7

the necessity to make local populations a part of the forest resource preservation process led Tunisian authorities to undertake an ambitious afforestation program, which at the same time provided jobs in forest areas where poverty and unemployment remain high (Bouraoui, 1993). Other ambitious development programs for the dual purpose of improving life conditions and insuring forest conservation were either accomplished or are still underway. Meanwhile, forest degradation continues to occur (Snane, 1993), mainly because of continued open-access which was recently assimilated by Rolling (1997) to Hardin's tragedy of the commons and the social dilemma associated with it (Hardin, 1968).

A good example of the common's tragedy in Tunisian forests is provided by overgrazing and its impact on environmental degradation. Most often, herders deliberately choose to graze as many animals as they can afford, since the Tunisian forest legislation maintained livestock grazing among the list of usage rights that can be freely practiced by local populations. Furthermore, the selfish and greedy attitude of individual herders is implicitly encouraged by the Forest Code itself which did not set a limit on the number of animals per forest user. As a result, high per capita ratios of livestock accumulation are reported in districts with greater forest coverage compared to others where forest cover is minor (Ben Mansoura and Garchi, 1998). Thus, the relative abundance of forests is apparently another cause of their use and abuse, in addition to circumstances of open-access and drought. During extended periods of drought, which are recurrent in Tunisia, greater misuse damage is inflicted by domestic livestock because in many cases herders feel compelled to let their animals graze in prohibited areas, such as those reserved for natural tree regeneration or in recent plantations, where more grass is usually available. A herder would prefer breaking the law rather than letting his herd starve (Hamzaoui, 1993). This explains why overgrazing constitutes the most important factor in causing soil erosion and environmental degradation all over the world, and particularly in Africa (Oldeman et al., 1991).

In interpreting Maslow's popular concept of the hierarchy of user needs (Maslow, 1954), Pieri (1997) and Rolling (1997) concluded that changing behavior from intentionality and greed to awareness and recognition of society's collective responsibility for environmental issues cannot be achieved as long as needs for food, energy, and shelter are not secured. Therefore, forest offenses which are committed in order to fulfill vital daily needs (Hamzaoui, 1993), could be used to monitor the progression of forest users civic behavior from individual short-term interests to a crucial long-term environmental consciousness. Arrival at this ultimate stage in user needs hierarchy represents the key issue in sustainable land management (Rolling, 1997). Moreover, the notorious void in the literature about forest offenses in Tunisia and elsewhere shows that the subject matter is taboo, probably because of its sensitive socio-political connotations. Nevertheless, forest offenses and their combined impact on environmental degradation can no longer be ignored and ought to be unveiled by forest scientists, socio-economists, and other researchers.

The objectives of the present study consisted, firstly, in a spatio-temporal analysis of the trends in forest offenses over several years, in Northern Tunisian districts. Secondly, the study aimed at the investigation of cause and effect relationships between forest offense occurrence on one hand, and ruralism, forest abundance, and soil erosion on the other hand.

Material and methods

Study area

The study area included the 10 administrative districts of Northern Tunisia to which was added the district of Kasserine because of its important forest cover, although it is generally considered as part of the Central Region. The area is located between the latitudes of approximately 32 and 34°N, and athwart the 10th eastern meridian (Fig. 1). The region is bordered on the north and east by the Mediterranean Sea, on the west by Algeria, and on the south by the High Steppes of Central Tunisia. The Medjerda river originating from Algeria represents the major water stream running through the agricultural plains of the region, which are dissected and surrounded by three mountain ranges: the Kroumiries, the Mogods, and the Dorsale. These broken elevations are mostly oriented from southwest to northeast and constitute the major woodlands of the region. In 1994, the proportion of woody areas in the 11 districts fluctuated between a minimum of 4.0% in the district of Tunis and a maximum of 33.6% in Jendouba (DGF, 1995). Altitudes in the study area vary from sea level on the coast line to 1540 m on northwestern breaks and mountain peaks. The region is further characterized by a Mediterranean climate which has a rapidly increasing north to south aridity gradient and two distinct seasons: wet and dry. The average annual rainfall is usually between 1200 mm in the north and 300 mm in the south of the area, with more than 95% occurring between September and May. Average annual temperatures vary between 17.1°C and 18.7°C, with January minima fluctuating from 3.8°C to 8.1°C, and August maxima from 30.8°C to 36.1°C. Natural forests in this region are mainly dominated by *Quercus suber* L., *Q. faginea* Lam., and *Pinus pinaster* Sol. on the most fertile sites. These species are progressively replaced with *P. pinea* and *P. halepensis* L. when moving from north to

south, and west to east. Moreover, introduced eucalyptus and acacia species are sporadically encountered on degraded woodlands, largely dominated by *Olea europea* L., var. *oleaster* D.D., and *Pistacia lentiscus* L. The study area is inhabited by 4.6 million people corresponding to 53% of the Tunisian population (INS, 1994), while it covers only 23% of the country's total surface area of 164,000 km^2. The region shelters about one half of the total Tunisian domestic livestock populations with 52% for cattle, 47% for sheep, and 37% for goats (DGF, 1995). Major land uses of the study area in 1994 were as follows: cropped lands: 53%, fallowlands: 11%, fruit tree lands: 10% (DGPDIA, 1994), woodlands: 22%, and rangelands: 3% (DGF, 1995).

Data collection

Data dealing with forest offenses were obtained from the Tunisian Forest Administration after compilation from different local and regional offices throughout the studied area (Fig. 1). For data reliability, only verbalized offenses by oath-bound forest officers, officially transmitted to local courts for penal judgement, were considered for analysis. The period of study was limited from 1989 to 1996 due to partial or complete lack of data in other years. Forest offenses were then sorted by year, district, and category of misdemeanor. The Tunisian Forest Administration classifies its verbalized offenses under one of seven categories according to the Forest Code. These categories are as follows: (1) clearing, (2) ploughing, (3) logging, (4) stocking, (5) poaching, (6) handling and transportation of forest products, and (7) other. The latter included numerous types of offenses, such as carbonization, fire ignition, aggression against forest officers, and trespassing. At the time the study was conducted, detailed statistics concerning these specific offenses were unavailable.

For each district, the average annual number of all forest offenses was then divided by the district's total population (INS, 1994) and then multiplied by 100,000 in order to express forest offenses in terms of ratios per 100,000 capita. Data from the National Forest Inventory (DGF, 1995) was used to express the surface area of all woodlands within a given district as a percentage of its total surface area. Similarly, all eroded soils showing more or less advanced signs of erosion and degradation of natural vegetation were summed up within a given administrative entity, and were expressed as a relative surface area. All data concerning eroded soils were obtained from DCES (1996).

Statistical analysis and test of hypotheses

A two-way factorial analysis of variance using SAS (SAS Institute Inc., 1989) was performed on counts of forest offenses. District and category of misdemeanor constituted the main factors with 11 and 7 levels, respectively. Eight replicates were represented by the same number of years of the study period from 1989 to 1996. For multiple comparison purposes, the least significant difference (LSD) at the 5% probability level was used to separate annual means (Snedecor and Cochran, 1980). Simple linear regression was performed for the assessment of change in forest offense counts for each district and forest offense type, using year 1 (1989) to 8 (1996) as an independent variable. Regression models were retained only when they were significant, and their Pearson's correlation coefficient (r) was higher than 0.707 and 0.834 at the probability levels of 5% and 1%, respectively (Snedecor and Cochran, 1980). Temporal trends in the total number of all forest offense types were also submitted to the same regression analysis for all districts whether considered together or separately.

Simple regression analysis was also used to test for hypotheses linking forest offense occurrence to ruralism and forest cover abundance. The first hypothesis was formulated in order to verify whether poverty and cultural heritage which are peculiar to rural societies were responsible for the occurrence of forest offenses as Hamzaoui (1993) argued. The second hypothesis was to test if forest resource abundance and its implied open-access policy would encourage the abuse of natural forest resources through destructive behavior. For both hypotheses, the computed average annual ratio of all committed forest offenses per 100,000 capita in each district was a dependent variable. Multiple regression was performed to determine which independent variable, ruralism or forest cover abundance, was prominent in predicting destructive behavior (Draper and Smith, 1966). A third hypothesis was tested to find out if the combined impact of forest offenses had a negative impact on environmental degradation reflected by soil erosion. For this hypothesis, the proportion of eroded soils in the various districts of the region was regressed against the per capita ratio of forest offense.

Under simple regression and correlation, various mathematical transformations of the initial values of all variables involved were systematically performed in order to stabilize variances around their means. The transformation maximizing the correlation coefficient was chosen and the model was retained when a minimum r value of 0.602 ($P<0.05$) or 0.735 ($P<0.01$) was reached (Snedecor and Cochran, 1980).

Results and discussion

Categorization of forest offenses

The analysis of variance showed significant ($P<0.01$) differences between the annual mean count of forest

offenses according to their category and the district in which they occurred. The region's overall mean amounted to about 806 forest offenses per year (Table 1), which represented approximately 85% of all verbalized forest offenses in the country. This proportion agreed with the amount of forest cover in the region, since the 11 administrative districts constituting the study area (Fig. 1) accounted for approximately 92% of the country's forests and woodlands (DGF, 1995). However, user depredations against forest resources are far greater than implied by the number of verbalized offenses, since forest infractions that were settled out of court have a nationwide average of 2532 cases per year (DGF, 1999). Thus, the number of forest offenses is in fact limited to only 27% of all documented cases of forest law violation. In addition, an unknown number of forest misdemeanors remain unpunished and undocumented, simply because of the inability to identify their authors, for which user groups have always been willing to provide protection (Hamzaoui, 1993). Nevertheless, the analysis of destructive behavior in Northern Tunisian woodlands showed

Table 1
Annual mean count of forest offenses occurring in Northern Tunisian districts between 1989 and 1996

Forest offense	Annual mean count (N/yr)	Proportion (%)
Clearing	176.88 B[a]	22.0
Logging	167.63 C	20.8
Ploughing	110.63 D	13.7
Stocking	78.88 E	9.8
Poaching	37.38 F	4.6
Handling	19.25 G	2.4
Other	215.38 A	26.7
Total	806.13	100.0

[a] Means connected with different letters are significantly different

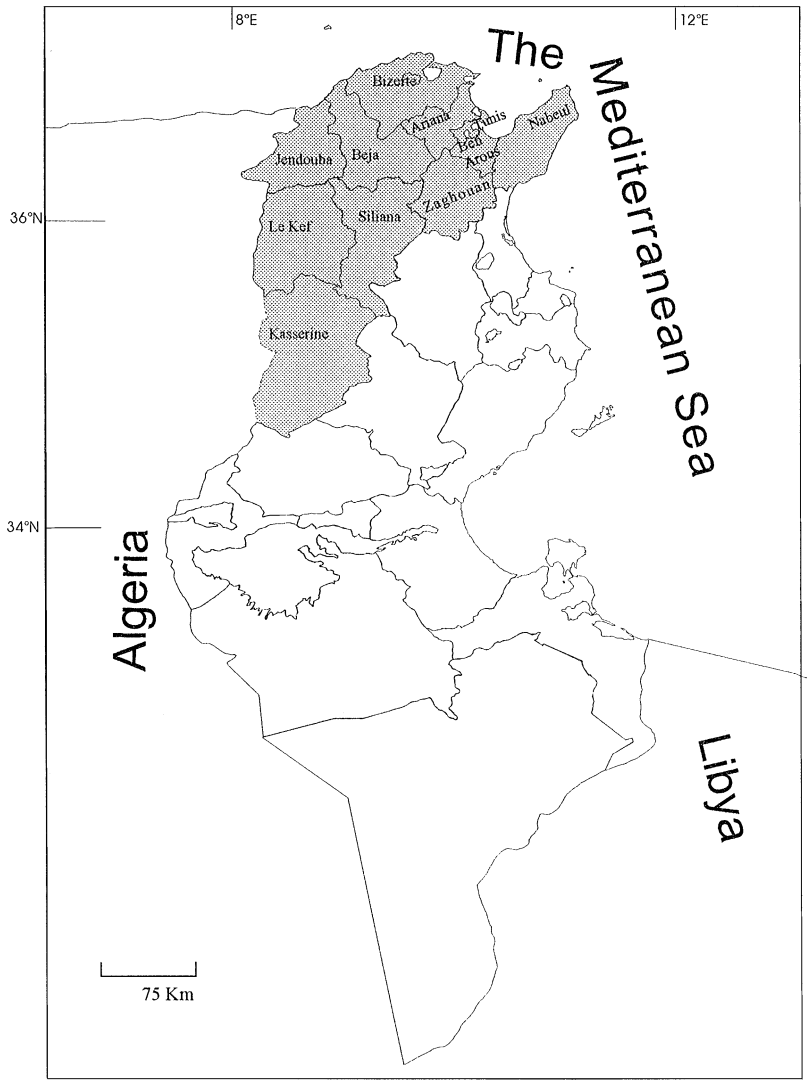


Fig. 1. Map of the study showing the geographical location of districts with forest cover in the country.

that the other category of forest offenses had the greatest frequency with about 215 cases per year, or 26.7% of all committed forest misdemeanors. Given this high frequency, the Tunisian Forest Administration should, in future compilations, separate this category into more specific types of misdemeanors for a better understanding of their nature and an improved assessment of the pressure affecting the targeted resources. After the other category, clearing, logging, and ploughing constituted the next major forest offenses with 177, 168, and 111 cases per year, respectively. Hence, four major categories of forest offenses accounting for more than 83% of all forest law violations in the region were identified. The remaining 17% were attributed to stocking, poaching, and handling of forest products.

Little information is currently available for an objective assessment of the extent of damage caused by forest offenses. However, preliminary statistics from 1989 and 1990 showed that a single illegal clearing offense in the region caused the denudation of an average woodland area of about 1.8 ha. Using this estimate in conjunction with an annual frequency of 177 acts of illegal removal of vegetation (Table 1), it can be concluded that forest clearing offenses cause each year the exposure of 319 ha to fast erosion risks. Most cleared lands are usually ploughed for the cultivation of subsistence crops (Snane, 1993). However, the extent of cultivation in deforested lands remains largely dependent upon rainfall in the early season. Damage variability was also a feature of illegal logging which can range from the cutting of a few poles by illicit forest occupants to a great number of large sized trees by professional loggers (Hamzaoui, 1993).

Illegal stocking was a minor forest offense (Table 1) for which the conflict between the Forest Administration and the local users is by far greater than for the remaining types of misdemeanors. This was suggested by a recent nationwide study showing that nearly 33% of all forest infractions that were settled out of court were due to illegal stocking (DGF, 1999). Thus, for grazing in prohibited areas, foresters were more lenient in order to avoid going through the hassle of a court trial. This indulgent attitude regarding illegal stocking provided an illustration of the social dilemma associated with the abuse of public lands. Foresters clemency is, in fact, dictated by social pressure since 90–100% of all small ruminant flocks in the region belonged to herders who own little or no land to graze (Ben Said, 1992). Leniency in repressing unlawful stocking, especially during the summer when available forage in prohibited areas can save animals from starvation, is also explained by the fact that grazing livestock represents the most important source of income for local populations. The projected creation of 'Common Interest Forest Associations' gathering local users in cooperative groups, may prove useful in reducing forest offenses, particularly those due to illegal stocking, by planning anticipated livestock relief measures during drought periods.

Geographical distribution of forest offenses

The geographical distribution of the region's forest offenses showed that the district of Jendouba alone accounted for nearly 30% of all verbalized aggressions (Table 2). The second most important district in terms of forest users destructive behavior was that of Kasserine, where the proportion of forest offenses amounted to 19.5%. Another proportion of almost 26% was shared by the two districts of Le Kef and Bizerte, where similar frequencies were recorded. Hence, four districts out of eleven accounted for nearly 75% of the region's total number of forest law violations. In contrast, the lowest counts of forest offenses were recorded in the highly urbanized districts of Tunis, Ariana, and Ben Arous. Together, these neighboring districts accounted for only 2.1% of all cases of factual hostility against woodlands in Northern Tunisia. The remaining 23% of the various types of forest offenses were shared by the four other districts of Nabeul, Siliana, Béja, and Zaghouan. However, these districts showed significant differences in their average annual number of verbalized forest offenses, with the highest annual mean count of forest law violations occurring in Nabeul, and the lowest in Zaghouan.

There was also a significant ($P<0.01$) interaction between forest offense categories and districts. This meant that the distribution of the different types of forest offenses did not follow the same pattern in all

Table 2
Annual mean count of forest offenses occurring in Northern Tunisian districts between 1989 and 1996

District	Forest offense	
	Annual mean count (N/yr)	Proportion (%)
Jendouba	241.50 A[a]	29.9
Kasserine	157.88 B	19.5
Le Kef	104.50 C	13.0
Bizerte	103.00 C	12.8
Nabeul	55.13 D	6.8
Béja	49.75 E	6.2
Siliana	48.88 E	6.1
Zaghouan	28.75 F	3.6
Tunis	6.50 G	0.8
Ariana	5.63 G	0.7
Ben Arous	4.63 G	0.6
Total	806.13	100.0

[a] Means connected with different letters are significantly different from each other ($LSD_{0.05} = 2.70$).

Table 3
Annual mean count of major forest offenses occurring in Northern Tunisian districts showing the greatest anomic behavior between 1989 and 1996

Forest offense	District			
	Jendouba	Kasserine	Le Kef	Bizerte
Clearing	54.88 C[a]	69.13 B	10.50 GH	10.13 GH
Logging	59.13 C	28.75 E	18.88 FG	18.75 FG
Ploughing	27.88 E	25.38 EF	26.63 EF	17.63 FG
Stocking	16.50 GH	11.75 GH	16.38 GH	7.88 H
Other	78.75 A	18.88 FG	26.88 EF	39.00 D

[a] Means connected with different letters are significantly different from each other ($LSD_{0.05} = 8.79$).

Table 4
Forest offenses showing significant changes in annual mean count (Y) over time (X) between 1989 (year 1) and 1996 (year 8) in Northern Tunisian districts

Forest offense	District	Evolution over time (1989–1996)	Correlation coefficient (r)	$Pr > F$
Poaching	Ben Arous	$y = 0.82x - 1.57$	0.746	0.05
	Nabeul	$y = 2.20x - 1.96$	0.787	0.05
Clearing	Kasserine	$y = 16.25x - 4.00$	0.987	0.01
	Zaghouan	$y = 1.20x - 1.54$	0.856	0.01
	Bizerte	$y = -2.77x + 22.61$	−0.810	0.05
Stocking	Kasserine	$y = 2.67x - 0.25$	0.717	0.05
All types	Ben Arous	$y = 0.57x + 1.15$	0.817	0.05
	Kasserine	$y = 24.85x + 46.07$	0.914	0.01

districts. However, the high number of combinations between districts (11) and offense types (7) precluded the presentation of all possible comparisons. This is why the mean comparisons for this interaction were limited only to the four major districts and offense types, to which illegal stocking was added (Table 3). The inclusion of illegal stocking among the major categories of forest misdemeanors was warranted by the fact that it constituted the most important infraction settled out of court, as explained earlier (DGF, 1999). Moreover, no significant differences were found between illegal stocking and the other category of forest offenses for all districts, except Jendouba, Le Kef, and Bizerte (Table 3). Furthermore, the average annual count of unlawful stocking was not significantly different from that of major types of offenses such as logging and clearing in Le Kef, or clearing in Bizerte. The district × offense type interaction also made it possible to distinguish Kasserine as the sole district where clearing offenses were by far the most frequent compared to other types of misdemeanors. In addition, no significant differences were recorded between the mean annual counts of ploughing offenses and those classified under the other category in the districts of Kasserine and Le Kef, as well as in Nabeul and Siliana. The comparison between districts also showed that no significant differences were found between Jendouba, Kasserine, and Le Kef in their average annual number of offenses due to ploughing, stocking, poaching, and handling of forest products. Similarly, no significant differences were detected between any categories of forest offenses in districts presenting a low offense frequency such as Tunis, Ariana, Ben Arous, and Zaghouan (Table 2).

Trends in forest offense occurrence over time

From 1989 (year 1) to 1996 (year 8), a significantly ($P < 0.05$) rising trend was found for the occurrence of game poaching in the districts of Ben Arous and Nabeul (Table 4). Concerns about rising wildlife depredations in these two districts are further justified by the fact that illegal hunting constituted the first and second most important category of all forest offenses, with 46% in Ben Arous, and 22% in Nabeul. In addition, the latter district showed the greatest average annual count of poaching in the entire region with about 12 cases per year, or once a month. Likewise, Nabeul accounted for almost 32% of all aggressions against wildlife resources in Northern Tunisia. In the other districts of the region, the average annual count of game poaching fluctuated between 0.6 and 4.4 during the same 8-yr period. Unfortunately, simple counts of offenses may not be sufficient to assess the magnitude of resource depletion without knowledge of the extent of damage inflicted and its ill effects on resource sustainability. For instance, a single offending hunter shot an average of 52 partridges, 20 hares, and 10 heads of various other game in the district of Kasserine in 1993 (DGFE, 1994). This massacre of wildlife is not fully expressed by offense statistics alone.

Similar to poaching, woodland clearing showed increasingly greater annual counts during the 1989–1996 study period in the two districts of Kasserine and Zaghouan (Table 4), where illegal vegetation removal rose dramatically. The alarming progression of destructive behavior in the district of Kasserine was further aggravated by a significant increase in illegal stocking during the same period (Table 4). Kasserine's statistics showed, also, that clearing offenses which constituted the most important category (Table 3), were mostly committed in prairies of alfagrass (72%), rather than in woodlands (28%). The alfagrass vegetation communities represented an advanced degradation stage of former climax woody plant associations (Hamrouni, 1992). Thus, protection of alfagrass prairies against further degradation is essential, as these ecosystems are easily prone to desertification after removal of their natural vegetation.

Clearing offenses in the district of Bizerte provided the only case of declining tendency over time (Table 4). In Bizerte, illegal removal of vegetation declined from 27 cases in 1989 to only 2 cases in both of 1995 and 1996. However, it remains unclear if this satisfactory change resulted from the district's various development programs, or from greater surveillance and repression capability, or from both types of measures. Clearing is usually committed by local inhabitants for the purpose of providing shelter for the homeless or cultivation of subsistence crops for the poor. Since both objectives constitute basic human needs, forest user needs in Zaghouan and in Kasserine particularly, remained at apparently low levels between 1989 and 1996, according to Maslow's (1954) concept of human behavior and motivation. For forest users in Bizerte, it was unlikely that they moved into a higher level of hierarchy needs because of a declining trend in clearing offenses during the study period (Table 4). Such an inference was suggested by a relatively high occurrence of all combined forest offenses in this district compared to other ones in the region (Table 2).

For all forest offenses, only the districts of Ben Arous and Kasserine showed significant rising trends during the study period (Table 4). These overall increasing trends were partially due to the rise of poaching offenses in Ben Arous, and the increase of clearing and stocking offenses in Kasserine, as explained above. However, the remaining types of offenses could have contributed as well to the combined increase of all forest offenses in these two districts, despite the fact that they showed no changes over time when taken separately. In fact, the few number of cases in which significant changes occurred between 1989 and 1996 (Table 4) suggested that destructive behavior had become a normal way of life for local inhabitants in Tunisian woodlands as previously advocated by Hamzaoui (1993).

At the regional level, there was a significant progression in forest offense occurrence when all districts and types of misdemeanors were combined. The region's total number of forest misdemeanors increased from 734 and 626 in 1989 and 1990, to 890 and 857 in 1995 and 1996, respectively (Fig. 2a). Peak counts of 967 and 959 forest offenses of all sorts were recorded during the 1993 and 1994 dry years, respectively (Fig. 2a). Consequently, drought is another promoting factor of destructive behavior. The significant increases in forest offenses due to clearing (Fig. 2b) and poaching (Fig. 2c) were partially responsible for the region's overall increase in all sorts of misdemeanors (Fig. 2a).

Forest offense occurrence in relation to ruralism

A highly significant ($P<0.001$) positive relationship was found between ruralism and forest offense occurrence, whether the latter was expressed in terms of an

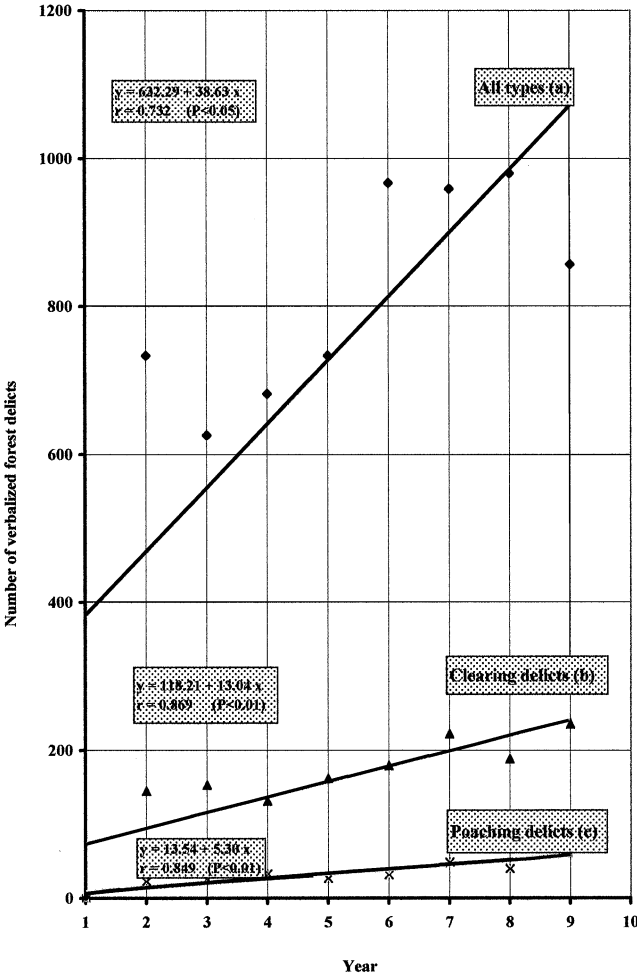


Fig. 2. Progression in different types of forest delicts (a), and in these dire to clearing (b) and poaching (c), in Northern Tunisia during the period stretching from 1989 (year 1) to 1996 (year 8).

average annual count ($r = 0.845$), or as a proportion of the region's total number of forest offenses ($r = 0.844$). This correlation with ruralism was substantially improved ($r = 0.936$) when the occurrence of forest offenses was related to the district's total population (Fig. 3). According to ratios of forest offenses per capita, there was a greater user hostility against forest resources in Le Kef than in Bizerte, as forest offense occurrence amounted to 38.4 and 21.3 cases per year per 100,000 capita, respectively (Fig. 3). This big difference was not detected when simple counts of forest offenses were used to compare the two districts (Table 2). In contrast, the similar ratios of 20.0–21.3 forest offenses per year per 100,000 capita for Bizerte, Siliana, and Zaghouan (Fig. 3) discounted the initial significant differences which were found between these districts when simple mean counts of forest offenses were considered (Table 2).

Implicit in the calculation of per capita ratios of forest offenses is the assumption that both urban and rural

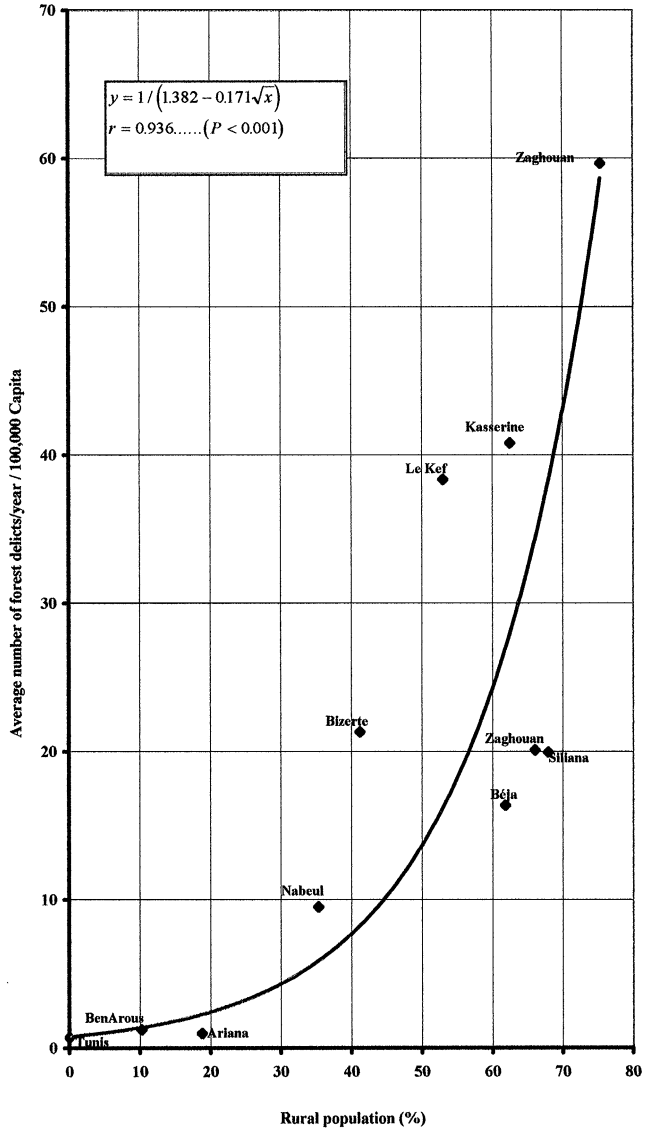


Fig. 3. Correlation between forest delict occurrence and the proportion of rural population in different districts of Northern Tunisia during the period of 1989–1996.

populations are involved in the abuse of forest resources. The implication of urban dwellers in committing forest offenses is elicited by the great demand for many misappropriated forest products, particularly charcoal, flesh of game animals, and pine grains. In addition, most cities and towns in Northern Tunisia are located within or in proximity of woody areas. However, urban dwellers are generally less inclined to violate forest legislation compared to rural people, since the lowest ratios of per capita forest offenses were recorded in the highly urbanized districts of Tunis, Ariana, and Ben Arous (Fig. 3). In contrast, the greatest destructive behavior which characterized the district of Jendouba was due to its outstandingly high proportion of rural inhabitants (75.4%). Hence, the inclination to commit deliberate acts of forest law transgression in order to fulfill daily basic needs seemed to be more prominent in rural communities than in urban ones.

Continued anchorage to the cultural heritage in rural areas is, therefore, likely to perpetuate what might be interpreted as destructive behavior in modern urban lifestyles Hamzaoui (1993). Urbanization usually creates jobs and diversifies income opportunities, making people move into higher levels of hierarchy needs and acquire greater awareness of environmental conservation issues. The beneficial impact of urbanization on the reduction of forest offense occurrence was further illustrated by the fact that the three highly urbanized districts of Tunis, Ariana, and Ben Arous accounted for only 2% of all committed forest misdemeanors in Northern Tunisia (Table 2) despite a combined total of nearly 39% of the region's population (INS, 1994). Conversely, there was an outstandingly high regional forest offense frequency in Jendouba (29.9%), although it accounts for less than 9% of the Northern Tunisian population. Thus, progressive shifts from traditional, rural, and scattered tribal agglomerations to urban communities with modern lifestyles are likely to promote civic behavior and reduce forest degradation, thanks to better education, greater economic diversity, and improved understanding of natural resource conservation issues.

Forest offense occurrence in relation to woodland abundance

The common hypothesis linking abuse of natural resources to their abundance was demonstrated through the positive correlation ($r = 0.870$) between woodland availability and per capita forest offense ratio (Fig. 4). In fact, the proportion of forest cover in relation to the total district's surface area is a translation of ease of access to forest resources. Hence, the free-access policy had an additive effect in promoting users' destructive behavior. This additional effect was also illustrated by the similar pattern of geographical distribution of forest offense occurrence in relation to resource availability (Fig. 4) and in response to poverty and cultural heritage as indicated by ruralism (Fig. 3). In both cases, the districts of Jendouba, Le Kef and Kasserine ranked highest, while those of Tunis, Ariana, and Ben Arous ranked lowest. However, under multiple regression, there was no need to include ruralism once the percentage of woodlands was entered to predict forest offense occurrence. In other words, abundance of forest resources overrode ruralism in explaining the occurrence of forest offenses. It also meant that free access to forest resources was probably more detrimental than need and cultural heritage in promoting destructive behavior.

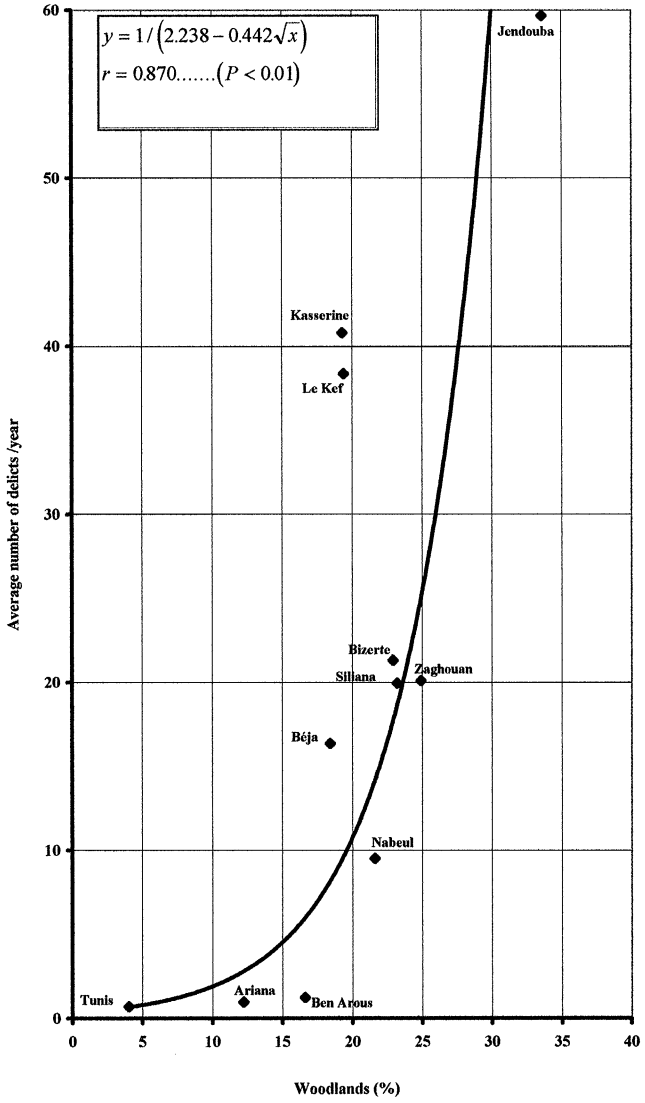


Fig. 4. Correlation between forest delicts occurrence and the proportion of woodlands surface area in different districts of Northern Tunisia during the period of 1989–1996.

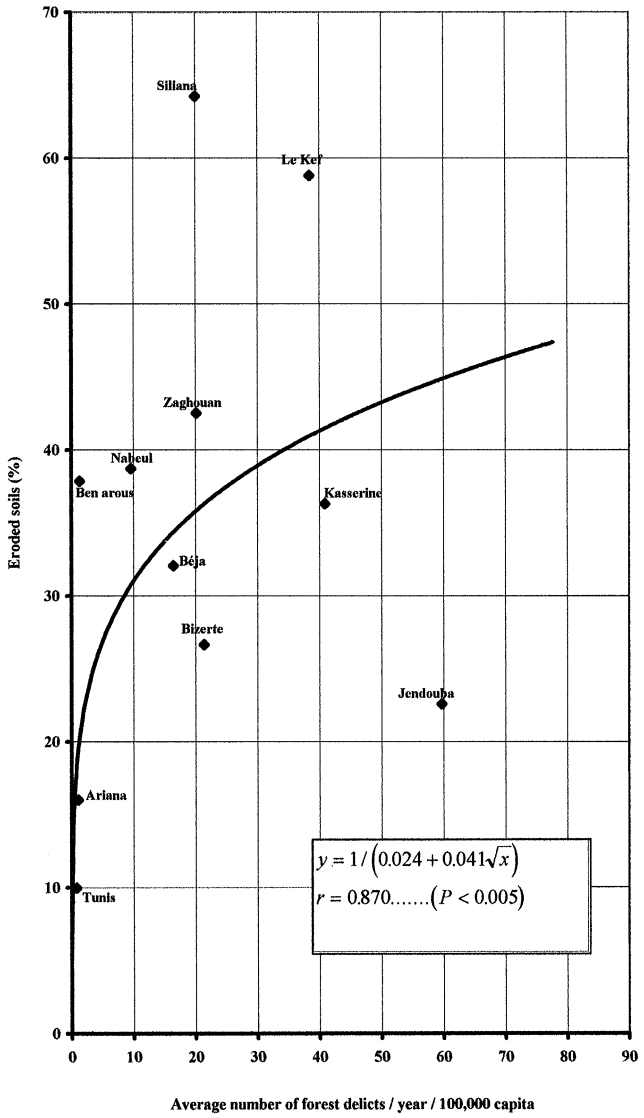


Fig. 5. Incidence of forest delicts occurrence on the proportion of eroded soils in the districts of Northern Tunisia.

Impact of forest offenses on soil erosion

There was a net positive relationship ($r = 0.813$) between forest offense occurrence and the proportion of eroded soils (Fig. 5), which indicated that continued and widespread abuse of forest resources can contribute significantly to the loss of soil, the most important constituent of the forest ecosystem. Although relationships dealing with the impact of human intervention on the landscape are useful, they remain difficult to interpret (Dumanski, 1997). In fact, erosion has been a problem since the dawn of civilization as its risks are induced by several forms of man's activities, including commonly accepted agricultural practices (Troeh et al., 1980). However, accelerated rates of soil erosion are usually brought on by exploitation and lack of erosion control. In this regard, forest offenses constitute willful acts of abuse and/or neglect that can potentially cause the acceleration of erosion processes. However, they cannot be held solely responsible for all erosion in the region, as illustrated by the low proportion of eroded soils in the Jendouba and Bizerte districts (Fig. 5) despite their high forest offense frequency (Table 2). That other factors induce soil erosion was equally shown by the districts of Siliana and Le Kef which had the greatest proportion of eroded soils in the country (Fig. 5) despite a relatively low forest offense frequency (Table 2). The spread of erosion in these two districts was primarily attributed to overgrazing, as indicated by high ratios of per capita livestock accumulation (Ben Mansoura and Garchi, 1998).

In addition to animal pressure, the region's widespread practice of tilling straight rows along hilly agricultural lands exposed soil to a greater erosion risk

than contouring. Applying this damaging practice may be justified by small property sizes and easier work for ploughing machines (Ben Said, 1992). However, exposure of marginal lands to fast erosion would not have existed without the large-scale illegal deforestation of the past (Snane, 1993). Moreover, without cultivation of marginal lands, the country may not have produced enough food for its growing population. Thus, demographic pressure was the real culprit behind greater food production, patchy agricultural expansion, reduced farm property size, and tolerance of erosion-promoting practices. Similarly, this pressure contributed to the occurrence of forest offenses which are committed in order to fulfill basic human needs. More than half (53%) of the Tunisian population live in the studied region (INS, 1994), even though it covers less than a quarter (22%) of the country's total surface area. This disproportionate demographic pressure against the region's limited land resources, largely dictated by favorable climatic conditions, provides an explanation for both forest offenses and soil erosion. This argumentation makes the incidence of destructive behavior on soil degradation far more complicated than presented by the simple correlation shown in Fig. 5. However, the significant increase in the proportion of eroded soils under greater forest offense frequency constitutes a warning signal for the compounded deleterious effects of widespread destructive behavior and rising conflicts on the preservation of land resources, particularly forests.

Conclusion

Between 1989 and 1996, the 11 administrative districts of Northern Tunisia with the most important forest cover in the country accounted for 85% of all verbalized forest offenses, with an average of 806 cases per year. Illegal clearing, logging and ploughing made up the major categories of forest offenses, while unlawful stocking, game poaching, and handling of forest products represented the minor ones. The geographical distribution of forest offenses indicated that the districts of Jendouba, Kasserine, Le Kef, and Bizerte showed the greatest user hostility, while the least destructive behavior was recorded for users in the districts of Tunis, Ariana, Ben Arous, and Zaghouan. At the regional level, illegal hunting and clearing increased significantly over time, as well as all combined categories of forest offenses. At the district level, there was a rise in depredations against wildlife in Ben Arous and Nabeul. Increasing trends were also found for the illegal removal of vegetation in the districts of Bizerte, Zaghouan, and Kasserine. The latter district presented a further grievance due to increasingly greater illegal stocking cases in prohibited areas between 1989 and 1996.

During the same period, the only case which showed a downward trend of occurrence was illegal clearing in Bizerte. Ratios of forest offenses per capita were positively correlated with the proportion of rural inhabitants, as well as with that of woodlands in relation to the district's total surface area. However, abundance of forest resources overrode ruralism in promoting the occurrence of destructive behavior. Forest offenses were also positively correlated with the proportion of eroded soils in the different districts of the region. This correlation constituted a warning signal for the deleterious effects of continued daily abuse on land resources. In fact, both forest offenses and soil erosion were caused by the region's excessive demographic pressure. Alleviation of human and domestic livestock pressure on land resources, through continued urbanization efforts and economic diversification, is likely to reduce the occurrence of forest offenses. To help achieve this objective, rapid creation of local forest associations, financial support, as well as managerial skills are required in order to satisfy basic user needs in legal ways. However, unlimited free access to forest resources, another major cause of destructive behavior, can no longer be overlooked. Appropriate measures restricting usage access to the most needy, and imposing fees for services beyond basic needs are other means that should be considered in order to make people more responsible regarding resource conservation. Further studies dealing with the extent of damage caused by forest offenses are needed. Identification of the socio-economic factors causing rising trends in some specific types of forest offenses, particularly clearing and poaching, is also recommended.

Acknowledgements

The authors are indebted to Mr. Abdelaziz Chemsi for his valuable help in providing the raw data, and to Mrs. Chrisite Chaâr for her English revision of the manuscript.

References

Ben Mansoura, A., Garchi, S., 1998. Intégration de l'élevage en fonction du type de couvert ou d'utilisation des terres et de l'aridité en Tunisie. Projet PNM/SERST96/BIRD07, INRGREF, Tunis, 64pp.

Ben Said, M.S., 1992. L'élevage traditionnel dans les zones montagneuses du nord de la Tunisie, contraintes et possibilités d'amélioration. Imprimeries Réunies, Tunis, 257pp.

Bouraoui, A., 1993. La population forestière: analyse des caractéristiques Socio-démographiques de la population Forestière dans la région montagneuse du gouvernorat de Jendouba. In: Problèmes Socio-économiques de la Forêt du Nord-ouest de la Tunisie: La Kroumirie. Cahiers CERES, Série Géog. No. 8, Tunis, pp. 47–72.

DCES, 1996. (Direction de la conservation des Eaux et des Sols), 1996. Stratégie nationale pour les travaux de conservation des eaux et des sols en Tunisie. Minitère de l'Agriculture, Tunis, 31pp. (in Arabic).

DGF, 1995. (Direction Générale des Forêts), 1995. Résultats du premier inventaire forestier national en Tunisie. Minitère de l'Agriculture, Tunis, 88pp.

DGF, 1999. (Direction Générale des Forêts), 1999. Recensement et valorisation des produits forestiers non ligneux. Minitère de l'Agriculture, Tunis, 115pp.

DGFE, 1994. (Direction Générale des Financements et des Encouragements), 1994. Etude du bilan diagnostic du système agraire de la dorsale occidentale. Projet UTF/TUN/021/TUN, Gestion des Ressources Naturelles, Ministère de l'Agriculture, DGFE/FAO, 62pp.

DGPDIA, 1994. (Direction Générale de la Planification, du Développement et des Investissements Agricoles), 1994. Résultats de l'enquête sur le suivi de la campagne agricole 1993/1994. Ministère de l'Agriculture, Tunis, 51pp.

Draper, N.R., Smith, H., 1966. Applied Regression Analysis. John Wiley and Sons Inc., New York, NY, 709pp.

Dumanski, J., 1997. Criteria and indicators for land quality and sustainable land management. ITC Journal 3/4, 216–222.

Hamrouni, A., 1992. Végétation forestière et préforestière de la Tunisie. Typologie et éléments pour la gestion. Thèse de Doctorat d'Etat Es-Sciences, Faculté des Sciences et Technologie, St Jérôme, Université de Droit, Economie, et Science, Aix-Marseille III, France, 299pp.

Hamzaoui, S., 1993. Sociologie des délits en milieu forestier. In: Problèmes Socio-économiques de la Forêt du Nord-ouest de la Tunisie: La Kroumirie. Cahiers CERES, Série Géog. No. 8, Tunis, pp. 47–72.

Hardin, G., 1968. The tragedy of the commons. Science 162, 1243–1248.

INS, 1994. (Institut National de la Statistique), 1994. Premiers résultats du Recensement Général de la population et de l'habitat. Institut National de la Statistique, Ministère du Plan et du Développement Régional, Tunis, 62pp.

Maslow, A., 1954. Motivation and Personality.. Harper & Row, New York.

Naveh, Z., Dan, J., 1973. The human degradation of the Mediterranean landscape in Israel. In: di Castri, F., Mooney, H.A. (Eds.), Mediterranean Type Ecosystems, Origin and Structures, Vol. 7, pp. 373–390. Springler-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G., 1991. Global assessment of soil degradation. World map of the status of human induced soil degradation. An explanatory note. A joint publication of ISRIC and UNEP.

Pieri, C., 1997. Planning sustainable land management: the hierarchy of user needs. ITC Journal 3/4, 223–228.

Rolling, N., 1997. The soft side of land: socio-economic sustainability of land use systems. ITC Journal 3/4, 248–262.

SAS, 1989. (Statistical Analysis Systems) Institute, Inc., 1989. SAS/STAT User's Guide, Version 6, 4th Edition, Vol. 2. Statistical Analysis Systems, Inc., NC, 846pp.

Snane, M.H., 1993. La dégradation de la forêt de la Kroumirie: causes et effets. In: Problèmes Socio-économiques de la Forêt du Nord-ouest de la Tunisie: La Kroumirie. Cahiers CERES, Série Géog. No. 8, Tunis, pp. 47–72.

Snedecor, G.W., Cochran, W.G., 1980. Statistical methods, 7th Edition. Iowa State University Press, Ames, 509pp.

Troeh, F.R., Hobbs J.A., Donahue, R.L., 1980. Soil and Water Conservation for Productivity and Environmental Protection. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ, 718p.

View publication stats

Le présent document rassemble les principales publications de l'auteur sur l'analyse économique des ressources forestières et des produits forestiers en Tunisie depuis 1992.

Cet ouvrage a été réalisé en quatre tomes, dans un but purement scientifique pour le partage des connaissances sur :

Tome I Analyse économique des filières des produits forestiers
Tome II Evaluation économique des biens et services forestiers
Tome III Analyse de la rentabilité privée et sociale des investissements forestiers
Tome IV Instruments économiques pour la gestion durable des forêts

L'auteur se réserve tous droits de propriété sur les informations publiées dans cet ouvrage

Hamed Daly-Hassen
Téléphone : 216.52.34.20.06
Email : hamed.daly1@gmail.com