



HAL
open science

Evaluation économique des aires marines protégées : apports méthodologiques et applications aux îles Kuriat (Tunisie)

Marouene Mbarek

► **To cite this version:**

Marouene Mbarek. Evaluation économique des aires marines protégées : apports méthodologiques et applications aux îles Kuriat (Tunisie). Economies et finances. Université d'Angers, 2016. Français. NNT : 2016ANGE0033 . tel-01481171

HAL Id: tel-01481171

<https://theses.hal.science/tel-01481171v1>

Submitted on 2 Mar 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Thèse de Doctorat

Marouene MBAREK

*Mémoire présenté en vue de l'obtention du
grade de Docteur de l'Université d'Angers
sous le sceau de l'Université Bretagne Loire*

École doctorale : DEGEST (Droit, Économie, Gestion, Environnement, Société et Territoires)

Discipline : Sciences Économiques (section 05)

Unité de recherche : UMR GRANEM, AGROCAMPUS OUEST et Université d'Angers

Soutenue le 16/12/2016

Évaluation Économique des Aires Marines Protégées : Apports Méthodologiques et Applications aux îles Kuriat (Tunisie)

JURY

Rapporteurs : **Olivier GUYADER**, Cadre de recherche, IFREMER
Michel TROMMETTER, Directeur de recherche, INRA

Examineurs : **François COLSON**, Professeur émérite, AGROCAMPUS OUEST
Tina RAMBONILAZA, Directeur de recherche, IRSTEA

Directeur de Thèse : **Damien ROUSSELIÈRE**, Professeur, AGROCAMPUS OUEST

Codirecteur de Thèse : **Julien SALANIE**, Maître de conférences HDR, Université de Saint-Étienne

A ma famille

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier mes directeurs de thèse, Monsieur Damien ROUSSELIÈRE, Professeur à AGROCAMPUS OUEST et Monsieur Julien SALANIE, Maître de conférences HDR à l'Université Jean Monnet GATE-LSE à Saint-Étienne pour m'avoir codirigé pendant ces cinq années. Merci pour leur patience et leurs conseils avisés tout au long de cette thèse.

Je remercie chaleureusement Monsieur Michel TROMMETTER, Directeur de Recherche à l'INRA Grenoble et Monsieur Olivier GUYADER, Cadre de Recherche à l'IFREMER pour avoir accepté d'examiner ce travail en qualité de rapporteurs.

Je tiens également à remercier Monsieur François COLSON, Professeur émérite à AGROCAMPUS OUEST et Madame Tina RAMBONILAZA, Directeur de recherche à l'IRSTEA pour avoir accepté de faire partie du jury en qualité d'examineurs.

Je remercie chaleureusement ceux qui ont contribué à ce travail par leurs réflexions pertinentes à l'occasion des comités de suivi de thèse, journées des doctorants, séminaires ou conférences. Je pense notamment à Christophe DANIEL, Frédérique ALBAN, Muriel TRAVERS, Masha MASLIANSKAIA-PAUTREL, Julien HAY et Sterenn LUCAS.

J'adresse mes plus chaleureux remerciements à l'ensemble des membres de l'Institut de recherche pour le développement (IRD) en Tunisie et en Algérie pour le financement d'une partie des enquêtes dans le cadre de projet de recherche « Gouvernance des Aires Marines Protégées » sous la direction de Monsieur Tarik DAHOU.

Merci également à l'ensemble des membres du Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées, dont principalement Messieurs Atef LIMAM et Yassine Ramzi SGHAIER pour leur aide et les échanges concernant les résultats des enquêtes avec les pêcheurs.

Mes remerciements vont également à Monsieur Abdallah AKARI, professeur des Universités à l'Université de TUNIS EL MANAR et Monsieur Maher GASSAB, professeur des Universités à l'Université de la MANOUBA pour leur aide en début de thèse.

J'adresse mes plus chaleureux remerciements à l'ensemble des membres de l'Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral en Tunisie, en particulier Madame Saba GUELLOUZ pour son aide et ses précieux conseils quant à l'administration des questionnaires

avec les pêcheurs.

Merci également à mes collègues d'AGROCAMPUS OUEST pour leur accueil. Un grand merci à Nathalie CHEVILLARD et Marie-Paule PRODHOMME pour leur disponibilité, leur soutien et leur aide précieuse pour diverses procédures administratives. Je tiens également à remercier Thomas COISNON, Anne MUSSON, Marjorie TENDERO, Laetitia AUDINET et Pierre SANTAGOSTINI.

Merci à mes collègues de l'Université d'Angers et de l'IUT de Saint Malo pour leur accueil et leur soutien.

Ma reconnaissance et ma gratitude vont, au même titre, à mes amis : Hichem MANSOURI, Marouen LAMAA, Hamza HAMDI, Aymen AHMADI, Abdelaziz BEN ABDALLAH, Julie BONNAUD, Mohammad MUHSEN, Souleymane LAMINOU ABDOU et Karima MODRIK pour leur soutien et la bonne ambiance qu'ils ont sû instaurer. Je remercie également Mohamed GHALI pour le soutien psychologique de fin de thèse.

Je remercie également très chaleureusement mes parents, mes sœurs et mes frères pour le soutien considérable qu'ils m'ont apporté et la confiance dont ils m'ont toujours témoigné.

Enfin, j'adresse mes sincères remerciements à tous ceux qui ont participé de près ou de loin à l'accomplissement de ce travail.

Table des matières

Introduction générale	12
1 L’Aire Marine Protégée : un outil de gestion des ressources naturelles	27
1.1 Introduction	27
1.2 Présentation et objectifs	28
1.2.1 Présentation	28
1.2.2 Objectifs et résultats des AMP	30
1.2.2.1 Les objectifs environnementaux	30
1.2.2.2 Les objectifs socioéconomiques	32
1.2.2.2.1 Les retombées extractives	33
1.2.2.2.2 Les retombées non extractives	35
1.2.2.3 Les résultats mitigés des AMP	36
1.3 Jeux d’acteurs et Gouvernance	37
1.3.1 La gouvernance des AMP	38
1.3.1.1 Le système de gouvernance (« governing system »)	39
1.3.1.2 Le système à gouverner (« System to be governed »)	40
1.3.1.3 L’ensemble des systèmes interactifs	43
1.3.2 Les jeux d’acteurs	45
1.3.2.1 Le modèle bioéconomique simple	47
1.3.2.2 Le modèle bioéconomique multi acteurs	48
1.3.2.3 Le modèle bioéconomique combinant l’usage multiple des AMP en présence de multi acteurs	50
1.4 Conclusion	51
Annexes	53
.1 Le modèle Bioéconomique : Conservation, Pêche et Écotourisme	53
.1.1 Description du modèle	53
.1.1.1 Hypothèses.	53
.1.1.2 Equations.	54
.1.2 Simulations.	56
.1.2.1 Effet de l’AMP sans prédation.	56
.1.2.2 Effet de l’AMP avec prédation.	59

.2	Cas de modèle multi acteurs appliqué sur une AMP	62
2	L'évaluation contingente de l'AMP	64
2.1	Introduction	64
2.2	La valorisation des actifs naturels : valeur économique totale et fondement théorique	65
2.2.1	La valeur économique totale des actifs naturels non marchands . . .	65
2.2.2	La mesure du surplus des actifs naturels non-marchands	69
2.2.2.1	Le surplus ordinaire	69
2.2.2.2	Le surplus d'actif naturel	71
2.2.2.3	Existe-t-il une différence entre le CAP et le CAR?	75
2.2.3	La diversité des méthodes d'évaluation d'actifs non-marchands . . .	77
2.3	La méthode d'évaluation contingente (MEC)	79
2.3.1	Présentation	80
2.3.2	Les questionnaires et la révélation des valeurs de la MEC	82
2.3.2.1	Les questionnaires	82
2.3.2.2	La détermination des valeurs	83
2.3.3	Les biais de la MEC	85
2.3.3.1	Les biais liés aux comportements des individus interrogés .	85
2.3.3.2	Les biais liés aux questionnaires	86
2.3.3.3	Les biais liés à l'échantillon	87
2.3.4	Calcul du consentement (CAP / CAR) et analyse des réponses . . .	88
2.3.4.1	L'analyse de réponses	88
2.3.4.2	Les méthodes de calcul du consentement (CAP / CAR) .	90
2.3.4.2.1	Le modèle linéaire	90
2.3.4.2.2	Le modèle tobit	91
2.3.4.2.3	La méthode de choix discret	92
2.3.4.2.4	La méthode d'Heckman	97
2.4	MEC : critiques et améliorations	98
2.4.1	Les critiques de la MEC	98
2.4.1.1	La fidélité de la MEC	99
2.4.1.2	La validité de la MEC	99
2.4.2	Les améliorations de la MEC	102
2.5	Conclusion	104
3	Les îles Kuriat à Monastir : cas d'étude et questionnaires	105
3.1	Introduction	105
3.2	Les îles Kuriat à Monastir	106
3.2.1	Présentation et caractéristiques des îles Kuriat	107
3.2.1.1	Présentation	107
3.2.1.2	Un environnement marin et côtier riche	109

3.2.1.3	Les diverses pressions anthropiques	109
3.2.1.4	La proposition d'une aire marine protégée aux îles Kuriat	112
3.3	Les questionnaires	114
3.3.1	Le questionnaire avec les pêcheurs	115
3.3.1.1	Les enquêtes préliminaires	115
3.3.1.2	Les enquêtes après correction du questionnaire	117
3.3.2	Le questionnaire avec les visiteurs	122
3.4	Conclusion	125
Annexes		127
4	Fishermen perceptions regarding the establishment of a Marine Protected Area in Kuriat islands in Monastir (Tunisia)	136
4.1	Introduction	137
4.2	Principles of Multiple Factor Analysis (MFA)	139
4.3	Survey data and methodology	141
4.3.1	Study context	141
4.3.2	Survey	142
4.3.3	Data	143
4.4	Results	146
4.4.1	MFA	146
4.4.2	The hierarchical classification	150
4.5	Discussion	152
Appendix		153
4.A	Variables signification	153
4.B	Distribution of interviewees on clusters according to the three variables groups	157
4.C	Coordinate of variables on the first two axis	158
4.D	The MPA zoning system to Kuriat Islands	160
5	Model uncertainty and selection bias in the estimation of WTA : an application to the establishment of a MPA in Tunisia	161
5.1	Introduction	162
5.2	HeckitBMA : model uncertainty and selection bias	165
5.2.1	The HeckitBMA model	165
5.2.2	An extension of Eicher et al. model : the parameter priors	167
5.3	Study area and survey	168
5.4	Results	171
5.4.1	HeckitBMA using different parameter priors	173
5.4.2	Regressors' marginal effects	176
5.5	Conclusion	178

Appendix	180
5.A Regressors' signification	180
5.B The OLS results from classic and stepwise regressions and Tobit I	184
5.C The HeckitBMA results	184
5.D The marginals effects results of HeckitBMA	188
6 Using multiple imputation for a zero-inflated contingent valuation with potentially biased sampling	191
6.1 Introduction	192
6.2 MPA and the CVM	194
6.3 Econometric models	195
6.3.1 Zero inflated ordered probit (ZIOP) model	196
6.3.2 ZIOP Correlated	197
6.3.3 Multiple imputation (MI)	198
6.4 Case study	199
6.5 Results	200
6.5.1 OP, ZIOP and ZIOPC	200
6.5.2 Multiple imputation	203
6.6 Conclusion	205
Appendix	207
6.A Variables signification of visitors survey	207
7 Conclusion générale	209
Bibliographie	258

Table des figures

1.1	Exemple d'un zonage schématique d'une aire protégée (Mengue-Medou, 2002)	30
1.2	Modèle bioéconomique simple d'AMP (Carter 2003)	48
.3	Relation entre l'effort de pêche et la biomasse de poissons (taux de croissance intrinsèque est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2, la zone protégée est 30% de la zone d'étude ; et absence de prédation) (Boncoeur et al., 2002)	56
.4	Relation entre l'effort de pêche, le transfert net de la réserve à la zone de pêche et les captures (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2, la zone protégée est 30% de la zone d'étude ; et absence de prédation) (Boncoeur et al., 2002)	57
.5	Relation entre l'effort de pêche et la biomasse totale de poissons selon la taille de la réserve (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2 ; et absence de prédation) (Boncoeur et al., 2002)	58
.6	Relation entre l'effort de pêche et les captures de poissons selon la taille de la réserve (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2 ; et absence de prédation) (Boncoeur et al., 2002)	58
.7	Relation entre l'effort de pêche et la biomasse de poissons et de phoques (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2 ; et présence de prédation de poissons par les phoques) (Boncoeur et al., 2002)	60
.8	Relation entre l'effort de pêche, captures et prédation par les phoques (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2 ; taux de protection de la réserve est 30%, et présence de prédation de poissons par les phoques) (Boncoeur et al., 2002)	61
.9	Relation entre taille de la réserve et les rentes économiques pour un effort de pêche donné (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2 ; effort de pêche est égale à 100, et présence de prédation de poissons par les phoques) (Boncoeur et al., 2002)	62
2.1	La valeur économique totale d'un actif naturel non-marchand	66
2.2	La valeur économique totale d'une aire naturelle protégée (Babin, 2003; Voltaire, 2011)	68

2.3	La variation ordinaire du surplus du consommateur	70
2.4	Consentement à payer ou à recevoir pour un bien d'environnement (source : Faucheux et Noël, 1995, p. 226, cité par (Milanesi, 2010)).	73
2.5	Les méthodes d'évaluation économique (Reveret et al., 2008; Angulo-Valdés and Hatcher, 2010; Voltaire, 2011).	77
2.6	Les mesures de surplus compensateur (source : (Hanemann, 1984; Belloumi, 2000)).	95
2.7	Les éléments critiques de la MEC (source : (Voltaire, 2011)).	102
3.1	Localisation géographique des îles Kuriat. Source (PNUE/PAM, 2014). . .	108
3.2	système de zonage de l'AMP aux îles Kuriat . Source (Langar et al., 2011). .	113
3.3	Relation des pêcheurs professionnels avec les différents acteurs impliqués dans la zone de Kuriat	120
4.1	Data table	139
4.2	Representation of the groups of variables	147
4.3	Representation of the factors in separate analysis	149
4.4	Partial representation of individuals per cluster	150
7.1	Aire marine côtière bénéficiant d'une protection, présentée en pourcentage de la surface marine côtière totale de chaque pays méditerranéen (source : Binet et al, 2015)	217
7.2	Spatialisation des conflits de pêche aux environs des îles Kuriat (source : Sallemi (2010), reproduit par CAR/ASP - PNUE/PAM (2014))	219
7.3	Répartition spatiale des différents types de pêches pratiquées aux environs des îles Kuriat selon les enquêtes menées auprès des pêcheurs (source : Sallemi (2010), reproduit par CAR/ASP - PNUE/PAM (2014))	220
7.4	Interaction des parties prenantes (source : CAR/ASP - PNUE/PAM, 2014)	221
7.5	Zonage de l'aire marine et côtière protégée de l'archipel des Kuriat (source : CAR/ASP - PNUE/PAM, 2015)	223

Liste des tableaux

3.1	Évolution de production des poissons (en tonnes) par type de pêche dans le gouvernorat de Monastir (Source : Direction générale de pêche et aquaculture de Monastir)	110
3.2	Évolution du nombre de la population maritime dans le gouvernorat de Monastir (Source : Direction générale de pêche et aquaculture de Monastir)	110
3.3	Évolution des unités de pêche par type (Source : Direction générale de pêche et aquaculture de Monastir)	111
3.4	Typologie d'erreurs accompagnant les enquêtes	115
3.5	Enquêtes préliminaires selon le type de pêche	116
3.6	Distribution des enquêtés selon leur port d'attache et la période d'enquête	117
3.7	Répartition des enquêtés selon l'âge et le niveau d'étude	118
3.8	Part de l'activité de pêche aux îles Kuriat pour les enquêtés	119
3.9	Revenu des enquêtés	119
3.10	Répartition des enquêtés selon la nationalité	123
3.11	Distribution des enquêtés selon l'âge et le niveau éducatif	124
3.12	Distribution des revenu des enquêtés	124
3.13	CAP des enquêtés	125
4.1	Distribution of respondents according to the home port and the period of survey	142
4.2	Distribution of respondents according to age and education level	143
4.3	Engine power of fishing boats (IH).	144
4.4	Number of fishing trips per week	144
4.5	Fishing activity in Kuriat islands	144
4.6	Income of interviewees	145
4.7	Opinion of interviewees about to the establishment of MPA in the Kuriat Islands	145
4.8	Financial compensation against the closure of Kuriat area	145
4.9	Eigenvalues (inertia) from separate MCA and from MFA	146
4.10	Inertia Ratio : Ratio[(between inertia)/(total inertia)]	146
4.11	Correlation, contribution and \cos^2 coefficients of groups	147
4.12	RV coefficient : connection between the groups	148

5.1	Distribution of interviewees by port and survey period	169
5.2	Distribution of respondents according to age and education level	170
5.3	Power engine boats and Fishing effort in Kuriat islands	171
5.4	View of the interviewees regarding the financial compensation for establi- shing the MPA in Kuriat Islands	172
5.5	The selection of the variables by different models	173
5.6	HeckitBMA results using BIC, AIC and IBIC	175
6.1	Distribution of interviewees by age and gender	200
6.2	WTP of interviewees	200
6.3	Estimated Coefficients for OP, ZIOP and ZIOPC	203
6.4	Distribution of interviewees by nationality	204
6.5	Estimated Coefficients for OP, ZIOP and ZIOPC with imputed data	205
7.1	Comparaison entre les valeurs pour le CAP et le CAR	216

Liste des symboles

ABIC Adjusted Bayesian Information Criterion

AFM Analyse factorielle multiple

AIC Akaike Information Criterion

AMP Aire Marine Protégée

AMVPPC Agence de Mise en Valeur du Patrimoine et de Promotion Culturelle

ANPE Agence nationale pour la protection de l'environnement de Tunisie

APAL Agence de protection et d'aménagement du littoral de Tunisie

BIC Bayesian Information Criterion

BMA Bayesian model averaging

CAR Consentement à payer

CAR Consentement à recevoir

CAR/ASP Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées

CDB Convention sur la diversité biologique

CHA Classification hiérarchique ascendante

CR Conseil régional de Monastir

CRT Commissariat régional de tourisme de Monastir (Tunisie)

CV Contingent valuation

CVM Contingent valuation method

DGPA Direction Générale de la Pêche et de l'Aquaculture de Tunisie

EM Expectation maximization

FAO Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture

FDI Foreign direct investment

HCPC Hierarchical classification on the principal components

HeckitBMA Modèle d'Heckman (1979) combiné avec l'inférence Bayésienne (Bayesian model averaging)

IBIC Information matrix-based Bayesian Information Criterion

IMR Inverse mills ratio

MCA Multiple correspondence analysis

MCO Moindres carrés ordinaires

MEC Méthode d'évaluation contingente

MedMPA Projet méditerranéen d'aires marines protégées

MFA Multiple factor analysis

MI Multiple imputation

MOSS Mode Oriented Stochastic Search

MPA Marine protected area

NOAA Administration nationale des océans et de l'atmosphère des États Unis d'Amérique

OLS Ordinary Least Squares

ONTT Office Nationale du Tourisme Tunisien

OP Ordered probit

PCA Principal component analysis

PNUE Programme des Nations unies pour l'environnement

RAC/SPA Regional Activity Center for Specially Protected Areas

SC Surplus du compensateur

SE Surplus équivalent

SP stated preferences

UICN Union internationale pour la conservation de la nature

UIP Unit information prior

UTAP Union Tunisienne de l'Agriculture et de la Pêche

VC Variation compensatrice

VE Variation équivalente

VET Valeur économique totale

WDPA World database on protected area

WTP Willingness to pay

WWF Fonds mondial pour la nature

ZEE zone économique exclusive

ZI Zero inflated

ZIOP Zero Inflated Ordered Probit

ZIOPC Zero inflated ordered probit correlated

Introduction générale

La multiplication de plusieurs facteurs tels que la révolution industrielle à la fin du dix-huitième siècle, puis la découverte du pétrole au début du vingtième siècle ont largement contribué à atteindre, à la fin du vingtième siècle, un développement économique jamais vu auparavant. Ce développement génère plusieurs externalités négatives (réchauffement climatique, raréfaction des ressources, pollution) affectant le milieu environnemental dont principalement l'écosystème qui fournit plusieurs services et ressources (énergie, eau douce, ressources halieutiques, absorption des gaz à effet de serre, éléments nutritifs) considérés vitaux pour la vie humaine. À ce titre, le rapport « *The limit of the growth* » qui fut publié par le club de Rome en 1972 et le rapport Brundtland « *Notre avenir à tous* » (rédigé en 1987), qui fut utilisé comme référence au sommet de Rio en 1992 représentent de forts signaux de la montée de la conscience internationale face aux problématiques environnementales. Le rapport du club de Rome évoque les critiques adressées par certains néoclassiques comme Robert Solow (1974) pour qui le progrès technique peut représenter une solution aux limites naturelles (Solow, 1974; Tietenberg et al., 2013, page 113). Le rapport Brundtland a présenté le nouveau concept de développement durable et le définit comme « *un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs* » (Bidou, 2002). De plus, ce rapport mentionne que les externalités liées à la croissance économique peuvent entraîner une détérioration excessive des ressources naturelles. Selon plusieurs auteurs comme David Pearce, ces externalités proviennent du fait que les secteurs économiques n'intègrent pas les actifs environnementaux aux facteurs de production (capital, travail et technologie) (Pearce et al., 1989). Avec ces deux rapports internationaux, les décideurs publics sont mis au défi de réduire les pressions affectant négativement les ressources naturelles sans sacrifier au progrès économique.

Les ressources naturelles sont très nombreuses et très variées, bénéficiant de plusieurs critères de classification selon leurs caractéristiques physiques et biologiques, leur mode de production, leur temps de reconstitution, etc. En ce sens, (Howe, 1979) écrit « *Les principales classes de ressources naturelles sont les terres agricoles et forestières et leurs multiples produits et services ; les zones naturelles préservées dans un but esthétique, scientifique ou de loisirs, les pêcheries en eau douce ou salée, les ressources minérales énergétiques et non énergétiques, les sources d'énergie solaire, éolienne et géothermique, les*

ressources de l'eau, et la capacité d'assimilation des déchets par l'ensemble des parties de l'environnement. » (Faucheux and Noël, 1995, page 87). Face à l'épuisement et la raréfaction des ressources naturelles, il semblait primordial de recourir à des politiques de gestion et de conservation ainsi qu'aux méthodes d'exploitation efficaces. En effet, la gestion des ressources naturelles ne cesse ainsi de faire l'objet de plusieurs débats et dilemmes. À ce niveau, toute l'approche de l'économie des ressources naturelles est apparue, s'inscrivant principalement dans le courant néoclassique, pour traiter ces problèmes (Hamaide et al., 2012). Du point de vue de *l'analyse économique standard*, les ressources naturelles se divisent en deux catégories : (i) les ressources non renouvelables (pétrole, gaz, phosphate) qui sont des ressources avec de stocks finis, et (ii) les ressources renouvelables (ressources halieutiques, eau, forêts) qui peuvent fournir indéfiniment des inputs à un système économique (Faucheux and Noël, 1995; Rotillon, 2010).

La gestion des ressources naturelles dans les approches économiques

Le concept de « développement durable », qui fut introduit et défini pour la première fois dans le rapport Brundtland en 1987, s'inscrit dans une crise écologique et sociale dont les effets ne cessent de se manifester (changement climatique, raréfaction des ressources naturelles, écarts entre pays développés et pays en développement, sécurité alimentaire, déforestation et perte drastique en biodiversité, catastrophes naturelles et industrielles). Pour avoir un développement durable, il faut générer une croissance économique n'affectant pas négativement l'environnement. Les effets externes négatifs sont donc à considérer, mais l'approche économique n'a intégré le capital naturel¹ que tardivement. L'environnement n'a été relié à l'économie qu'à travers ses biens et services marchands (Rotillon, 2006, 2010). Alors que les biens et services environnementaux non-marchands sont considérés comme des actifs gratuits offerts par la nature. Ce phénomène explique dans une certaine mesure la persévérance des problèmes environnementaux et par la suite les initiatives pour intégrer l'environnement à l'économie.

Le lien entre l'économie et l'environnement n'est autre que les ressources naturelles utilisées par les activités économiques et les effets externes générés par ces dernières. Avec les physiocrates, la seule ressource naturelle prise en compte, ayant accaparé un rôle très important dans l'activité économique et qui fut considérée comme facteur de production, est la terre (Godard, 2004). Cette dernière est considérée comme le symbole de l'ensemble des ressources naturelles qui sont composées par tous les flux directs et indirects dispensés par la nature (Faucheux and Noël, 1995, page 65). La terre représente le seul facteur réel de création de richesse puisque l'agriculture représente la principale composante de

1. Le capital naturel est défini comme « le stock qui est produit du flux des ressources naturelles : la population des poissons dans l'océan qui génère le flux de pêche allant dans le marché; la forêt sur pied à l'origine du flux d'arbres coupés; les réserves de pétrole dans le sol dont l'exploitation fournit le flux de pétrole à la pompe. » (Daly, 1994) cités par (Hamaide et al., 2012)

l'activité économique.

Les adeptes de la vision classique voient que les biens et les services fournis par les écosystèmes peuvent être considérés comme des ressources naturelles de valeur à partir du moment où celles-ci s'échangent sur le marché. En effet, la valeur de ces ressources n'est autre que la somme des coûts associés à la quantité de capital et de travail nécessaire à leur extraction. Par ailleurs, les ressources non-marchandes n'ont pas de prix et sont considérées comme un don gratuit de la nature. Une telle considération conduit dans une certaine mesure à leur pénurie et leur gaspillage (Burkett, 2006). De plus, les classiques considèrent que les ressources naturelles sont inépuisables et leurs stocks sont toujours stables. Ces propos sont affirmés par les classiques comme l'économiste Jean-Baptiste Say qui considère que « *Les richesses naturelles sont inépuisables, car, sans cela, nous ne les obtiendrions pas gratuitement. Ne pouvant être ni multipliées ni épuisées, elles ne sont pas l'objet des sciences économiques* » (Passet, 1979, 41). Ils accordaient aux ressources naturelles une place importante dans leur théorie de la production à travers leur rôle dans l'industrie et dans l'agriculture.

À l'inverse des classiques qui rattachent l'existence des ressources naturelles à leur consistance matérielle, les analyses néoclassiques ne s'intéressent qu'à la satisfaction qu'elles procurent. Avec les néoclassiques, l'environnement est traité comme un ensemble des biens et services relevant de la problématique de leur gestion et leur allocation en fonction des préférences des individus. Nous pourrions noter que cela n'est pas le cas de Walras qui traite de la propriété de la terre dans ses « études d'économie sociale » et qui, en raison de la rente qu'elle procure, propose qu'elle soit nationalisée. Ces actifs naturels offrent des services aux agents en entrant dans la fonction d'utilité des consommateurs comme l'air ou la baignade, et dans la fonction de production comme les matières premières (Tacheix, 2005). En effet, l'individu est venu au centre des décisions grâce à ses préférences qui peuvent aboutir à une allocation optimale des ressources environnementales.

L'approche néoclassique a intégré l'environnement dans l'économie à travers l'évaluation monétaire des actifs naturels et par la suite leur réintégration dans la sphère marchande puisqu'une part d'entre eux y échappent naturellement et l'autre part constitue des marchés implicites (exemple : le marché immobilier). En effet, l'efficacité de l'économie ne peut atteindre qu'à travers le bon fonctionnement du marché qui détermine par l'intermédiaire des prix la rareté des différentes ressources. De ce fait, une consommation trop élevée d'actifs naturels (quantités élevées de bois abattus, trop de poissons pêchés) montre bien la défaillance du marché qui n'est pas capable de révéler la rareté croissante de la ressource (Harou and Stenger, 2005). Une mauvaise tarification des ressources naturelles, qui ne reflète pas leurs valeurs écologiques et écosystémiques, montre que le marché reçoit des signaux inadaptés. Cette défaillance contribue beaucoup à la détérioration et

au gaspillage des ressources naturelles. La défaillance du marché peut être remarquée à partir des biens communs qui satisfont le principe de non-exclusion. À ce niveau, l'un des indices de défaillance du marché peut se distinguer : c'est l'effet externe qui échappe au marché et ne se rattache qu'au comportement individualiste des agents (Harribey, 1997).

L'activité économique doit prendre en considération tous les coûts liés à la production, y compris ceux liés à l'utilisation de l'environnement. L'ensemble des coûts imposés à la collectivité constitue un coût social. Une partie de ces coûts est assumée par l'agent qui est à l'origine de l'activité, alors que le reste est assumé par la collectivité. Dans ce cas, on est en présence d'externalités « *qui sont les effets d'une action sur d'autres parties lorsque les effets n'ont pas été pris en compte par l'auteur de l'action* » (Tacheix, 2005). Pour internaliser les effets externes, les deux économistes néoclassiques (Pigou, 1932; Coase, 1960), ont cherché à élucider les arrangements entre agents. Pigou (1920) a internalisé les effets externes à travers le paiement d'une taxe administrative représentant l'écart entre le coût privé et le coût social. Il considère que la pollution générée par une activité économique a un coût social assumé par la collectivité et plus élevé par rapport au coût privé assumé par l'agent d'origine de l'activité. L'internalisation de cette externalité se fait par le paiement par l'agent de la différence entre le coût social et le coût privé. Pour Coase (1960), l'internalisation des effets externes se fait autrement. Pour lui, les externalités peuvent s'expliquer par l'absence de droits de propriété sur certaines richesses, car elle rend difficile l'organisation de marchés (Harou and Stenger, 2005). En effet, si les droits sont bien créés et peuvent s'échanger entre les agents, l'incitation financière à préserver la ressource est retrouvée.

Les néoclassiques ont intégré les ressources naturelles marchandes dans l'activité économique sous la forme d'un facteur de production qui peut se substituer aux autres facteurs de production (capital, travail). C'est critiquable, car cela entraîne la disparition de la ressource naturelle lors de son utilisation et crée un problème au niveau de l'intensité de substitution (Neira Brito, 2004). Les ressources naturelles se divisent en deux catégories de ressources : épuisables et renouvelables. Les travaux d'Hotelling en 1931 ont traité des ressources épuisables. Ils ont déterminé une règle qui montre que la logique d'investissement optimal doit amener à exploiter ces ressources (pétrole, minerai...), dont le stock est identifié et connu, de façon à ce que le prix de vente évolue au rythme du taux de l'économie (Tacheix, 2005). Par ailleurs, les ressources renouvelables, comme les ressources halieutiques, sont capables d'offrir des ressources durant une longue période de temps. En effet, leurs stocks dépendent du prélèvement humain. À ce niveau, un stock de poissons par exemple peut être capturé jusqu'à son épuisement. Le problème se focalise alors sur le niveau de prélèvement annuel maximum compatible la reproduction de la ressource.

À travers l'approche néoclassique, tous les facteurs (ressources naturelles, ressources

artificielles. . .) qui permettent d'aboutir à des services productifs sont traités comme du capital. Ces facteurs sont considérés substituables entre eux. Pour cette approche, l'idée de décroissance du capital global entre les générations n'existe pas. Les néoclassiques adoptent l'hypothèse de la soutenabilité faible. Sous cette hypothèse, les biens et services environnementaux n'ont pas d'importance particulière. L'épuisement ou la disparition totale d'une ressource naturelle ne pose pas de problème dans le cas où sa raréfaction sera remplacée par l'augmentation d'une autre composante du stock total du capital (Neira Brito, 2004). Une telle hypothèse est refusée catégoriquement par les adeptes de l'économie écologique qui adoptent l'hypothèse de soutenabilité forte où la substituabilité parfaite n'est pas acceptée entre les différentes formes de capital. Cette nouvelle approche considère que le capital naturel assure aussi d'autres fonctions telles que les fonctions récréatives et écologiques.

La gestion des ressources naturelles épuisables est très différente de celle des ressources renouvelables. Les droits de propriété y sont bien identifiés et l'exploitation de ces ressources a fait consensus malgré les divergences quant à leur rôle dans la croissance économique. La gestion des ressources renouvelables a fait l'objet d'une riche littérature, dont une grande partie est consacrée à l'étude de l'exploitation en propriété commune, notamment dans le cas des ressources halieutiques. Pour cette raison, les premiers travaux tels que ceux de Gordon (1954) introduisent un modèle économique simple d'exploitation d'une zone de pêche. Ils montrent que l'exploitation en accès libre « *conduit à un profit net instantané nul à l'équilibre alors que la ressource est susceptible de dégager un profit positif pour des niveaux d'effort moins importants* » (Gordon, 1954; Jouvét and Rotillon, 2005). À ce stade, ces travaux introduisent, à la fois, explicitement les aspects biologiques et économiques dans un cadre théorique cohérent.

Grâce aux travaux de Hardin (1968) dont principalement la tragédie des biens communs (The tragedy of the commons) et l'émergence de l'approche keynésienne, la gestion des ressources naturelles est confiée au début aux autorités gouvernementales. Hardin (1968) considère que l'accès libre à une ressource limitée pour laquelle la demande est forte mène inévitablement à la surexploitation de cette ressource. En effet, chaque individu a un intérêt personnel à utiliser la ressource commune d'une manière à maximiser son usage individuel, tout en distribuant les coûts d'exploitation entre les autres usagers. En se basant sur le dilemme de prisonnier, Hardin considère que l'homme est au centre d'un système qui l'oblige à accroître l'exploitation sans limites et pourtant il est dans un monde limité (Plante and Andre, 2002). Le modèle de Hardin fut critiqué aux niveaux théorique et empirique, car il fait une confusion entre les concepts de propriété commune et de ressources naturelles en accès libre. Une ressource en régime de propriété commune appartient à un groupe d'individu qui peut généralement exclure les non-membres de l'usage, tandis qu'il n'existe aucune restriction d'entrée et d'usage pour une ressource en

situation d'accès libre (Neira Brito, 2004).

En se basant sur l'individualisme méthodologique, l'approche de la nouvelle économie de ressources naturelles considère que la surexploitation des ressources en propriété commune n'est pas due à l'usage en accès libre, mais est plutôt causée par l'absence du droit de propriété pour les ressources. Cette approche propose une solution différente qui est de convertir la ressource commune en propriété privée pour inciter les usagers à une gestion optimale de cette ressource. Pour cela, un nouveau mode de gestion alternatif qui a été largement utilisé est la mise en place de quotas individuels transférables. Ce mode est appliqué à l'exploitation de pêcheries de telle manière que chaque pêcheur se voie attribuer un quota annuel qu'il peut augmenter ou diminuer en achetant ou vendant des unités de quota aux autres pêcheurs, le quota total étant déterminé par le régulateur (Jouvet and Rotillon, 2005). L'espace marin peut être délimité en parcelles dont l'accès est limité par des licences d'exploitation et quotas individuels définis selon le type de pêche et le mode de production (Plante and Andre, 2002). La privatisation de l'exploitation des ressources en propriété commune fut critiquée par les adeptes de l'économie écologique (Daly and Farley, 2004, pages 102, 209, 380). Le droit de propriété privée échangeable sur le marché² ne peut être, selon eux, un instrument pour réguler la surexploitation des ressources qu'en absence de coûts de transaction (Platteau, 2003). Ce mode de gestion peut se heurter à quelques entraves telles que l'hétérogénéité des acteurs qui alimente un conflit d'intérêts suite à l'application de nouvelles règles, la non-prise en compte des caractéristiques sociales et culturelles des acteurs et des communautés locales (exemple : pêche), la possibilité d'avoir un monopole dans le cas d'asymétrie d'information, etc. (Neira Brito, 2004; Weber, 2013a).

La reconnaissance de l'existence d'un droit coutumier, à l'échelle mondiale, vient renforcer la gestion communautaire des ressources qui a prouvé, dans une certaine mesure, son efficacité. En fait, « *les notions d'identité communautaire, de sentiment de dépendance mutuelle et de conscience historique des acteurs à l'égard de l'état des stocks peuvent parfois servir à expliquer certaines réussites de la gestion communautaire des ressources* » (Plante and Andre, 2002). Dans le cas d'une existence d'un cadre institutionnel qui définit d'une manière claire les responsabilités ainsi que la mise en place d'un système de « *surveillance mutuelle (surveilleur-surveillé)* », l'efficacité de la gestion communautaire se trouve renforcée (Plante and Andre, 2002; Ostrom, 2010, page 61). En effet, le partage du pouvoir encourage les communautés à respecter les règles et à s'impliquer dans la gestion des ressources. Ceci contribue à la montée de leur conscience quant à la gestion optimale et durable de ces ressources dont les droits de propriété, en général, appartiennent aux usagers locaux (Townsend and Pooley, 1995; Plante and Andre, 2002). Par ailleurs, la gestion communautaire marque certaines limites quand la prise de décisions demeure toujours aux

2. Le marché ne prend pas en compte les externalités que dans le cas d'absence de coûts de transaction (Coase, 1960; Galiègue, 2012)

main du gouvernement. Le maintien d'un « *membership* » fermé dans le modèle coopératif contribue aux échanges et aux transferts des droits de vote cumulatifs. Ceci permet d'orienter la gestion des ressources vers un système corporatif où l'État fixe « la quantité de droits et de responsabilités » à émettre (Plante and Andre, 2002), et les membres échangent librement leurs droits (actions). Avec un modèle corporatif, il est possible que des monopoles s'installent, car les individus peuvent être présents dans plus d'une corporation (Townsend and Pooley, 1995; Plante and Andre, 2002).

La gestion des ressources naturelles, dont principalement les ressources renouvelables, fut donc marquée par trois catégories de gestion. Pour la première catégorie, nous trouvons que les ressources renouvelables ont été gérées publiquement via l'intégration de leurs caractéristiques biologiques aux critères économiques. Pour la deuxième catégorie, les ressources renouvelables ont fait l'objet d'une gestion privée basée sur l'utilitarisme et réglée par le marché. Puis la troisième catégorie de gestion qui est la gestion communautaire où le partage du pouvoir est assuré par les acteurs et le gouvernement. Cette gestion accorde une importance à l'allocation optimale des ressources et tient compte des caractéristiques sociales et culturelles des acteurs et des communautés locales. Parmi les instruments de gestion compatibles avec les modèles communautaires, nous trouvons l'Aire Marine Protégée qui vise plusieurs objectifs (sociaux, économiques et environnementaux) à atteindre à la fois. Cette dernière paraît comme un nouveau mode de gestion qui offre aux acteurs impliqués et à la communauté locale l'occasion de participer à la gouvernance des ressources naturelles.

Un outil de gestion des ressources naturelles : L'Aire Marine Protégée

L'adoption d'un tel outil de gestion des ressources naturelles -Aire Marine Protégée (AMP) - apparaît comme une réponse à la prolifération des problèmes environnementaux qui affectent négativement les espaces marins et côtiers (l'érosion marine, la pollution marine, la menace d'extinction de certaines espèces, la surexploitation des ressources marines, la dégradation de la biodiversité marine. . .). En effet, la communauté internationale et la majorité des pays côtiers et riverains, suite aux plusieurs conférences et sommets internationaux comme la rencontre de Barcelone en 1976 pour la protection du milieu marin méditerranéen, le sommet de Montego Bay en 1982 sur le droit de la mer, le sommet de Rio de Janeiro en 1992, le sommet sur les parcs de Durban et le *Millenium Ecosystem Assesment* ont tenté de trouver des moyens et des mécanismes comme l'AMP pour conserver la biodiversité et protéger les écosystèmes.

L'AMP est considérée comme un instrument pour la gestion des ressources marines et côtières. Elle représente un système de gestion censé capable de régler les dysfonctionnements observés entre les différents systèmes écologiques, sociaux, et économiques dans

les espaces marins et côtiers. Ces espaces sont dotés de plusieurs systèmes qui ne fonctionnent pas en pleine harmonie et génèrent des externalités (Jentoft and Chuenpagdee, 2009). Le système écologique est affecté par le système socioéconomique via les pressions anthropiques et les pollutions générées par les communautés locales et les acteurs qui interviennent sur le milieu. Les systèmes écologiques et socioéconomiques existant sont divers, complexes, dynamiques et vulnérables (Jentoft et al., 2007; Jentoft, 2007). En ce sens, l'AMP a une mission complexe puisqu'elle vise à établir des politiques de conservation des écosystèmes et de la biodiversité tout en promouvant le développement des activités économiques exercées par les acteurs et la communauté locale dans le milieu marin et côtier. Or, plus de deux tiers des AMP ont connu des échecs par rapport aux objectifs fixés au départ (Kelleher et al., 1995a; Jentoft et al., 2007, 2011). Les raisons de ces échecs sont diverses et multiples telles que les conflits entre les acteurs impliqués (Lopes et al., 2015; D'Anna et al., 2016; Pieraccini and Cardwell, 2016), le manque d'informations et données quant aux AMP et le non-respect de leurs plans de gestion (de Almeida et al., 2016), l'hétérogénéité d'acteurs et le manque de communication entre les différentes parties prenantes (Markantonatou et al., 2016), la non-résolution de conflits et tensions entre les différents secteurs concernés (Christie et al., 2003; Jentoft et al., 2011; Havard et al., 2015), l'absence du cadre institutionnel (Thur, 2010), le manque de financements (Binet et al., 2015), etc. Elles ont souvent échoué à harmoniser les objectifs de conservation de la biodiversité et des écosystèmes et les objectifs de développement des activités économiques (Chakour and Dahou, 2009). Pour comprendre ces échecs, il est nécessaire de mieux comprendre le fonctionnement des aires marines protégées.

A priori, la réussite de la gouvernance des aires marines protégées est dépendante de deux principaux défis. Le premier défi est la réussite de la politique de conservation des écosystèmes et la protection de la biodiversité. Le second défi se résume à la résolution des conflits d'intérêts intersectoriels et intra sectoriels entre les acteurs impliqués, et l'assainissement des externalités - affectant négativement l'état environnemental du milieu marin et côtier - générées par les usagers et la population locale (Ami et al., 2005; Jentoft et al., 2011; Chen and Lopez-Carr, 2015; Calado et al., 2016). À ce stade, il paraît nécessaire que les autorités publiques s'intéressent plus à l'implication des acteurs et la population locale dans le territoire qui bénéficie d'un aménagement assuré par les AMP (Christie et al., 2003; Havard et al., 2015; Rodríguez-Rodríguez et al., 2016).

Le cas d'étude : les îles Kuriat à Monastir (Tunisie)

Plusieurs organismes internationaux et régionaux actant pour la cause environnementale ne cessent d'offrir leurs aides (techniques, logistiques, financières...) aux pays riverains de la Méditerranée dont principalement ceux du Sud, afin de mettre en place des politiques de conservation à travers l'établissement des AMP. Le centre d'activités régionales

pour les aires spécialement protégées (CAR/ASP)³, via le projet MedMPA⁴, aidait ces pays riverains à en créer plusieurs. Parmi les bénéficiaires, nous comptons la Tunisie qui s'est engagée, surtout après l'adhésion à la convention de Barcelone en 1992, à créer un réseau d'aires marines protégées afin de faire face aux pressions que subissent ses zones humides et ses îles (60 îles et îlots).

La loi du 6 juillet 2009, relative à la création des aires marines protégées, vient de stimuler la politique environnementale tunisienne quant à la conservation et l'aménagement des espaces marins et côtiers dont principalement ceux qui sont fragiles et menacés par les pressions naturelles et anthropiques. En effet, la Tunisie a créé deux aires marines protégées (l'archipel de la Galite et l'archipel de Zembra) et a un projet d'en créer d'autres dans les zones suivantes : les îles Kuriat, la partie nord-est de Kerkennah, le littoral entre Cap Negro et Cap Serrat et l'île de Kneiss.

Les îles Kuriat qui sont le refuge de certaines espèces menacées comme la tortue caouanne (*Caretta caretta*), sont parmi les futures AMP citées ci-dessus. Ces deux îles se distinguent par des écosystèmes marins et côtiers importants pour l'équilibre biologique dans la zone (APAL/SCET-TUNISIE, 1999, 2000; Langar et al., 2011). En effet, leur richesse écosystémique et biologique contribue beaucoup au fonctionnement de certaines activités socioéconomiques (pêche, tourisme, plongée sous-marine...) dans le gouvernorat de Monastir. Une grande partie de la pêche côtière ainsi que des activités touristiques (visites touristiques)⁵ ont lieu aux alentours des îles Kuriat. À ce stade, l'établissement d'une AMP dans ces deux îles va influencer ces deux principales activités professionnelles en générant potentiellement un manque à gagner à court et moyen terme pour la pêche et une amélioration pour les activités touristiques. Plusieurs questions se posent quant au plan et mode de gestion à adopter, la réussite de ce projet de conservation, l'implication des acteurs concernés, la sensibilisation et la communication entre les différentes parties prenantes, les sources de financement, et l'adaptation du contexte institutionnel.

Depuis la fin des années 1990, les îles Kuriat à Monastir attirent de plus en plus l'attention des autorités environnementales en Tunisie (APAL, ANPE, CAR/ASP). Plusieurs diagnostics et propositions (APAL/SCET-TUNISIE, 1999, 2000; Ghariani, 2005; CAR/ASP-PNUE/PAM, 2010, 2008; Langar et al., 2011; PNUE/PAM, 2014, 2015) ont

3. « Le Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) a été créé à Tunis en 1985 par décision des Parties contractantes à la Convention pour la Protection de la Mer Méditerranée contre la Pollution (Convention de Barcelone) qui lui ont confié la responsabilité d'évaluer la situation du patrimoine naturel et d'apporter son assistance aux pays méditerranéens pour la mise en œuvre du Protocole relatif aux Aires Spécialement Protégées et à la Diversité Biologique en Méditerranée (Protocole ASP/DB), qui est entré en vigueur en 1999 ». (Pour plus de détails voir : www.rac-spa.org)

4. « Le Projet MedMPA a pour but de promouvoir la sélection, la création et la gestion des AMP et les orienter vers leur surclassement dans la liste des ASPIM. Le CAR/ASP a développé et mis en œuvre ce projet, avec l'appui financier de la Commission Européenne, pour sept pays des rives méridionale et orientale : l'Algérie, Chypre, Israël, Malte, le Maroc, la Syrie et la Tunisie ». (Pour plus de détails voir : www.rac-spa.org)

5. Environ 48 000 visiteurs chaque année sont accueillis sur l'une des deux îles Kuriat.

été faits, soulignant ainsi la nécessité de la mise en place d'une AMP dans cette zone. En 2011, l'agence de protection et d'aménagement du littoral (APAL) en Tunisie et le CAR/ASP ont préparé un plan de gestion pour la future AMP (Langar et al., 2011). Ce plan propose une AMP, composée de trois zones de différents degrés de protection, qui couvre un mille marin autour des îles Kuriat. La proposition de l'établissement d'une AMP dans la zone est pour une cause purement environnementale. Son objectif principal est la conservation, la protection et l'amélioration des écosystèmes marins et côtiers des deux îles. Ses répercussions sur les activités socioéconomiques qui y exercées sont dépendantes de la réalisation des objectifs écosystémiques et environnementaux, et elles seront perçues qu'à moyen et long terme. Selon la littérature (Jentoft, 2000; Christie et al., 2003; Jentoft, 2004, 2007; Mikalsen et al., 2007; Jentoft et al., 2007; Chuenpagdee and Jentoft, 2007; Kooiman et al., 2008; Guidetti and Claudet, 2010; Jentoft et al., 2011; Jones, 2014; Read et al., 2015; Schuhbauer and Sumaila, 2016), la sensibilisation des acteurs impliqués et leur intégration dans la gestion des AMP ainsi que la résolution de tout genre de conflits d'intérêts entre les parties prenantes, représentent des clés importantes de leur réussite. En effet, le maintien d'un consensus entre les différentes parties prenantes quant à l'acceptabilité de l'AMP aux îles Kuriat, peut être assuré par l'adoption d'une gestion partagée et la prise en considération des différents intérêts des acteurs concernés. De plus, l'indemnisation des acteurs perdants par la taxation de ceux qui seraient gagnants pourrait renforcer ce consensus en donnant un signal fort en ce qui concerne une certaine justice sociale.

À priori, la réussite de ce nouvel instrument (AMP) sera dépendante de son mode de gestion ainsi que de son acceptabilité par les différents acteurs impliqués. Comme mentionné ci-haut, l'activité de pêche côtière et l'activité touristique (visites vers les îles Kuriat) sont les deux principales activités professionnelles concernées par l'établissement de l'AMP. En ce sens, il paraît nécessaire d'étudier et d'analyser les perceptions des acteurs de ces activités quant à l'établissement de ce projet dans la zone. De plus, la détermination de la procédure d'indemnisation des acteurs qui subiront les effets négatifs de l'AMP semble être une étape primordiale pour garantir une certaine acceptabilité.

L'analyse et l'évaluation des politiques publiques dont principalement celles de conservation nécessitent des méthodes et techniques appropriées. Parmi ces dernières, les méthodes de préférences révélées ont été largement utilisées, notamment dans les cas où des actifs et biens non-marchands représentent la raison légitime d'intervention des pouvoirs publics ainsi que l'établissement des politiques de conservation. Dans le cas des AMP, les perceptions et les avis des acteurs locaux quant à l'adoption d'une telle politique de conservation, ne sont pas déterminables par les données et statistiques officielles standards. À ce niveau, il faut avoir recours à d'autres méthodes, comme celles de préférences déclarées, pour les déterminer. Parmi les méthodes de préférences déclarées, la méthode

d'évaluation contingente (MEC), qui se base sur des enquêtes directes, représente un outil important capable d'estimer les perceptions des individus ainsi que l'évaluation des actifs non-marchands. Cette méthode permet d'évaluer les impacts directs et indirects d'une telle politique publique notamment dans le cadre d'analyse *ex ante*. De plus, elle a l'avantage de la flexibilité et d'adaptation à tout contexte spécifique. Notre cas d'application est ainsi celui d'une analyse *ex ante*, à l'aide des enquêtes directes, pour déterminer les perceptions des principaux acteurs (pêcheurs côtiers et visiteurs) quant à la mise en place d'une AMP dans les îles Kuriat.

Notre travail se base sur le plan de gestion qui a été élaboré en 2011 (voir figure 3.2) (Langar et al., 2011) en proposant une AMP qui entoure les deux îles Kuriat d'un mille marin. Avec ce plan de zonage, deux principaux acteurs (pêcheurs et visiteurs) se distinguent avec des intérêts divergents. Pour cette raison, des enquêtes sont adressées à ces deux types d'acteurs afin de mener l'analyse. Ce plan de gestion a été modifié en 2015 pour intégrer toute la baie de Monastir et d'autres zones marines (voir figure 6.5) (PNUE/PAM, 2015). Il représente un passage d'un nombre réduit d'acteurs impliqués (principalement pêcheurs et visiteurs) à un nombre beaucoup plus important et avec plus de complexité quant à l'aboutissement d'un consensus autour l'AMP dans la zone. Les modifications liées au plan de gestion ainsi que le nouveau plan de zonage, qui a été proposé en 2015, seront abordés dans la conclusion générale.

Plan et contributions de la thèse

L'objectif de ce travail s'inscrit dans le cadre général d'une réflexion et une recherche approfondie, aussi bien d'ordre théorique qu'empirique, sur la querelle quant à la gouvernance des ressources naturelles renouvelables. La dimension théorique, abordée dans les premiers chapitres, sera essentiellement axée sur l'intégration des ressources naturelles dans le processus économique et les différents modes de leur gestion, la présentation d'un mode de gestion (Aire Marine Protégée) des ressources naturelles et les procédures d'évaluation d'actifs non-marchands. Tandis que la dimension empirique est consacrée à la détermination des perceptions de principaux acteurs impliqués ainsi que les deux piliers d'une politique de compensation (CAR/CAP) quant à l'établissement de la future Aire Marine Protégée dans les îles Kuriat à Monastir. La partie empirique constitue spécifiquement la contribution originale de notre thèse à la littérature.

Cette thèse est composée de six chapitres :

- Le premier chapitre présentera l'un des instruments de gestion de ressources naturelles qui est l'aire marine protégée (AMP) et les modifications qu'elle peut générer sur les systèmes socioéconomiques existants et les acteurs impliqués. En tant que système complexe, dynamique, divers et vulnérable, l'AMP est un terrain d'analyse multidisciplinaire et de

diagnostic. Elle a été traitée selon plusieurs aspects et théories tels que la théorie de gouvernance et la théorie des jeux. Ce chapitre est composé de deux sections. La première est consacrée à la présentation, et la détermination des objectifs et résultats attendus des AMP. La deuxième section présente la manière dont l'AMP fut traitée par les théories de gouvernance et des jeux. À travers ce chapitre, nous allons présenter l'AMP, en tant qu'un outil de gestion des ressources naturelles d'une manière large partant de l'aspect économique vers d'autres disciplines (géographie, sociologie, gestion, biologie...). L'élargissement de sa présentation sur plusieurs disciplines a pour but de mieux montrer les enjeux derrière son établissement, et les difficultés et inconvénients à surmonter pour avoir un fonctionnement efficace de l'AMP.

- Le deuxième chapitre s'intéresse à la méthode d'évaluation contingente (MEC) qui sera utilisée pour la détermination des perceptions des acteurs concernés par la mise en place d'une AMP aux îles Kuriat à Monastir. Cette méthode est essentielle vu l'inexistence des données et informations quant aux principaux acteurs concernés, leurs perceptions et leur point de vue vis-à-vis d'un tel projet environnemental. En se basant sur des enquêtes directes avec les acteurs locaux, la MEC pourra évaluer les actifs non-marchands en leur donnant un prix qui se base sur un marché hypothétique. Ceci est le cas dans notre travail en essayant de déterminer le consentement à recevoir (CAR) des pêcheurs côtiers afin d'accepter l'AMP et le consentement à payer (CAP) contre l'accès à la zone protégée par les visiteurs. Dans une première section, nous présentons l'approche théorique sur laquelle se base cette méthode. La seconde section présente la MEC à travers l'administration du questionnaire, la détermination des biais qui peuvent l'accompagner, et le calcul des consentements (CAR/CAP). Pour finir ce chapitre, la troisième section aborde les critiques qui lui ont été adressées ainsi que leur dépassement.

- Le troisième chapitre est consacré à la présentation du cas d'étude - les îles Kuriat à Monastir - ainsi que les questionnaires adressés aux pêcheurs et aux visiteurs. Ces deux îles abritent une richesse écosystémique et biologique importante pour le fonctionnement de plusieurs activités humaines professionnelles et récréatives (pêche, tourisme, plongée sous-marine...). Elles sont bien exploitées par des acteurs locaux divers et nombreux ayant des intérêts divergents. La mise en place d'une AMP dans une telle zone (les îles Kuriat) ne sera pas une tâche facile pour les décideurs publics ainsi que pour ses gestionnaires. La difficulté est due à la complexité du lieu et l'existence de plusieurs conflits d'intérêts liés aux activités humaines y exercées. La détermination des perceptions des principaux acteurs concernés, quant à cette politique de conservation, est importante pour mieux préparer son mode de gestion. De plus, une telle démarche aide les décideurs à la sensibilisation et la concertation de ces acteurs. La première section de ce chapitre présente les deux îles Kuriat, leurs caractéristiques naturelles, et les pressions que les subissent. Alors que la deuxième section est consacrée à la présentation des questionnaires avec les

pêcheurs côtiers et les visiteurs.

- Le quatrième chapitre traite les enquêtes avec les pêcheurs côtiers. L'objectif de ce chapitre est de déterminer les perceptions des pêcheurs enquêtés quant à l'environnement en général et à la mise en place d'une AMP aux îles Kuriat en particulier. Censés former un groupe homogène, les pêcheurs côtiers ne partagent pas forcément les mêmes avis quant à l'établissement d'un tel projet dans la zone. Pour cela, dans ce chapitre une analyse factorielle multiple (AFM) est utilisée pour vérifier l'homogénéité de ce groupe de pêcheurs en se basant sur leurs perceptions. De plus, une classification hiérarchique ascendante (CHA) est appliquée pour classer les pêcheurs enquêtés selon leurs caractéristiques démographiques, socioéconomiques ainsi que leurs perceptions. Ce chapitre est rédigé en anglais en vue d'une soumission à une revue internationale à comité de lecture (du type Marine Policy). Dans une première section, une introduction qui aborde l'approche théorique des AMP et le lien entre leur gouvernance et les perceptions des acteurs concernés. La deuxième section présente le questionnaire et les données d'enquêtes. Et la troisième section expose les résultats de l'AFM et la CHA.

- Le cinquième chapitre est consacré à l'estimation du consentement à recevoir (CAR) des pêcheurs enquêtés afin d'accepter la mise en place de l'AMP dans la zone des Kuriat. Ils représentent les principaux acteurs perdants en subissant un manque à gagner suite à l'interdiction de pêche dans la zone. C'est ce qui les oblige à se déplacer ailleurs et ceci contribue à l'augmentation de leurs charges et coûts. Établir une politique de compensation, qui indemnise les perdants, pourrait aider les décideurs à trouver un consensus entre toutes les parties prenantes et par la suite la minimisation de toute sorte d'hostilité et refus d'une telle politique de conservation. Pour l'estimation du CAR ainsi que la détermination de ses facteurs, le modèle HeckitBMA est utilisé pour les données d'enquêtes avec les pêcheurs (272 individus). Il est un modèle hybride combinant le modèle de Heckman (1979) avec l'inférence bayésienne ; *Bayesian Model Averaging (BMA)*. Le recours à ce modèle, qui a été développé par (Eicher et al., 2012), a pour but de minimiser le biais de sélection et l'incertitude qu'accompagnent certains modèles, très critiqués de la méthode d'évaluation contingente. Ce modèle contient deux étapes, la première est caractérisée par un modèle probit binaire pour préciser les déterminants qui influencent l'acceptation ou le refus de la politique de compensation par les pêcheurs afin d'établir l'AMP dans la zone, et la deuxième partie est une régression par moindres carrés ordinaires pour estimer le CAR moyen ainsi que ses déterminants. Avec le HeckitBMA, la significativité des variables intégrées dans le modèle n'est plus mesurée par les *p-values*, mais plutôt par la probabilité d'intégration de chaque variable dans le modèle. Notre contribution originale consiste une généralisation des modes de sélection des modèles, au-delà du simple BIC (Bayesian Information Criterion) proposé par Eicher et al. (2012). Ce chapitre, qui a également pour objectif d'être soumis à une revue internationale à comité de lecture, est rédigé en anglais

et composé de quatre sections. La première est une introduction qui présente l'approche théorique en faisant le lien entre le CAR, l'évaluation contingente et la problématique concernant les biais de sélection et l'incertitude de modèles. La deuxième section présente le modèle HeckitBMA ainsi que les *parameter priors* utilisés. La troisième est consacrée à l'explication du cas d'étude et l'enquête avec les pêcheurs côtiers. La dernière section expose les différents résultats de HeckitBMA selon les différents *parameter priors*, et les effets marginaux.

- Le sixième chapitre a pour objectif de compléter la politique de compensation en estimant le CAP moyen des visiteurs enquêtés aux îles Kuriat. Ceux qui visitent les îles Kuriat dans le cadre des visites touristiques journalières sont considérés comme acteurs gagnants une fois l'AMP établie. En fait, l'AMP aura des effets écosystémiques et biologiques sur la zone qui sera protégée. Ceci représente une amélioration environnementale du lieu dont les visiteurs en profiteront. L'idée est de mesurer le CAP moyen des visiteurs pour voir par la suite s'il égalise le CAR des pêcheurs. Cette politique de compensation se base sur le principe d'indemnisation des perdants par les gagnants une fois la politique de conservation mise en place. La compensation permet de renforcer le fonctionnement de l'AMP ainsi que sa pérennité. Pour arriver à estimer le CAR moyen des visiteurs enquêtés, deux principales difficultés accompagnent ce travail : la distinction des raisons de refus d'implication dans ce projet en déclarant un CAP nul (CAP nul pour des raisons économiques ou bien non économiques), et la représentativité de l'échantillon. Pour contourner le premier problème, le modèle *Zero Inflated Ordered Probit (ZIOP)* est utilisé. Ce modèle est estimé en deux parties. La première partie est un probit binaire pour déterminer les éléments qui influencent les enquêtés pour accepter ou refuser l'implication dans le projet d'AMP. La deuxième partie est un probit ordonné qui cherche à estimer le CAP ainsi que les paramètres qui le déterminent. L'avantage de ce modèle est la distinction des vrais des faux zéros (CAP nul), et l'estimation du CAP moyen à travers une carte de paiement (probit ordonné). Pour surmonter la deuxième difficulté, une *imputation multiple* a été effectuée sur les données des enquêtes avec les visiteurs tout en tenant compte de la représentativité de l'échantillon avec la correction des pondérations en comparant les données d'enquêtes avec celles des autorités régionales de tourisme en Tunisie. L'imputation multiple a le même principe des méthodes de *bootstrap*, sauf qu'elle se distingue par le contrôle qu'elle exerce lors du processus d'imputation (exemple : introduction des *priors*) ainsi que les tests de sensibilité et de robustesse qu'elle autorise. Ayant pour objet de prendre au sérieux les critères de la MEC, ce chapitre, à soumettre à une revue à comité de lecture, combine de manière originale à notre connaissance ces deux approches.

Notre travail de thèse offre une aide aux décideurs publics à travers une analyse *ex ante* d'une telle politique de conservation : Aire Marine Protégée. Les expériences ont montré qu'en présence d'acteurs divers et multiples, l'établissement d'AMP dans certaines

zones données n'est pas une tâche facile. Les acteurs locaux contestent et refusent une telle action collective si leurs intérêts seraient marginalisés et négligés. Pour augmenter les chances de leur réussite, les gestionnaires et les décideurs, quant à la mise en place des AMP, sont appelés à déterminer l'implication réelle de tout type d'acteur y concerné. Cela leur permet d'éviter des tensions sociales et résoudre les conflits entre les différents acteurs et/ou secteurs avant l'élaboration de plans de gestion d'AMP. Une fois ce travail fait, les AMP auront plus de chance à durer dans le temps en atteignant leurs objectifs. Le cas d'étude des îles Kuriat à Monastir, en tant qu'une future AMP, illustre un cadre d'analyse *ex ante* s'inscrivant bien dans les démarches à suivre avant sa mise en place. Les enquêtes effectuées avec les principaux acteurs impliqués (pêcheurs et visiteurs) nous ont permis de déterminer leurs perceptions et les facteurs qui influencent leur point de vue quant à ce projet environnemental. L'étude contingente nous a permis de concevoir une politique de compensation pour sensibiliser les acteurs impliqués afin de donner plus de chance à la réussite de l'AMP et de concerter une stratégie de « gagnant-gagnant (*win - win*) » parmi les parties prenantes.

À côté de l'analyse *ex ante* concernant la mise en place d'une AMP, le recours à la méthode d'évaluation contingente a permis à la réalisation de certaines contributions empiriques. La première contribution se manifeste avec l'estimation du consentement à recevoir et la détermination de ses facteurs avec l'utilisation du modèle HeckitBMA. Ce modèle hybride a permis de minimiser le biais de sélection en choisissant les variables qui constituent le modèle le plus certain et stable. L'estimation du consentement à payer est considérée comme une autre contribution empirique à travers le modèle *ZIOP*. Ce modèle donne la possibilité de distinguer les faux des vrais zéros de protestation tout en précisant leur raison et leur prédiction. L'imputation multiple vient conforter l'analyse contingente avec la solution qu'elle propose dans le cas de présence de biais d'échantillonnage. Ces contributions empiriques sont jugées utiles puisqu'elles améliorent la qualité du travail contingent qui peut s'accompagner de plusieurs biais.

Chapitre 1

L'Aire Marine Protégée : un outil de gestion des ressources naturelles

1.1 Introduction

Devant la détérioration de l'état des ressources écosystémiques et biologiques marines, l'aire marine protégée est proposée (AMP) comme un instrument parmi plusieurs pour maintenir une politique de conservation efficace. Cet instrument a deux principaux objectifs ; le premier consiste à protéger les ressources, et le deuxième vise à améliorer les activités humaines qui exploitent ces ressources. Pour atteindre ces objectifs, plusieurs difficultés ont été mentionnées comme la détermination de l'emplacement de l'AMP, sa taille, et le degré de protection. L'économie écologique avec l'introduction de modèles bioéconomiques a combiné les aspects biologique et économique pour déterminer les impacts de l'AMP.

Après un certain temps de fonctionnement, une grande part des AMP n'a pas atteint ces objectifs. Ceci incite plusieurs disciplines (écologie, géographie, économie, sociologie, anthropologie, biologie, océanologie, etc.) à étudier et déterminer les raisons de leur échec. Presque tous les travaux se mettent d'accord sur la mauvaise gestion dont les AMP sont l'objet. Le recours à la théorie de gouvernance montre que les AMP abritent plusieurs systèmes qui sont interconnectés et ont des interactions complexes. De plus, la théorie des jeux souligne les difficultés que rencontrent les décideurs publics pour trouver un compromis avec les acteurs impliqués pour assurer une situation de coopération permettant d'atteindre tous les objectifs et la satisfaction de toutes les parties prenantes.

Dans une première section, nous présentons les AMP ainsi que leurs objectifs en faisant recours au modèle bioéconomique. La deuxième section aborde la gouvernance des AMP qui se composent de plusieurs systèmes avec plusieurs interactions et positionnements stratégiques de leurs acteurs.

1.2 Présentation et objectifs

1.2.1 Présentation

La convention de Ramsar (1971)¹ ainsi que la convention de Rio de Janeiro (1992)² représentent les deux bases juridique et institutionnelle, à l'échelle internationale, aboutissant à la mise en place des aires marines protégées dans le monde entier. En 2012, leur nombre est de 10280 (Spalding et al., 2013) et progresse chaque année de 5% (Laffoley, 2008a; Wood et al., 2008). Les AMP s'étalent sur 8,3 millions km^2 , soit 2,3% des océans et 5,69% de zones marines des zones économiques exclusives (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

La prise en considération des aires marines protégées à l'échelle internationale, ne s'est développée qu'à partir des années 1970 lorsque plusieurs études et diagnostics faits ont montré les menaces d'extinction des certaines espèces marines telles que le phoque moine en Méditerranée, la baleine de l'Atlantique Nord, la tortue marine géante, le requin plat... (Chambom, 1994, page 23). L'aire marine protégée a été proposée pour la première fois lors de la convention de Barcelone pour protéger le milieu marin méditerranéen, mais sa nomination officielle a été utilisée en 1992 lors du sommet de la terre à Rio de Janeiro en faveur de la protection de la biodiversité et les ressources naturelles.

Il existe plusieurs définitions de l'aire marine protégée selon les contextes de protection et de gestion. La première définition de l'AMP est présentée par l'UICN en 1994 ; elle est définie comme « *Toute zone intertidale ou subtidale, de même que les eaux la recouvrant, ainsi que la flore, la faune et les caractéristiques historiques et culturelles associées, classées par la législation dans le but de protéger partiellement ou intégralement l'environnement inclus* ». Puis une deuxième définition est élaborée dans le cadre de la convention sur la diversité biologique³ ; l'AMP est définie comme « *Toute zone définie dans ou à côté d'un environnement marin, ainsi que les eaux la recouvrant et la flore, la faune et les caractéristiques culturelles et historiques qui lui sont associées, qui ont été préservées par la loi ou par tout autre moyen en vigueur, y compris l'usage, avec pour effet*

1. « La Convention de Ramsar est le plus ancien de tous les accords modernes mondiaux et intergouvernementaux sur l'environnement. Le traité a été négocié dans les années 1960 par différents pays et organisations non gouvernementales préoccupés par la perte et la dégradation croissantes des habitats en zones humides pour les oiseaux d'eau migrateurs. Adopté dans la ville iranienne de Ramsar en 1971, il est entré en vigueur en 1975. »(consulté le 5 avril 2016 sur : <http://www.ramsar.org/fr/a-propos/histoire-de-la-convention-de-ramsar>)

2. « La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) a été ouverte à la signature lors du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro, le 5 juin 1992, et est entrée en vigueur le 29 décembre 1993. Elle est un traité international qui a trois principaux objectifs : la conservation de la diversité biologique; l'utilisation durable de la diversité biologique; le partage juste et équitable des avantages découlant de l'utilisation des ressources génétiques. »(consulté le 05 avril 2016 sur : <http://www.un.org/fr/events/biodiversityday/convention.shtml>)

3. Le cinquième congrès de Durban en 2003 pour l'expansion du réseau des aires marines protégées.

que cette biodiversité côtière et/ou marine bénéficie d'un niveau de protection supérieur à celui de son entourage ». En octobre 2008, lors du congrès mondial pour la conservation à Barcelone, l'UICN avait adopté une troisième définition présentant l'AMP comme « *Un espace géographique clairement défini, reconnu, dédié et géré par des moyens efficaces légaux et autres, pour atteindre la protection à long terme de la nature ainsi que des services d'écosystèmes et des valeurs culturelles associées* » (Dudley, 2008).

Les aires protégées constituent un domaine privilégié pour l'action de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). Cette dernière encourage ainsi les États à créer des espaces protégés qui constituent des outils privilégiés de conservation de la nature, depuis près de trois décennies.

L'UICN a défini et classé les aires marines protégées en 6 catégories, selon l'intensité de la protection (de 1 : protection totale à 6 : gestion des activités humaines dans un objectif de protection) (Mabile, 2004; Wells and Day, 2004; Laffoley, 2008a; Dudley, 2008; Gabrié et al., 2012; Day et al., 2012) :

1. Réserve Naturelle Stricte : gérée essentiellement dans un but scientifique.
2. Parc national : géré essentiellement pour la protection des écosystèmes marins et côtiers et à des fins récréatives.
3. Monument naturel : géré essentiellement dans le but de préserver des traits naturels spécifiques (exemple : île volcanique).
4. Réserve Spéciale : gérée principalement à des fins de conservation d'habitats et d'espèces avec intervention au niveau de la gestion (exemple : plage de nidification des tortues marines).
5. Paysage Terrestre/Marin Protégé : géré essentiellement pour la préservation du paysage terrestre/marin et à des fins récréatives.
6. Aire Protégée avec gestion des ressources : gérée essentiellement pour l'utilisation durable des ressources et des écosystèmes naturels.

Les aires marines protégées incluent toujours l'environnement marin et côtier, mais elles peuvent également inclure des zones terrestres tels les îles ou les îlots et les bassins hydrologiques en amont, auxquels sont liées les zones côtières, grâce au grand connecteur qu'est l'eau douce (fleuves, rivières. . .) (Kelleher, 1999).

Chaque aire marine protégée se compose de deux éléments intérieurs : le noyau dur et la zone tampon, et de deux éléments extérieurs⁴ qui sont la zone de protection et la zone périphérique (Dudley, 2008) .

— Le noyau dur est un périmètre de préservation intégrale où toute activité, toute entrée et toute circulation sont strictement réglementées.

4. Les deux zones extérieures (la zone de protection et la zone périphérique) peuvent être regroupées dans une seule zone appelée : *zone de transition*.

- La zone tampon, zone jouxtant le noyau dur, où les activités sont limitées et fixées par voie réglementaire pour assurer une meilleure protection et garantir la vocation de chaque composante de l'aire marine protégée.
- La zone de protection est la zone jouxtant l'aire protégée et à l'intérieur de laquelle sont admises les activités agricoles, pastorales ou de pêche traditionnelle ou d'autres types d'activités n'entraînant pas d'impact néfaste sur l'aire protégée. La zone de protection est déterminée par le décret de création de l'aire protégée.
- La zone périphérique est la zone jouxtant la zone de protection à l'intérieur de laquelle toutes activités autres que celles traditionnellement menées doivent faire l'objet d'une approche concertée, impliquant toutes les entités concernées.

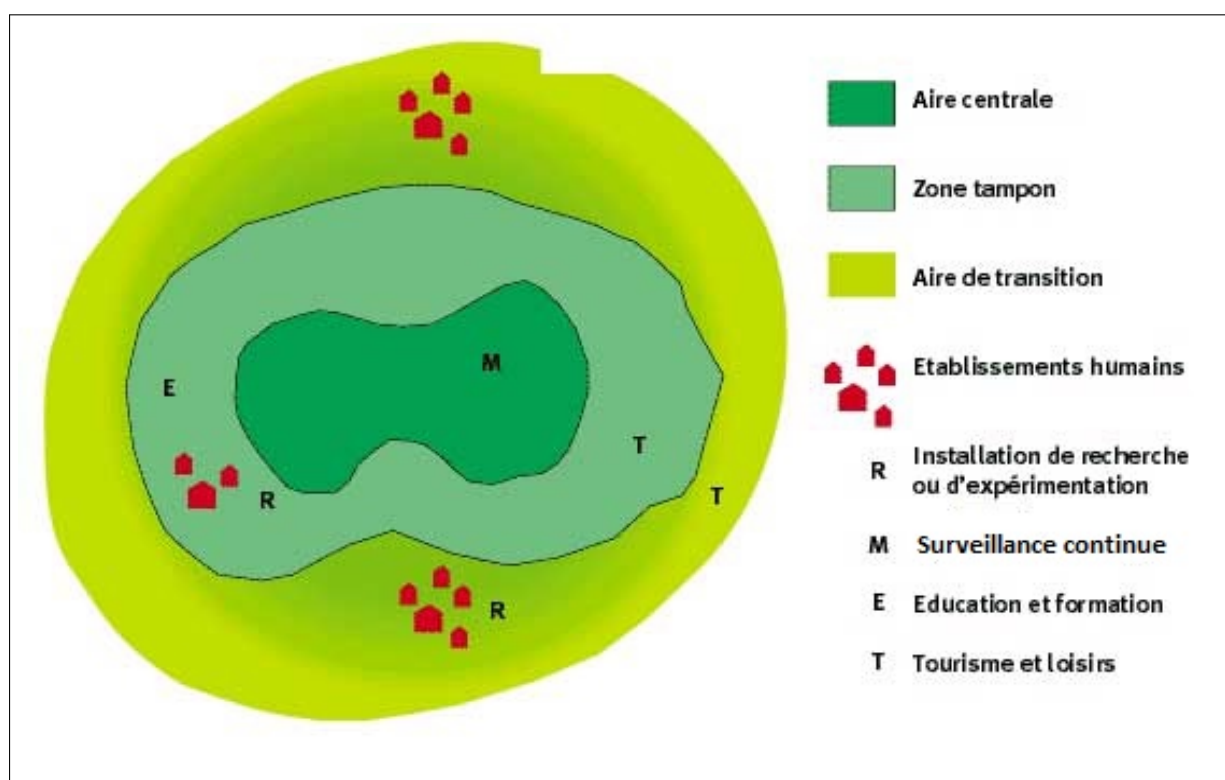


FIGURE 1.1 – Exemple d'un zonage schématique d'une aire protégée (Mengue-Medou, 2002)

1.2.2 Objectifs et résultats des AMP

1.2.2.1 Les objectifs environnementaux

La dégradation de l'état des ressources naturelles renouvelables telles que les écosystèmes marins et côtiers prend une part importante dans les débats, actions, programmes et projets des organismes et institutions à toutes les échelles (Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), Fonds mondial pour la nature (WWF), etc.). Leurs travaux ne cessent de décrire la situation des écosystèmes ainsi que la présentation des dangers qui menacent les

services écosystémiques et biologiques fournis par la nature. Ces travaux parlent d'une destruction de 20% des récifs de corail dans le monde et la disparition d'environ 35% des superficies de mangrove. Entre 10 et 30% des espèces de mammifères, oiseaux, et d'amphibie sont actuellement menacées d'extinction (Díaz et al., 2006). En général, plus de la moitié des ressources halieutiques sont pleinement exploitées et la régénération de leur stock est au niveau ou à proximité de leurs limites maximales, alors que plus de 25% sont surexploités, épuisés ou en cours de reconstitution (Laffoley, 2008a). En effet, les espèces menacées recensées en 2016 sont au nombre de 23928. Parmi ces espèces, « 30% des requins et raies, 33% des coraux constructeurs de récifs et 34% des conifères »⁵. Selon les travaux de l'UICN, au moins 70% de toutes les plantes marines évaluées sont en péril dont une grande part est considérée comme une réelle richesse, car elle produit beaucoup d'oxygène et sert de pépinières et de garde-manger aux animaux marins (Laffoley, 2008b). De plus, une partie de ces travaux s'occupent de la situation écosystémique à l'échelle régionale telle que la méditerranée là où la majorité des stocks de poissons commerciaux sont surexploités (FAO, 2006).

Devant les pressions que subissent les ressources écosystémiques, plusieurs actions et politiques de conservation ont été menées par la communauté internationale. Parmi les outils et mécanismes de ces politiques, nous évoquons les aires marines protégées (AMP) qui sont considérées comme approche de conservation de la biodiversité et un moyen de gestion de pêcheries permettant de réduire et de faire face aux menaces que confrontent les écosystèmes (Bobiles et al., 2015). Les AMP ont plusieurs objectifs comme la conservation des écosystèmes marins et côtiers et la restauration des pertes biologiques, écosystémiques et en ressources halieutiques particulièrement (Chaboud et al., 2008). L'AMP est considérée comme un outil fondamental de conservation (Green et al., 2011; Venegas-Li et al., 2016; Jones, 2014; Dudley, 2008).

Plusieurs travaux ont abordé les effets biologiques des AMP sur les écosystèmes et les stocks de poissons (Allison et al., 1998; Carr and Raimondi, 1998; Boersma and Parrish, 1999; Lindeman et al., 2000; Begger et al., 2003; Ami et al., 2005; Johannesen, 2007; Ortiz-Lozano et al., 2009; Grüss et al., 2011; Stevenson et al., 2013; Singleton and Roberts, 2014; Ban et al., 2014; Rodríguez-Rodríguez et al., 2016; Venegas-Li et al., 2016). Ces travaux mentionnent des informations importantes quant au design, la sélection de zones et l'établissement des AMP. Les AMP protègent bien les écosystèmes tels que les habitats qui subissent de fortes pressions et les espèces surexploitées. Ceci permet de régénérer les stocks de poissons et l'amélioration de leur biomasse. Les AMP assurent une protection de stocks de poissons à l'intérieur de la zone protégée. Ces stocks sont mobiles et peuvent se déplacer dans les zones marines avoisinantes : c'est ce qui représente un

5. Consulté le 25 septembre 2016 sur : <http://www.uicn.fr/La-Liste-Rouge-des-especes>

effet de *spillover*⁶ (Sanchirico and Emerson, 2002). L'effet de « *spillover* » est dépendant de différentes caractéristiques des espèces et populations existant dans la zone protégée. Si ces populations sont mobiles, il y a une possibilité d'avoir un transfert vers les zones avoisinantes non protégées et qui sont en accès libre (Pezzey et al., 2000; Sanchirico and Emerson, 2002).

La mesure des effets biologiques et écosystémiques des AMP n'est pas une tâche facile. Elles abritent des habitats et espèces hétérogènes, qui évoluent dans le temps avec incertitude. De plus, les techniques utilisées pour déterminer leur évolution (leur nombre et leur biomasse) telles que les techniques d'échantillonnage peuvent donner des résultats imprécis. La quantification de l'effet « *spillover* » surtout sur la pêche est difficile et incertaine, car dans certains cas les pêcheurs ne sont pas les seuls à exploiter les stocks de poissons, les prédateurs⁷ comme les phoques, qui se nourrissent de poissons, le font aussi et contribuent à leur baisse. Ceci rend les retombées des AMP incertaines et sont dépendantes de plusieurs caractéristiques biologiques et écosystémiques de la zone protégée. Les résultats d'un travail récent (Sadio et al., 2015) montrent que les AMP permettent de restaurer la biodiversité marine et la structure trophique de l'assemblage de la pêche. La protection d'une zone permet de hisser la biomasse, améliorer son état biologique et l'augmentation du nombre des prédateurs qui se nourrissent de poissons. À ce niveau, il faut mentionner que les effets de conservation des AMP ont des limites naturelles et biologiques et même avant l'intervention des activités humaines (Sadio et al., 2015). En effet, il faut souligner que l'ampleur de ces effets est incertaine et pose un défi majeur pour quantifier les avantages et les coûts des AMP. Néanmoins, les avantages écologiques et biologiques dans la zone protégée sont réalisés et il existe un certain « *spillover* » dans les zones où les activités humaines sont permises.

1.2.2.2 Les objectifs socioéconomiques

L'accès libre à l'exploitation des ressources halieutiques mène dans la plupart des cas à la situation de tragédie de communs (Hardin, 1968). Cette dernière caractérise les cas d'exploitation excessive de ces ressources. Selon la FAO, qui évalue régulièrement la situation mondiale de pêches et de l'aquaculture, en 2007, 17% des principaux stocks de poissons étaient exploités excessivement (Food and of the United Nations, 2007). L'établissement des aires marines protégées vient d'être reconnu comme un nouvel outil proposant une solution à la surexploitation et assurant une gestion durable des ressources halieutiques (Worm et al., 2006; Claudet et al., 2008; Guidetti and Claudet, 2010). Cet outil permet la reproduction et la régénération de stocks des poissons. À ce niveau, les aires

6. Il y a plusieurs traductions pour le mot « *spillover* ». La traduction qui fut utilisée pour ce mot anglais, pour certaines disciplines telles que l'écologie et la biologie, est bien « retombée ». Dans notre cas, nous utilisons le mot retombée comme traduction libre au mot « *spillover* » qui signifie les effets de l'AMP en dehors de la zone protégée.

7. Exemple cité dans Boncoeur et al (2002)

marines protégées constituent ainsi une assurance contre l'effondrement total des stocks halieutiques et permettent de diversifier les sources de revenus. De plus, l'amélioration de l'état des écosystèmes marins contribue au développement de certaines activités telles que les activités récréatives comme la plongée sous-marine et l'écotourisme. L'industrie pharmaceutique, qui utilise certaines plantes marines comme les algues, peut bénéficier de cette amélioration à long terme.

Les retombées des AMP sont nombreuses et diverses, et influencent l'environnement naturel de zones marines protégées et plusieurs activités humaines. Elles concernent, à la fois, les activités extractives (exemple : la pêche) et celles non extractives (exemple : écotourisme).

1.2.2.2.1 Les retombées extractives

Les avantages tirés de la création d'une aire marine protégée sont divers (protection de la biodiversité, gestion des ressources halieutiques, développement du tourisme durable. . .) et demeurent dépendants des caractéristiques biologiques et géographiques de cette dernière. Ils diffèrent d'une aire marine protégée à une autre. En analysant ces avantages et effets, une relation de causalité est distinguée entre les volets économique et écosystémique des AMP. En effet, l'amélioration des écosystèmes marins est liée à la diminution des pressions anthropiques causées par certaines activités dont principalement celles de pêche. Par contre, l'amélioration de certaines activités comme la pêche et le tourisme sont dépendants de l'amélioration des écosystèmes marins et côtiers.

Les AMP influencent beaucoup l'activité de pêche. Elles régénèrent et améliorent les stocks de poissons à l'intérieur de la zone protégée. Ces stocks peuvent se déplacer vers les zones avoisinantes en augmentant la quantité et la qualité des captures de poissons. En effet, l'impact réel sur la pêcherie dépend de l'importance relative de la zone protégée dans la capture totale avant la fermeture et l'état de stocks de poissons. Par exemple, si la zone contribue à une part importante des captures totales, il est moins probable que la capture totale va augmenter, parce que le niveau de seuil que les effets de « *spillover* » biologiques doivent surmonter est plus élevé. Au contraire, si le niveau de capture dans la zone est faible peut être à cause de la surexploitation avant la protection, la probabilité d'augmentation de la capture totale est plus élevée. Dans le cas où les stocks de poissons sont surexploités et ayant une mobilité faible, les niveaux de captures totales à long terme vont augmenter après l'établissement d'une AMP (Sanchirico and Wilen, 1998; Sanchirico and Emerson, 2002). Les AMP peuvent hisser la valeur marchande de la pêche avec le changement de la composition des captures et la modification de la sélectivité. Quand l'AMP s'établit dans une zone où la grande proportion des stocks de poissons est jeune, la sélectivité pourrait être modifiée. Dans ce cas, l'effort de pêche sera déplacé vers d'autres zones et les captures vont s'orienter vers les poissons de grande taille. Ceci contribue à la

hausse des prix sur le marché ainsi que les revenus suite au changement dans la composition des captures.

À côté des effets positifs, l'établissement des AMP a des retombées négatives sur certaines activités extractives comme la pêche. À court terme, la fermeture de certaines zones peut générer une congestion élevée dans les zones de pêche. La congestion peut inciter à l'utilisation excessive du carburant et à l'augmentation des coûts d'investissement. De plus, une baisse significative des revenus de pêche peut créer un conflit entre les usagers de ressources. Un conflit peut se produire, par exemple, à partir d'un chalutier déplacé par une AMP dans une zone occupée par les pêcheurs à engins fixes seulement. Dans cet exemple, les coûts liés à la pêche augmentent non seulement pour le chalutier déplacé, mais aussi pour les pêcheurs à engins fixes qui pourraient ne pas avoir été impactés directement par la mise en place de l'AMP. Cette dernière peut changer la pression de pêche d'une espèce à une autre, ce qui augmente la concurrence pour la prise de cette seconde espèce (Sanchirico, 2000; Sanchirico and Emerson, 2002).

Selon Sanchirico et al (2002), la décision d'un pêcheur de l'endroit où pêcher dépend de nombreux facteurs tels que la saison, les espèces ciblées, le temps prévu à la mer, les taux de capture attendus, les coûts de transport, les coûts spécifiques à l'emplacement, les prix de vente, et les événements liés aux conditions météorologiques. Avec la mise en place d'une AMP, les bateaux passent plus de temps vers et à partir des lieux de pêche et la consommation de carburant sera plus grande. Ceci incite les pêcheurs à investir plus en améliorant leurs équipements et matériels de pêche. L'AMP peut contribuer à l'augmentation des dépenses en capital dans la pêche à un moment où les gestionnaires des pêches tentent au contraire de trouver des moyens pour réduire la capacité.

Dans le cas d'effet de « *spillover* » significatif, c'est-à-dire un transfert net élevé de stocks de poissons, l'AMP peut impacter l'activité de pêche en diminuant ses coûts. Dans ce cas, les pêcheurs se concentrent autour de la zone protégée et leurs coûts vont être faibles. Dans le cas contraire, c'est-à-dire un transfert net faible, les coûts liés à la pêche vont augmenter parce que les zones avoisinantes ne seront pas rentables vu les faibles captures. Devant ces deux cas, il paraît primordial de faire l'évaluation de ce transfert net pour mieux choisir l'emplacement et la taille de l'AMP qui se caractérise par des interactions entre les aspects économique, écosystémique et biologique. Son évaluation doit intégrer tous ses aspects pour qu'elle soit pertinente. Dans ce sens, plusieurs travaux ont fait des analyses biologiques et économiques conjointes pour évaluer les effets des AMP.

1.2.2.2.2 Les retombées non extractives

Les AMP permettent l'amélioration de la biologie et la restauration des écosystèmes (exemple : la régénération des habitats marins et de stocks de poissons) (Boersma and Parrish, 1999; Sanchirico and Emerson, 2002; Sadio et al., 2015). Ce changement dans les écosystèmes marins peut développer des activités non extractives telles que la plongée sous-marine, les visites écotouristiques, etc. L'amélioration de l'état de l'environnement marin peut attirer des personnes qui n'investissaient pas la zone avant la mise en place de l'AMP. En attirant de nouveaux visiteurs, l'AMP peut conduire à la création des emplois, des revenus et des recettes fiscales pour la communauté locale. L'augmentation potentielle des revenus du tourisme pourrait compenser les pertes potentielles dues à la diminution des prises commerciales ou récréatives en raison de la fermeture.

Les caractéristiques des AMP telles que la zone de leur mise en place, leur taille, leur type et leur degré de protection, jouent un rôle important quant à leur fonctionnement et la réalisation de leurs objectifs. Par exemple, une AMP établie dans une zone qui est principalement occupée par des espèces benthiques n'aura pas un potentiel touristique important. Par contre, quand son établissement s'est fait dans une zone abritant des récifs coralliens, l'AMP peut développer plusieurs activités récréatives non extractives. D'une manière générale, l'AMP assure une protection des ressources qui génère des impacts positifs sur plusieurs secteurs de l'économie qui ne sont pas directement liés à la pêche commerciale.

Certains travaux ont recensé les retombées non extractives des AMP à l'intérieur et à l'extérieur de la zone protégée. Celles à l'intérieur de la zone concernent les activités récréatives comme la plongée, la photographie, et la recherche scientifique. Les retombées à l'extérieur de la zone protégée concernent la valeur d'existence de la biodiversité marine qui sera préservée pour les générations futures (Carter, 2003). En effet, une AMP contribue à l'augmentation de la demande pour les activités liées à la zone protégée dans le cas où les ressources sont en meilleures conditions biologiques et naturelles. Ceci permet d'avoir une plus-value importante parce que l'activité humaine n'agit pas négativement sur les écosystèmes. En ce sens, il convient de se demander si une AMP fournira des améliorations marginales ou prévenir des dommages marginaux en référence à l'exercice des activités dans la zone protégée (plongée, écotourisme, recherche scientifique, etc.). À l'extérieur de la zone protégée, les retombées non extractives sont liées à l'existence des ressources marines et la possibilité de les préserver dans le temps pour l'usage ultérieur.

Le manque de détermination des capacités réelles d'une AMP en termes de soutien aux activités non extractives soulève des questions importantes sur son utilisation durable. Par exemple, si les activités touristiques exercées dans la zone protégée ne sont pas contrôlées, les ressources marines vont subir des pressions supplémentaires. Ceci va

aboutir à la baisse des bénéfices biologiques (exemple : amélioration des écosystèmes et de stocks de poissons) et socioéconomiques (exemple : la pêche) qui devraient être améliorés, à long terme, à la suite de l'interdiction des activités extractives à court terme. L'attractivité d'une AMP de nouveaux visiteurs pourra créer un problème de congestion dans la zone protégée. En fait, il y a une relation entre la demande de visite d'un site et la qualité de ce site (par exemple, voir un écosystème particulier des récifs coralliens). Dans ce cas, la congestion pourrait conduire à attirer moins de visiteurs et réaliser des avantages économiques inférieurs. Donc, les retombées positives de l'AMP pourraient être réduites avec des activités touristiques incontrôlées, ce qui incite les décideurs à limiter l'impact des activités non extractives.

La conversion des certaines activités extractives (exemple : la petite pêche côtière) en activités non extractives (exemple : tourisme local) est proposée comme une seconde opportunité en réponse à la fermeture de zones marines devant l'usage extractif. Si cette conversion a des effets positifs sur les acteurs locaux (principalement les pêcheurs) en leur créant une source de revenu alternatif, elle contribue à la congestion de la zone protégée et la perte des traditions culturelles (exemple : pêche) des communautés locales (San-chirico and Emerson, 2002).

1.2.2.3 Les résultats mitigés des AMP

Les AMP n'arrivent pas dans la plupart de cas à réaliser leurs objectifs puisque leur fonctionnement est dépendant des facteurs écologiques et socioéconomiques. Elles peuvent réaliser certaines réussites au niveau écologique en améliorant la biomasse de pêcheries et les écosystèmes marins et côtiers, mais dans la majorité des cas, elles échouent à réaliser leurs objectifs socioéconomiques (Christie et al., 2003). Presque, un tiers des AMP ont atteint leurs objectifs et assurant leur survie (Kelleher et al., 1995b; Jentoft et al., 2007, 2011; Burke et al., 2011). L'analyse des données de 48 réserves marines, faite par Worm et al (2006) a bien montré l'amélioration de leurs ressources en biodiversité et écosystème marins. Une telle amélioration, presque une augmentation de 23% de la biomasse de ressources marines, agit positivement sur la rentabilité des activités de pêche. De plus, l'analyse de données de 138 aires protégées aux Caraïbes souligne l'amélioration de revenu des activités touristiques. Ces aires protégées permettent de rattraper la perte en biodiversité et en écosystème tout en agissant favorablement sur les activités extractives et non extractives (Worm et al., 2006).

Malgré certaines réussites, une grande part des AMP sont en situation d'échec. Ceci est dû à l'inefficacité de leur gestion et leur faible protection dans la majorité des cas. En effet, après plusieurs recensements et analyses, il s'est avéré que seulement 2% des AMP sont bien gérées et 42% d'entre elles bénéficient d'un statut de protection forte (Laffoley, 2008a; Bobiles et al., 2015; Lefebvre, 2005). Pour illustration, une étude de 153 AMP

du réseau anglais d'AMP montre que leur faible protection et gestion contribuent à leur échec (Rodríguez-Rodríguez et al., 2015). L'échec qui accompagne la grande part des AMP peut être expliqué par leur établissement qui est associé à une situation de conflits entre la conservation des écosystèmes et les activités humaines qui y exercées. La gestion des AMP se focalise sur une première étape qui consiste à gérer et minimiser ces conflits (Pieraccini and Cardwell, 2016). Une fois ceci fait, les AMP peuvent être bénéficiaires d'un système de gouvernance efficace et résilient (Pieraccini and Cardwell, 2016; Jones, 2014). Une AMP qui bénéficie d'un cadre institutionnel clair et d'une gestion structurée permettrait d'assurer une meilleure conservation et pourrait atteindre ses objectifs. Toutefois même avec une gestion efficace et pertinente, il n'est pas certain d'avoir des effets écologiques positifs en dehors de l'AMP (Rodríguez-Rodríguez et al., 2016).

L'un des buts stratégiques de la convention pour la diversité biologique est la protection de 10% des zones marines et côtières d'ici 2020 (CDB, CDB). Cet objectif est loin d'être réalisable surtout en méditerranée à cause de la faible protection de la grande partie des AMP qui souffrent d'importante insuffisance de moyens et outils de gestion (Rodríguez-Rodríguez et al., 2016). D'un autre côté, l'échec est important quant aux objectifs qui ne sont pas atteints par les AMP : environ deux tiers d'entre elles n'en y arrivent pas. Ceci nous pousse à poser la question quant aux vraies raisons de cet échec ainsi qu'à leur gestion et gouvernance.

1.3 Jeux d'acteurs et Gouvernance

Les AMP ont pour objectif principal la conservation des écosystèmes marins et côtiers (Venegas-Li et al., 2016; Chen and Lopez-Carr, 2015; Venegas-Li et al., 2016; Jentoft et al., 2007; Habtemariam and Fang, 2016; Sadio et al., 2015; Meinesz and Blanfuné, 2015; Carter, 2003; Rodríguez-Rodríguez et al., 2015). Les objectifs socioéconomiques ont été intégrés en deuxième position. En effet, les effets positifs tirés de la conservation de la biodiversité contribuent à l'amélioration des activités économiques et sociales (pêcheries, écotourisme, éducation). Leurs objectifs paraissent clairs et faciles à réaliser dans le cas d'un consensus entre tous les acteurs impliqués, probablement cette hypothèse est loin d'être réalisable dans la plupart des cas. Les acteurs impliqués sont divers, nombreux et différents (pêcheurs, plongeurs sous-marins, écotouristes, chercheurs scientifiques, gestionnaires publics). Ils ne partagent pas forcément les mêmes intérêts et chacun d'entre eux se positionne stratégiquement d'une manière différente.

D'un autre côté, les AMP cherchent à gérer plusieurs systèmes qui n'ont pas le même fonctionnement tel que les systèmes écosystémiques qui ont une capacité limitée de régénération et de reproduction (exemple : stock de poissons), et des systèmes socioéconomiques

qui cherchent à maximiser leur rentabilité (exemple : la pêche). Ces deux systèmes (écosystémique et socioéconomique) sont contradictoires en termes de fonctionnement ; l'amélioration de l'un impacte négativement l'autre et vice versa.

L'explication de l'échec des AMP en matière de réalisation de leurs objectifs réside dans la compréhension des intérêts des acteurs impliqués et le fonctionnement de différents systèmes existant qui vont être gérés en même temps d'une manière cohérente.

1.3.1 La gouvernance des AMP

Les AMP ont pour but la protection des écosystèmes marins et côtiers, de la biodiversité et des espèces menacées de distinction. Aussi, elles sont censées être capables de maintenir et améliorer les activités socioéconomiques qui existent dans la zone de protection. Le mode de gestion varie d'une AMP à une autre (centralisé, décentralisé, cogestion, etc.) selon les spécificités géographiques, biologiques, écosystémiques et les pressions anthropiques (Carter, 2003; Jentoft et al., 2007). Les AMP sont considérées comme un outil de gestion des écosystèmes, mais aussi comme une alternative aux gestions inefficaces des activités humaines telle que la pêche. Dans certains cas, elles sont considérées comme une solution efficace, mais elles ont été largement critiquées à cause de leur échec.

Pour comprendre le fonctionnement des AMP ainsi que les raisons de leur échec à atteindre leurs objectifs, plusieurs travaux ont fait recours à la théorie de gouvernance en l'intégrant à la littérature de conservation de ressources marines et de pêcheries (Jentoft et al., 2007; Jentoft, 2007; Kooiman et al., 2005, 1999; van der Schans, 2001). Ces travaux mènent à la conception de la gouvernance interactive (« interactive gouvernance » (Jentoft et al., 2007)) qui souligne une approche intégrée prenant en considération les valeurs sociales fondamentales et les principes éthiques dans la prise de décision. Aucune institution ou établissement n'est capable de gérer d'une manière individuelle une politique de conservation efficace assurant un compromis entre les différents systèmes y existant (écosystèmes et activités humaines).

La théorie de gouvernance distingue deux principaux systèmes à gérer simultanément dans le cas de la mise en place des AMP : le « système de gouvernance » et le « système à gouverner⁸ » (Kooiman, 1993; Kooiman et al., 2005; Jentoft et al., 2007; Jentoft, 2007; Kooiman et al., 2008). Le système de gouvernance est social représentant les institutions et les moyens de direction tels que les organisations, les règlements et les activités économiques. Le système à gérer se constitue d'une partie naturelle (écosystèmes et ressources marines) et une autre sociale (les usagers et les acteurs dont une partie d'eux se compose des coalitions politiques et des institutions)(Jentoft et al., 2007). Afin de mieux

8. Ici c'est la traduction anglaise de deux termes utilisés par Jentoft (2007) et Jentoft et al. (2007) : « Governing system » et « System to be governed ».

évaluer la gouvernance des AMP, il faut étudier et décortiquer les interactions entre les deux systèmes (système de gouvernance et système à gérer) qui forment leur noyau de fonctionnement.

1.3.1.1 Le système de gouvernance (« governing system »)

Comme mentionné ci-dessus, le système de gouvernance se compose des institutions et des organisations qui gèrent les AMP à travers la mise en place des règlements, de systèmes de surveillance et de contrôles. Les AMP se basent le plus souvent sur les objectifs de conservation des écosystèmes marins et côtiers ainsi que la biologie marine. Les activités humaines (écotourisme, pêche...) sont abordées d'une manière générale et déclinées en deuxième position en termes des retombées et impacts des AMP. En effet, la gouvernance des AMP aurait dû définir et préciser clairement les objectifs socioéconomiques en mentionnant leurs impacts sur les acteurs locaux qui exploitent la zone concernée par la protection ainsi que le nouveau mode de gestion (Lubchenco et al., 2003; Jentoft et al., 2007).

Selon Jentoft et al. (2007), le traitement des humains en tant que partie intégrante des écosystèmes, pourrait donner plus de potentiel et d'efficacité à la gouvernance des AMP. Les humains ne font pas partie d'un écosystème sur une base purement individuelle, mais ils forment leurs propres systèmes (communautés, les groupes, institutions) en intégrant le monde naturel. Le fonctionnement des AMP paraît comme une question sociale de premier plan, car elles impliquent des personnes ainsi que leurs relations économiques et sociales qui sont administrées et orientées par les institutions. De ce fait, la réussite ou l'échec ne revient pas aux AMP en tant que mécanisme et moyen de gestion, mais plutôt à leur fonctionnement et leur mode de gestion (zonage, taille, acteurs impliqués) qui pourront être plus efficaces et pertinents avec l'expérience et l'adaptation à l'évolution de leurs systèmes (Jentoft, 2004; Jentoft et al., 2007).

Les AMP doivent gérer plusieurs systèmes en même temps tels que les systèmes écologique, social, économique, culturel, etc. Ceci n'est pas une tâche facile et les gestionnaires ne doivent prendre en considération qu'une seule action sur l'un des systèmes des AMP pouvant générer des conséquences sur les autres systèmes. Les AMP doivent assurer l'équilibre entre leurs différents systèmes en maintenant un consensus entre toutes les parties prenantes avec la résolution de tous les conflits qui peuvent apparaître avec le réaménagement des zones marines et côtières. Ces conditions sont difficiles à regrouper dans un mécanisme de gestion des ressources marines comme l'AMP qui arrive à réaliser, dans une certaine mesure, l'objectif de conservation, mais elle échoue dans la plupart du temps à atteindre les objectifs socioéconomiques. Ceci incite les gestionnaires des AMP à analyser plus profondément l'interaction entre les objectifs de conservation et l'amélioration des activités humaines (pêche, écotourisme, activités récréatives...). De plus, il faut admettre

que chaque AMP se distingue par des contextes écologique, économique, culturel et social spécifiques qui peuvent l'empêcher d'atteindre ses objectifs s'ils ne sont pas étudiés en avance et intégrés dans sa gestion. À ce niveau, pour éviter tout dysfonctionnement et mauvaise gestion, il faut commencer par les étapes de diagnostics et de connaissance des acteurs impliqués, avant son « implémentation » (Chuenpagdee and Jentoft, 2007).

Dans le cas d'une mauvaise gestion et d'une non-détermination effective des objectifs, les AMP échouent à établir la conservation des écosystèmes et améliorer les activités socioéconomiques, et deviennent « parcs de papier » (*Paper parks*). Parfois, les AMP se confrontent à une résistance des acteurs impliqués à cause de l'influence négative perçue par ses derniers sur leurs activités. Cette résistance est due à l'interdiction de l'accès à la zone protégée créant ainsi un problème de distribution des revenus et par la suite de questions que se posent quant à la justice sociale (Christie et al., 2003; Jentoft et al., 2007). Dans certains cas, la non-acceptabilité des AMP revient à l'incompréhension de leurs objectifs qui restent flous pour les acteurs concernés. Le fonctionnement des AMP nécessite le changement de comportements des acteurs en termes d'exploitation des ressources et d'usage de la zone protégée (Pieraccini and Cardwell, 2016). Les acteurs sont hétérogènes, ont des intérêts divergents qui peuvent créer des conflits d'intérêts et des inégalités capables d'influencer et entraver la pérennité des AMP. L'engagement des acteurs dans la mise en place des politiques de conservation n'est pas toujours garanti, mais il dépend d'un réseau social fiable qui assure une communication parfaite entre les usagers des ressources et les gestionnaires des AMP (Markantonatou et al., 2016).

L'interdiction totale des zones marines devant l'exercice des activités socioéconomiques créant des pressions sur les AMP est contestée par les acteurs impliqués qui peuvent résister à leur mise en place et par la suite conduire à leur échec. Mais, dans certains cas, l'effort de pêche se trouve concentré dans les aires marines protégées partiellement à cause des perceptions des pêcheurs qui croient en l'amélioration de la biomasse et l'augmentation des ressources halieutiques. Ce comportement stratégique crée une pression supplémentaire sur les AMP qui auront le même résultat que les zones non protégées en matière de gestion de ressources. La mise en place d'une AMP doit s'accompagner d'une fermeture totale de la pêche, au moins pendant une certaine période, pour améliorer la richesse en espèces et l'activité de pêche (Bobiles et al., 2015).

1.3.1.2 Le système à gouverner (« System to be governed »)

Avec son contrôle des systèmes social et naturel, les AMP réaménagent et régulent le fonctionnement des activités socioéconomiques y existantes. Les acteurs modifient de leur comportement en matière d'exploitation de ressources. Ils essaient d'adapter rapidement leurs activités au fonctionnement de l'AMP qui est déjà mise en place. Si leur dépendance

est élevée par rapport à la zone de protection, ils seront hostiles et contesteront son établissement. Le changement de leur position vers son acceptabilité n'est assuré qu'avec leur intégration dans la gestion de l'AMP. Dans le cas contraire, c'est à dire la marginalisation des acteurs concernés, l'AMP confronte une résistance qui l'entrave à atteindre ses objectifs et elle finira en parc de papier (*paper parks*) (Jentoft et al., 2007).

La partie naturelle du système à gouverner est intégrée à l'AMP par la conservation de propriétés biophysiques vitales des écosystèmes marins et côtiers. En ce sens, pour préserver les écosystèmes marins, la biodiversité et le taux naturel de la biomasse doivent être maintenus à un niveau de protection qui assure la durabilité des toutes les ressources marines. Les AMP se situent dans différentes zones avec différentes propriétés biophysiques et techniquement il est difficile de distinguer ces différences. Pour cela, pour atteindre les objectifs de la partie naturelle du système à gouverner, les AMP doivent couvrir tous les écosystèmes sans exception et sans distinction spatiale. Dans la majorité des cas, les AMP couvrent une biodiversité riche et diversifiée, ce qui complique leur fonctionnement et crée des interactions complexes entre les différents systèmes intégrés (acteurs, écosystèmes, usagers, activités socioéconomiques...). À ce niveau, pour assurer le fonctionnement biologique, plusieurs efforts doivent être effectués pour maintenir ses interactions.

Chaque AMP se distingue par des spécificités physiques (les courants, la circulation d'eau) et chimiques (nutriments importants pour la production d'algues) et des espèces clés, qui sont capables de former une résilience contre les pressions anthropiques. En effet, les retombées écologiques et biologiques (exemple : la biomasse) ne sont pas les mêmes dans toutes les AMP. Chaque AMP ayant sa propre productivité qui évolue dans le temps suite au changement dans ses caractéristiques naturelles. Il est important de déterminer les interactions entre les écosystèmes et les ressources biologiques, ainsi que leur évolution dans le temps pour améliorer la gouvernance des AMP. À ce niveau, un exemple évoqué par Jentoft et al. (2007) correspond à la comparaison des images satellites des températures de surface avec des profils de température. Cette comparaison peut fournir des informations sur le degré de circulation d'eau qui peut aider à prévoir la quantité de la production d'algues en sachant la distribution des nutriments dans l'eau. La comparaison de la production d'algues prédite avec la production réelle peut améliorer la gestion des AMP et permet d'avoir une idée sur leur productivité. Par ailleurs, ceci nécessite une surveillance d'une manière continue ainsi que des fonds pour l'acquisition des équipements nécessaires : ceci représente un défi pour la gouvernance des AMP.

Le système social qui représente une partie du système à gouverner pour les AMP est composé par les institutions formelles assurant la politique de conservation, les usagers de ressources et le reste des acteurs impliqués (activités récréatives, culturelles, sociales, éducatives). La gouvernance de ce système est dépendante du fonctionnement de tous ses

éléments. L'AMP doit intégrer les systèmes interdépendants, surtout le système social, dans son fonctionnement qui assure un plan de gestion cohérent et respecté par tous les membres impliqués. Les caractéristiques qui accompagnent les AMP, telles que la diversité de leurs définitions et leurs objectifs, peuvent distinguer le système à gouverner. Les caractéristiques de ce dernier ne sont pas entièrement identifiables avant la mise en place des AMP, mais elles se distinguent clairement une fois que les acteurs s'impliquent activement dans leur gouvernance. En effet, la structuration de la gouvernance des AMP ne ressemble pas à celle d'une entreprise privée ou d'une autorité publique : elle est plutôt partagée entre plusieurs parties prenantes. Aussi, l'évolution dans le temps des AMP est dépendante des actions et des comportements des acteurs qui peuvent être modifiés avec l'évolution de leurs intérêts. À ce niveau, les AMP doivent être abordées comme un processus social et politique complexe dans la plupart des cas (Jentoft et al., 2007).

Le lien entre les AMP et le processus social réside dans la délimitation des pressions et les opportunités relatives au fonctionnement des activités socioéconomiques (pêche, écotourisme...). Avec leur système de protection, les AMP représentent une partie du système social. Elles sont capables de générer certains bénéfices qui existent dans le processus social comme le profit supplémentaire réalisé par les activités après l'établissement des AMP. Ceci augmente la confiance des communautés locales dans les AMP. Elles peuvent atteindre leurs objectifs avec une gouvernance pertinente qui dépend des capacités institutionnelles et communautaires capables de minimiser tout dysfonctionnement et conflit (Bennett, 1996; Pretty, 2003; Jentoft et al., 2007).

Les AMP doivent bénéficier de larges supports de la part des acteurs concernés et les institutions locales pour assurer leur bon fonctionnement. Dans le cas d'imposition d'une gouvernance contestée par la communauté locale et sans supports des usagers des ressources protégées, les AMP conduisent à l'échec et rentrent dans le cadre des « parcs de papier ». Les acteurs ainsi que la communauté locale influencent beaucoup la manière dont les AMP fonctionnent. Elles abritent plusieurs systèmes hétérogènes et avec des intérêts divers qui peuvent générer des conflits rendant leur gouvernance inefficace (Sumaila et al., 1999; Jentoft et al., 2007).

C'est pourquoi l'étape qui précède la mise en place des AMP consiste à déterminer « ex ante » les sources de conflits, qui peuvent apparaître après leur établissement, en analysant les intérêts selon le classement des acteurs impliqués (pêcheurs, écotouristes...). De plus, l'hétérogénéité des acteurs ainsi que leur comportement en matière d'usage des ressources doivent être pris en considération lors de la préparation de plans de gestion des AMP. Aussi une difficulté à laquelle sont confrontées les AMP est la distribution de leurs coûts et bénéfices après leur établissement. Dans la plupart des cas, les activités de pêche subissent des pertes après la mise en place des AMP à cause de la délimitation

de leur zone de pêche et le manque à gagner causé par le réaménagement du territoire. Pour ce type des activités, il y a un décalage entre les coûts qui sont assumés directement une fois l'AMP établie et les gains et les bénéfices à prévoir à moyen et long terme, car l'environnement marin est dynamique. Pour cela, les acteurs impliqués directement dans une zone qui fait l'objet d'une AMP résistent et refusent ce type de gouvernance qui ne leur donne aucune assurance quant aux bénéfices à tirer plus tard. Dans le cas contraire, pour certaines activités non extractives comme l'écotourisme, les coûts à subir sont faibles et les bénéfices sont réalisés à court terme, car l'AMP joue le rôle d'un instrument de publicité et marketing qui aide beaucoup au développement de ces activités (Badalamenti et al., 2000; Scholz et al., 2004; Jentoft et al., 2007).

La littérature sur les AMP fait la distinction entre les pays en voie de développement et ceux développés en matière de gouvernance et d'objectifs à atteindre. Dans les pays en voie de développement, les populations qui dépendent des pêcheries ainsi que des ressources marines et côtières sont nombreuses. Les populations les plus pauvres et qui sont largement dépendantes de l'environnement marin quant à la nourriture et l'emploi, ne sont pas prêtes à abandonner leurs activités pour établir des AMP. Elles ne peuvent pas attendre des années pour bénéficier de leurs retombées positives, notons également la particularité de l'impulsion des AMP. Ainsi, 76% des AMP en méditerranée sont créées par les pays de la rive nord (Gabrié et al., 2012).

1.3.1.3 L'ensemble des systèmes interactifs

Les deux systèmes que gèrent les AMP, le système de gouvernance et le système à gouverner, sont considérés comme divers, complexes, dynamiques et vulnérables (Jentoft, 2007; Jentoft et al., 2007; Kooiman et al., 2008). La *diversité* concerne les variations spatiale et organisationnelle ainsi que les différences entre les caractéristiques des systèmes social et écosystémique qui varient d'une zone à une autre. La *complexité* porte sur l'interconnexion et les interactions entre les différents éléments de systèmes (espèces, habitats, acteurs, la gouvernance) qui forment les AMP. Le *dynamisme* concerne les processus et les changements dans le temps qui peuvent causer des déséquilibres entre les différents systèmes inclus dans la gouvernance. Et la dernière caractéristique est la *vulnérabilité* qui est liée aux risques (fortes pressions anthropiques, endommagement, détérioration, baisse de la résilience) qui accompagnent le fonctionnement de ces systèmes.

Les AMP font partie d'un système de gouvernance large qui gère plusieurs activités socioéconomiques (pêche, écotourisme, activités récréatives...). Elles sont établies dans des zones là où des activités humaines et des systèmes écologiques et biologiques existent déjà. En effet, les AMP sont censées capables de gérer tous les systèmes environnementaux et sociaux existant en assurant leur bon fonctionnement à travers une gouvernance adaptative et intégrée (Scott, 1992; Jentoft, 2004). La gouvernance s'intéresse à l'inter-

action des AMP avec leur environnement correspondant à une panoplie d'interactions et d'interconnexions entre les différents systèmes. Ces systèmes doivent être gérés efficacement pour assurer la survie ainsi que la pérennité des AMP. Leur réussite dépend de leur intégration et leur parfaite interaction avec leurs systèmes biologiques, écosystémiques et socioéconomiques (Kelleher and Recchia, 1998; Kelleher, 1999; Jentoft et al., 2007; Dudley, 2008).

La théorie de la gouvernance admet la complexité de gestion simultanée des systèmes écologique, biologique, économique et social. Elle propose l'analyse des AMP de différents angles et tient compte de spécificités de leurs systèmes en les intégrant dans un cadre institutionnel clair et cohérent qui n'exclut aucun membre (Kooiman et al., 2005; Jentoft et al., 2007; Kooiman et al., 2008). Les AMP englobent des environnements influencés par les perceptions du système à gouverner et le fonctionnement du système de gouvernance. Ces environnements sont classés selon les aspects institutionnel et technique. L'environnement institutionnel regroupe les organisations qui gèrent les AMP, les règlements et les outils de gestion. Par ailleurs, l'environnement technique se compose des acteurs ainsi que les impacts sur les activités humaines (Scott, 1992; Kooiman et al., 2005). À ce niveau, les AMP doivent intégrer les acteurs et la communauté locale dans le processus de décision pour assurer plus de communication entre les différents membres et leur bon fonctionnement. Dans le cas d'absence d'information et de communication quant au fonctionnement des AMP, les acteurs concernés vont avoir le sentiment d'être marginalisés et ils vont résister à leur mise en place. Les AMP ne peuvent pas fonctionner sans l'acceptabilité et le support de la population locale. Pour cela, l'intégration des acteurs ainsi que de la population locale est importante dans la gouvernance des AMP. De plus, la coordination et le développement de collaborations entre les chercheurs scientifiques, les gestionnaires et les acteurs impliqués sont largement recommandés pour la durabilité de gestion des AMP (Mikalsen et al., 2007; Pieraccini and Cardwell, 2016; Lopes et al., 2015; Havard et al., 2015).

L'implication des acteurs dans le processus de gestion permet d'avoir une acceptabilité des AMP qui modifie le déroulement de leurs activités. De ce fait, les acteurs locaux se sentent partenaires et décideurs, à côté des institutions et de décideurs publics, dans la gouvernance et ils vont volontairement s'impliquer dans le fonctionnement des AMP. Ceci conduit à leur réussite dans la plupart des cas surtout que les acteurs ont des contributions importantes et positives dans la gouvernance des AMP (Pomeroy et al., 2004; Jentoft et al., 2007).

Les effets de la mise en place d'une AMP ne concernent pas seulement la zone d'intervention, mais ils concernent aussi les zones en dehors de la protection parce que les services écosystémiques se déplacent librement. Parfois, les zones qui se trouvent à côté

des AMP sont largement fréquentées et surexploitées à cause de perceptions des acteurs (surtout les pêcheurs). Dans ce cas, la protection d'une zone crée et exerce des pressions sur d'autres. Ainsi il est préférable de créer un réseau cohérent d'AMP plutôt que d'en créer d'une manière isolée. La convention sur la diversité biologique et les organismes internationaux (UICN, WWF, PNUE, CAR/ASP) ne cessent d'inciter les pays et les États à mettre en place d'AMP connectées et gérées collectivement. L'objectif final est la création d'un réseau des AMP global connecté et fonctionnant d'une manière cohérente pour que tout le monde en profite et éviter la situation de « perdant - gagnant » (Jentoft et al., 2007; Gabrié et al., 2012; Tupper et al., 2015). En ce sens, les coûts de gestion des AMP sont assumés dans la plupart des cas par les autorités publiques vu que l'AMP est considérée comme une politique de conservation des ressources naturelles en usage commun. Dans certains cas, les coûts élevés de gestion d'AMP découragent les décideurs d'instaurer ces politiques de conservation. L'étude de Mozar et al (2013) montre bien la réduction de deux tiers des coûts de gestion d'AMP dans le cas d'une coordination totale entre les pays méditerranéens. Leur travail montre un gain de 1053 millions US\$ pour l'Espagne et 197 millions US\$ pour la Tunisie si elles coopèrent et coordonnent parfaitement la gestion de leurs AMP avec les pays du bassin méditerranéen (Mazor et al., 2013).

Comme indiqué ci-dessus, les deux tiers des AMP n'ont pas atteint leurs objectifs. Elles abritent et gèrent plusieurs systèmes (écosystèmes, biologie, activités humaines) complexes à cause de l'existence de plusieurs interconnexions et interactions entre eux. La littérature des AMP suggère l'intégration des acteurs concernés dans le processus de décision et la gouvernance d'une manière générale pour avoir des retombées positives et la réalisation de leurs objectifs. À ce niveau, l'étude du comportement des acteurs vis-à-vis de la mise en place d'AMP est importante pour garantir un bon fonctionnement de leur gestion. L'intégration des acteurs locaux dans la gouvernance des AMP représente un premier défi à relever. Un deuxième défi est bien la coopération des pays et états riverains pour en créer davantage afin de former un réseau large des AMP capable de restaurer les pertes en écosystèmes marins et côtiers, la protection de la biodiversité et l'amélioration des activités humaines (pêche, écotourisme, activités récréatives, éducation) (Sadio et al., 2015).

1.3.2 Les jeux d'acteurs

L'échec d'un grand nombre des AMP est expliqué par plusieurs facteurs tels que la résistance de la population locale concernée par la zone de conservation, la non-implication des acteurs et usagers des ressources (pêcherie, écotourisme, activités récréatives), la mauvaise gestion due à l'insuffisance de financement, ou encore l'absence d'un cadre institutionnel et réglementaire clair. Pour éviter cet échec, plusieurs travaux recommandent l'analyse de tous les éléments qui vont accompagner la mise en place des AMP. Ils suggèrent le recensement des acteurs et usagers qui y seront concernés et l'étude de leurs inté-

rêts et comportements. Ceci aide à mieux choisir la localisation de la zone qui sera protégée et éviter tout genre de dysfonctionnement de source anthropique des AMP. L'approche d'économie écologique propose la modélisation, regroupant à la fois les aspects biologique et économique, comme une étape importante avant l'établissement des AMP (Sumaila, 1998; Sanchirico and Wilen, 2001; Boncoeur et al., 2002; Sumaila, 2002; Beattie et al., 2002; Busch, 2008; Punt et al., 2010; Chakraborty and Kar, 2012; Eide, 2012; Bartelings et al., 2015).

Le modèle bioéconomique occupe une place importante quant à la détermination des effets des AMP. Il les analyse selon les deux volets : biologique (objectif de conservation) et économique (objectif d'améliorer les activités socioéconomiques comme la pêche). Pour l'évaluation d'une telle politique publique, ce modèle ne tient pas compte de comportements des acteurs (exemple : les pêcheurs) dans l'analyse et n'arrive pas à déterminer son impact sur les différentes incitations économiques (manque à gagner, rendement à court terme des activités en question...) (Guyader et al., 2004). En ce qui concerne l'implication des acteurs dans la mise en place des AMP, le modèle bioéconomique est combiné à la théorie des jeux pour distinguer les effets biologiques (exemple : la biomasse) et économiques (exemple : les captures de poissons) selon le comportement stratégique des acteurs concernés (coopératif ou non-coopératif).

Les modèles de la théorie des jeux sont utilisés dans l'économie de ressources naturelles pour résoudre les problèmes d'interaction stratégique entre les usagers et les acteurs. Au départ, les modèles de la concurrence de Cournot ont été utilisés pour démontrer les gains provenant de la coopération. Gordon (1954) a montré que l'accès libre aux ressources en pêche contribue à leur disparition avec un nombre élevé des usagers. Le modèle de Cournot combiné avec l'équilibre de Nash montre que la gestion coopérative entre deux pays peut donner des effets économiques positifs sur les activités de pêche (Levhari and Mirman, 1980).

En ce qui concerne les ressources naturelles renouvelables comme la pêche, les modèles de théorie de jeux s'intéressent le plus au comportement stratégique des parties prenantes à travers l'acceptabilité ou le refus de coopérer pour la mise en place des politiques de conservation. Plusieurs travaux ont étudié les interactions stratégiques entre les pêcheurs en premier lieu, puis entre les pêcheurs et les décideurs publics en deuxième lieu (Sanchirico and Wilen, 2001; Beattie et al., 2002). La théorie des jeux a formalisé la conception du comportement stratégique qui peut avoir lieu entre deux types des agents qui n'ont pas les mêmes intérêts lors de l'établissement d'une AMP (Sumaila, 2002). Le choix de localisation des AMP entre les États et le transfert de leurs effets en dehors des zones de conservation ont été abordés par la théorie des jeux (Ruijs et al., 2007; Busch, 2008). D'autres auteurs ont mentionné les différents comportements stratégiques possibles (comportement coopératif ou non-coopératif) dans le cas de présence des acteurs

multiples dans des AMP ayant plusieurs objectifs (conservation, amélioration des activités humaines) (Punt et al., 2010).

La gouvernance des AMP mentionne bien les principales sources d'échec pour atteindre les objectifs de conservation et l'amélioration des activités humaines. La première source est bien le conflit d'intérêts qui peut se créer entre les acteurs impliqués. La théorie des jeux traite cette situation par la formulation d'un modèle multi acteurs qui souligne les différents comportements stratégiques coopératif et non-coopératif. La deuxième source d'échec évoquée est la faible coopération entre les États pour créer un réseau des AMP interconnecté et interactif pour que tous les acteurs soient gagnants de cette politique de conservation. Le travail de Punt et al (2010) schématise bien cette problématique en formulant un modèle de théorie des jeux de multi agents appliqué sur des AMP de multi usages.

1.3.2.1 Le modèle bioéconomique simple

Le modèle bioéconomique⁹ est l'un des outils d'évaluation tenant compte des retombées biologiques, écosystémiques et économiques de l'AMP (Boncoeur et al., 2002; Sanchirico and Wilen, 2001; Alban et al., 2008; Bartelings et al., 2015; Chakraborty and Kar, 2012; Eide, 2012; Sumaila, 1998). La figure 1.2 montre un modèle bioéconomique simple mentionnant l'effet de « *spillover* » de l'AMP sur la pêche (Carter, 2003). Ce modèle mentionne les mouvements des flux des poissons dont les stocks connaissent une croissance nette (flèches à gauche sur la figure 1.2) due à la reproduction naturelle et un transfert net vers la zone de pêche qui revient à la mise en place de l'AMP. La diminution de leurs stocks est expliquée par l'effort de pêche et la mortalité (flèches à droite sur la figure 1.2).

9. Les modèles bioéconomiques des AMP peuvent être classés en deux catégories : (i) *le modèle bioéconomique spatialement non explicite* qui cherche à déterminer la façon dont la pêche est touchée par la fermeture d'une zone de pêche. L'effet de « *spillover* » de la zone protégée est traité à l'aide d'une fonction de transfert, généralement sur la base de la différence entre la densité du stock intérieur et à l'extérieur de l'AMP, et sur la mobilité des poissons. (ii) *Le modèle bioéconomique spatialement explicite* cherche à représenter un nombre discret des sous-populations réparties dans des zones séparées, mais *reliées entre eux par des relations biologiques et économiques*. Il est un modèle multi espèces qui adopte comme objectif principal; la détermination de la localisation appropriée de l'AMP (Alban et al., 2008).

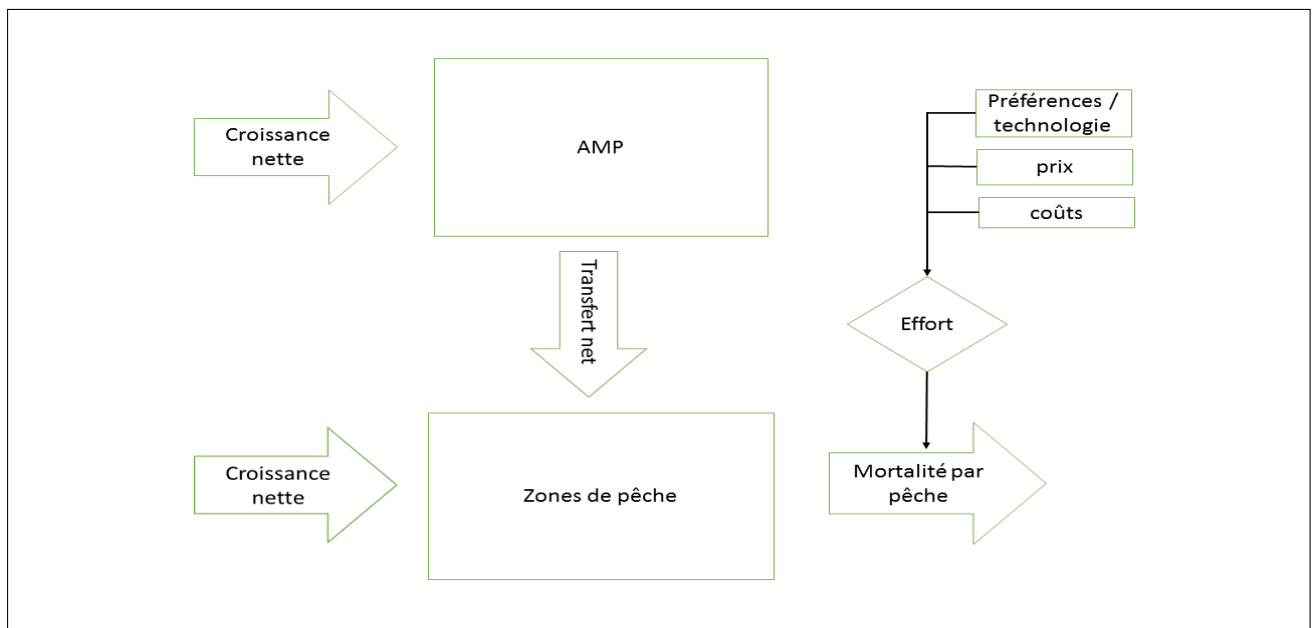


FIGURE 1.2 – Modèle bioéconomique simple d'AMP (Carter 2003)

La plupart des travaux, qui étudient les effets des AMP à travers le modèle bioéconomique, traitent de l'évolution de l'état des écosystèmes (objectif de conservation) et l'activité de pêche (objectif économique) qui sont deux principaux objectifs contradictoires. Or en réalité, à part la conservation des ressources écosystémiques et biologiques, plusieurs acteurs de différents secteurs se trouvent bien impactés par la mise en place de l'AMP tels que les pêcheurs, les activités touristiques, les activités récréatives.

Ces travaux expliquent bien que l'AMP est un outil de gestion et de conservation difficile à mettre en œuvre. Les systèmes (économique et écosystémique), qui y sont intégrés, ne fonctionnent pas de la même logique et ont plus de divergences quant à leurs intérêts. Ceci contribue à avoir plus d'incertitude quant aux résultats finaux attendus après la mise en place des AMP. De plus, ces travaux mentionnent bien les inconvénients et les avantages accompagnant les AMP surtout en présence de plusieurs acteurs porteurs de différents intérêts (pêche, écotourisme, conservation écosystémique). Ils montrent que chaque AMP a ses propres caractéristiques (taille, zonage, activités permises, acteurs impliqués, degré de protection) et son propre mode de gestion.

1.3.2.2 Le modèle bioéconomique multi acteurs

Dans le cadre de la théorie des jeux, un acteur est concerné par les actions des décideurs qui ont conscience des actions des autres décideurs, et des impacts de leurs propres actions sur les autres. Les acteurs, les stratégies et les impacts déterminent ensemble les règles des jeux qui peuvent être coopératifs (les acteurs agissent ensemble pour maximiser les bénéfices partagés) ou non-coopératifs (les acteurs cherchent à maximiser de manière individuelle leurs propres bénéfices), avec ou sans conflit (Rasmusen and Blackwell, 1994; Sumaila, 1998; Beattie et al., 2002).

En fait, le cadre institutionnel est un élément essentiel pour déterminer si et comment les avantages vont persister dans l'espace et le temps. Il a des effets directs sur l'acceptabilité et le soutien des AMP par les acteurs impliqués tels que les pêcheurs, les écotouristes, les chercheurs scientifiques, etc. Par exemple, si les pêcheurs croient qu'ils vont supporter les frais de déplacement à une autre zone de pêche et - en raison de l'absence de droits de récolte exclusifs - n'ont aucune garantie qu'ils vont bénéficier des avantages de la reconstitution des stocks, alors il est probable que leur soutien s'affaiblisse et leur comportement stratégique sera la non-coopération avec les gestionnaires et les institutions des AMP. D'autre part, si les pêcheurs perçoivent qu'ils bénéficieront des avantages de l'AMP, alors il est plus probable qu'ils appuieront son établissement et qu'ils coopéreront avec les représentants institutionnels. La distribution des avantages d'AMP entre les acteurs impliqués est accompagnée par une certaine incertitude et ambiguïté. Pour cela, les acteurs ne se comportent pas de la même manière et se positionnent par rapport à l'établissement des AMP selon les intérêts individuels. Ils sont probablement coopératifs dans le cas où ils en tirent profit et non-coopératifs dans le cas inverse.

Plusieurs travaux ont construit des modèles de théorie des jeux appliqués aux AMP. Le travail de Boncoeur et al (2002) paraît complet en matière d'intégration des activités différentes (pêche et écotourisme) au modèle bioéconomique en tenant compte de deux sources de pressions qui contribuent à la baisse de stocks des ressources halieutiques : la pêche et l'existence des prédateurs (phoques)¹⁰. Leur travail souligne l'effet positif sur les écosystèmes et la biologie de la zone de l'AMP. Cette amélioration impacte positivement les activités de pêche en augmentant leurs captures de poissons. Par ailleurs, la distribution de ces effets demeure incertaine, car dans la situation d'une forte protection, l'activité de pêche ne sera pas la seule quant à la capture des poissons. Les prédateurs (l'exemple de prédateur dans leur travail, est la phoque) qui se nourrissent de poissons, leur nombre va être augmenté. Ceci diminue le niveau de transfert net des effets de l'AMP en dehors de la zone protégée. Dans cette situation, l'existence des prédateurs peut développer une activité touristique qui représente une source de compensation de pêcheurs (Boncoeur et al., 2002).

Beattie et al (2002) ont construit un modèle de multi acteurs avec différents comportements stratégiques vis-à-vis de la mise en place d'une AMP. L'AMP doit couvrir entre 25% et 40% de la mer du Nord, et être placée sur les côtes est et sud en assurant une amélioration de l'activité de pêche et de l'état écologique et biologique¹¹. Tous les scénarios possibles ont été présentés selon le positionnement stratégique de chaque acteur impliqué. Les simulations qui ont été faites pour ce modèle montrent que la meilleure situation est

10. Voir annexe A pour la présentation détaillée du modèle de Boncoeur et al (2002) et ses résultats de simulations.

11. Voir annexe B pour plus de détails sur le modèle de Beattie et al (2002).

quand les acteurs concernés adoptent un comportement coopératif.

1.3.2.3 Le modèle bioéconomique combinant l'usage multiple des AMP en présence de multi acteurs

Comme évoqué ci-devant, l'objectif de la CDB d'ici 2020 est la protection de 10% des espaces marins. Il semble nécessaire la formulation des stratégies marines intégrées par les États membres de la CDB, et l'application d'une approche écosystémique à la gestion des activités humaines. C'est ce qui permet d'utiliser durablement les biens et les services maritimes. Jusqu'à présent, l'intégration des plans de gestion à la fois dans les pays ainsi qu'entre les pays est loin d'être atteinte. Les plans de gestion des zones économiques exclusives (ZEE) des différents États membres ne sont pas toujours en concordance avec l'un l'autre, et la planification et l'élaboration des politiques au niveau national est souvent fragmentée puisque les responsabilités des différentes activités sont réparties entre les différents organisations, institutions et ministères. La fragmentation favorise une attitude dans laquelle les effets des activités humaines sont traités d'une manière isolée, alors que les effets sont en fait interdépendants et cumulatifs.

La littérature souligne deux principales raisons qui freinent le fonctionnement des AMP : la diversité des intérêts des acteurs impliqués et la faible coopération entre les pays pour créer un réseau d'AMP. Les AMP doivent prendre en considération les intérêts de chaque acteur impliqué pour éviter la situation de conflits et assurer leur pérennité. En fait, le fonctionnement d'une AMP qui est accompagné d'un consensus englobant tous les acteurs et les décideurs permettrait de réaliser les objectifs de conservation et socioéconomiques. L'usage multiple des AMP exige une pleine coopération entre tous les pays qui partagent des espaces marins. Cette coopération permet de réduire les coûts de gestion des AMP pour chaque pays et donne plus de chance à obtenir de meilleurs résultats tout en assurant la situation *gagnant-gagnant* pour tous les acteurs concernés.

La théorie des jeux a examiné l'interaction stratégique entre les pays dans un contexte général de la pêche et en termes de coalitions possibles pour la gestion des pêches (Punt et al., 2010). Les interactions stratégiques qui se créent entre les différents acteurs après la mise en place des AMP méritent leur traitement par la théorie des jeux. Les décideurs et les gestionnaires ont plusieurs choix stratégiques en ce qui concerne la conservation : le choix de l'emplacement et la taille de l'AMP, le degré de protection, les espèces et les écosystèmes à protéger. De plus, ils peuvent se comporter de deux manières différentes ; intégrer ou marginaliser les acteurs locaux dans la gestion des AMP. Les acteurs qui exercent des activités dans la zone protégée (pêche, activités récréatives, écotourisme...) peuvent accepter ou refuser l'établissement des AMP selon leurs intérêts. Les États, qui sont concernés par la protection des espaces marins, peuvent se comporter coopératifs

ou non-coopératifs pour la mise en place des AMP. La situation de non-coopération représente un équilibre de Nash où chaque acteur souhaite maximiser ses propres bénéfices qui sont liés à son activité dans la zone, étant donné que les autres acteurs cherchent à maximiser leurs profits aussi.

Punt et al (2010) utilisent la théorie des jeux pour examiner les effets des AMP sur la pêche et la conservation des espèces dans le cas de plusieurs pays. Ils ont analysé les externalités résultantes et les changements possibles en équilibre si deux jeux distincts affectant l'AMP sont combinés. Ils ont développé deux modèles distincts d'AMP dans le cas de multi pays : un modèle pour le cas de la pêche et un modèle pour le cas de la conservation des espèces. Ensuite, ils relient les modèles distincts pour étudier les impacts du lien entre la pêche et la conservation de la nature. Leurs résultats suggèrent que la coopération totale des tous les acteurs (États, gestionnaires d'AMP et activités socioéconomiques) pour les deux objectifs (pêche et conservation), est meilleure que l'équilibre de Nash (Punt et al., 2010).

1.4 Conclusion

L'aire marine protégée est considérée comme un instrument pour mettre en place une politique de conservation en faveur des ressources marines. Cet instrument a plusieurs types (parc naturel, réserve marine...) déterminés selon le degré de protection, l'emplacement et la taille de la zone à protéger. En général, les AMP ont deux principaux objectifs ; un objectif biologique qui réside dans la protection des écosystèmes marins et côtiers, et un objectif socioéconomique qui consiste à améliorer les activités humaines qui sont en relation avec les milieux marin et côtier comme la pêche, l'écotourisme, les activités récréatives, etc. En effet, les AMP cherchent à protéger les ressources qui sont exploitées par activités socioéconomiques. Ceci complique la tâche confiée aux AMP et rend leur gestion difficile. Pour cela, un grand nombre des AMP n'arrive pas à réaliser les objectifs biologiques et économiques simultanément.

Pour déterminer et comprendre la source de l'échec des AMP, certains ont fait recours à la théorie de la gouvernance. L'AMP abrite deux systèmes qui ne fonctionnent pas forcément de la même logique. Elle cherche à gérer un « système de gouvernance » (exemple : institutions et décideurs) et un « système à gouverner » (système naturel comme les écosystèmes et la biologie, et le système social comme les acteurs et les communautés locales). Ces systèmes ont des interactions diverses et différentes, aboutissant à avoir des conflits d'intérêts entre acteurs hétérogènes, et un dysfonctionnement dans la grande partie des AMP. La réussite des AMP est dépendante, dans une certaine mesure, de l'intégration des acteurs concernés ainsi que de leurs activités dans la gestion mise en place, l'implication

de la communauté locale dans la prise de décision et la durabilité de l'équilibre entre les différents systèmes y existants.

L'évaluation des retombées des AMP est considérée nécessaire pour fournir l'aide quant à la prise de décision. Pour ce faire, la modélisation bioéconomique a été appliquée vu l'inter-connectivité entre le système biologique et le système économique. Le modèle bioéconomique permet d'aider les décideurs à déterminer l'évolution biologique du stock de ressource, la précision du degré de protection, le meilleur emplacement, et la taille nécessaire de l'AMP. De plus, la théorie des jeux permet de traiter les comportements stratégiques des acteurs impliqués. Elle permet de formuler tous les jeux possibles entre toutes les parties prenantes telles que les institutions, les décideurs, les acteurs, les États, etc. De plus, le modèle bioéconomique caractérise la problématique qu'aborde la gouvernance des AMP en ce qui concerne la création d'un réseau des AMP pour une éventuelle réalisation d'objectifs en maintenant une conservation réelle des ressources marines avec l'amélioration des activités socioéconomiques.

L'acteur concerné par la mise en place des AMP demeure l'élément primordial et la clé de réussite d'une telle politique de conservation. La modélisation bioéconomique détermine, dans une certaine mesure, l'impact de cette nouvelle politique sur ses activités. De plus, la théorie de la gouvernance explique ses interactions avec le reste des systèmes, et la théorie des jeux formule toutes ses stratégies en matière de coopération ou du refus quant à la mise en place de l'AMP. Par ailleurs, les perceptions ainsi que les éléments qui peuvent déterminer les réactions et stratégies, échappent à ce que nous avons évoqué plus haut et nécessitent leur traitement par d'autres méthodes et techniques comme les méthodes des préférences déclarées.

La négligence des intérêts d'acteurs locaux a contribué, dans plusieurs cas, à l'échec d'AMP. Pour contourner cette situation, plusieurs auteurs ont recommandé des analyses *ex ante* afin de définir les acteurs impliqués et déterminer leurs perceptions. Ces analyses permettent aux décideurs publics de mieux intégrer les activités humaines dans le processus de gestion d'une telle politique de conservation (AMP). Comme il n'existe pas un seul modèle type pour les AMP et la présence des activités humaines varie d'une zone à une autre, il paraît nécessaire de mener des analyses *ex ante* spécifiques à chaque AMP. En tant que l'une des méthodes des préférences déclarées, la méthode d'évaluation contingente permet de mener d'analyses *ex ante* spécifiques et adaptées à chaque AMP.

Annexes

.1 Le modèle Bioéconomique : Conservation, Pêche et Écotourisme

Boncoeur et al (2002) utilisent un modèle bioéconomique regroupant trois principaux objectifs de l'AMP : la conservation des écosystèmes, la gestion de pêcheries (activité extractive qui impacte négativement l'écosystème) et le développement de l'écotourisme (activité non-extractive qui influence l'écosystème [visites pour regarder les phoques]). L'entrée à la réserve marine est limitée par un système de licence pour la pêche et les stocks des ressources qui y existent sont divisés en deux catégories ; le stock « proie » (poisson) et le stock de prédateurs (phoques).

.1.1 Description du modèle

.1.1.1 Hypothèses.

Boncoeur et al (2002) présentent leur modèle en combinant deux parties présentées séparément : la modélisation concernant la réserve marine et la modélisation multi espèces. Ils ont traité ces deux modèles d'une manière simplifiée en se basant sur les travaux de Hannesson (1998) et Flaaten (1989). Leur modèle adopte les mêmes hypothèses que celles fixées par les deux auteurs :

- Modèle auto régénérant déterministe et en temps continu appliqué sur la gestion des ressources marines vivantes dans une zone considérée comme homogène écologiquement.
- La distinction entre deux stocks : proie qui représente « poisson » (stock F) et prédateurs qui représente les phoques (stock S).
- La représentation globale de chaque stock est sous la forme d'une courbe logistique.
- Le stock de poissons dans la zone d'étude est dépendant d'un coefficient de mobilité exogène.
- La proportionnalité de capture par unité d'effort (CPUE) à la densité de poissons dans la zone de pêche
- La zone d'étude est divisée en deux parties : une partie dans laquelle la pêche est interdite (zone 1) et la deuxième est une zone où la pêche est permise (zone 2). L'accès à la zone est régulé par un système de licence.

- Le stock de poissons est récolté par les phoques et les pêcheurs. Ici, les phoques ne sont pas récoltés, mais elles représentent une source récréative non-extractive qui a une valeur économique (écotourisme via les visites pour regarder les phoques).
- Tous les prix sont exogènes.

.1.1.2 Equations.

Les deux stocks sont représentés comme suit :

$$\frac{dX_{F1}}{dt} = r_F \cdot X_{F1} \cdot \left(1 - \frac{X_{F1}}{\alpha \cdot X_{Fmax}}\right) - T - \beta \cdot X_{F1} \cdot X_S \quad (1)$$

$$\frac{dX_{F2}}{dt} = r_F \cdot X_{F2} \cdot \left(1 - \frac{X_{F2}}{(1 - \alpha) \cdot X_{Fmax}}\right) - T - \beta \cdot X_{F2} \cdot X_S - Y_F \quad (2)$$

$$\frac{dX_S}{dt} = r_S \cdot X_S \cdot \left(1 - \frac{\gamma \cdot X_S}{X_{F1} + X_{F2}}\right) \quad (3)$$

Avec :

X_{Fi} la fraction de la biomasse du stock de poissons dans la zone i , $i = 1, 2$

X_S la biomasse du stock de phoques

r_F le taux de croissance intrinsèque de la biomasse du stock de poissons

r_S le taux de croissance intrinsèque de la biomasse du stock de phoques

X_{Fmax} la capacité totale de poissons dans toute la zone d'étude

T le transfert net de poissons de la réserve vers les lieux de pêche

Y_F la capture instantanée de poissons par les pêcheurs dans la zone ouverte à la pêche

α la part de la réserve dans la zone totale d'étude

β le coefficient de prédation (taux de mortalité de poissons causé par unité à la biomasse de phoque)

γ le ratio d'équilibre entre la biomasse de poissons et la biomasse de phoques

Le transfert net de poissons de la réserve vers les lieux de pêche, T , est proportionnel à la différence entre la biomasse de poissons dans la zone protégée et celle dans toute la zone d'étude :

$$T = \sigma \cdot [X_{F1} - \alpha(X_{F1} + X_{F2})] = \sigma \cdot [(1 - \alpha) \cdot X_{F1} - \alpha \cdot X_{F2}] \quad (4)$$

avec σ un coefficient décrivant la mobilité spatiale des poissons.

La capture par unité d'effort est proportionnelle à la densité de poissons dans la zone de pêche.

$$\frac{Y_F}{E_F} = q \cdot D_{F2} \iff Y_F = q \cdot E_F \cdot \frac{X_F}{(1 - \alpha) \cdot A} \quad (5)$$

avec :

q le coefficient de capturabilité (taux de mortalité des poissons par unité d'effort de pêche et par unité de surface)

E_F l'effort de pêche

D_{F2} la densité de pêche dans la zone d'étude

A la surface de la zone d'étude

L'écotourisme est la combinaison de deux facteurs : ressources naturelles (le stock de phoques) et l'effort de production (indice des entrées anthropiques consacrées à la promotion de l'écotourisme dans la zone d'étude). Boncoeur et al (2002) ont utilisé une fonction de production de type Cobb-Douglas pour présenter la production d'écotourisme :

$$Y_S = a.X_s^b.E_S^c \quad (6)$$

avec :

Y_S le flux de visites écotouristiques de la région

E_S l'effort consacré à l'industrie de l'écotourisme

a paramètre de dimension positive

b l'élasticité des visites à l'égard de l'abondance des phoques

c l'élasticité des visites à l'égard de l'effort consacré à la promotion d'écotourisme

Les rentes de la pêche et de l'écotourisme sont définies comme suit :

$$R_F = P_F.Y_F - C_F.E_F \quad (7)$$

$$R_S = P_s.Y_S - C_S.E_S \quad (8)$$

avec :

P_j le prix unitaire du produit de l'activité $j, j = F, S$

C_j le coût unitaire de l'effort consacré à l'activité $j, j = F, S$

Pour les deux niveaux d'effort donnés dans les deux activités (pêche et écotourisme), le système est à l'équilibre lorsque les conditions suivantes sont remplies simultanément :

$$\frac{dX_{F1}}{dt} = 0 \quad (9)$$

$$\frac{dX_{F2}}{dt} = 0 \quad (10)$$

$$\frac{dX_S}{dt} = 0 \quad (11)$$

.1.2 Simulations.

Boncoeur et al (2002) ont basé l'estimation de leurs modèles sur des simulations. L'estimation porte sur deux scénarios ; (i) absence de mortalité de poissons causée par les phoques ($\beta = 0$) et (ii) présence de prédation ($\beta > 0$) affectant la pêche et l'écotourisme.

.1.2.1 Effet de l'AMP sans prédation.

Pour ce scénario, $\beta = 0$ c'est ce qui signifie absence de phoque dans la zone protégée qui n'affecte que la pêche.

La figure 1 présente l'effet estimé de la création de l'AMP sur la biomasse de poissons. Le stock de poissons baisse avec l'augmentation de l'effort de pêche. La réserve assure une certaine protection de stocks de poissons contre leur surexploitation. Le niveau de la biomasse minimale de sécurité est assuré par la réserve dans le cas où le coefficient de mobilité spatiale (σ) est inférieur au taux de croissance intrinsèque de stocks (r_F). Dans la simulation de Boncoeur et al (2002), le niveau de la biomasse minimale de sécurité est positif ($\sigma < r_F$).

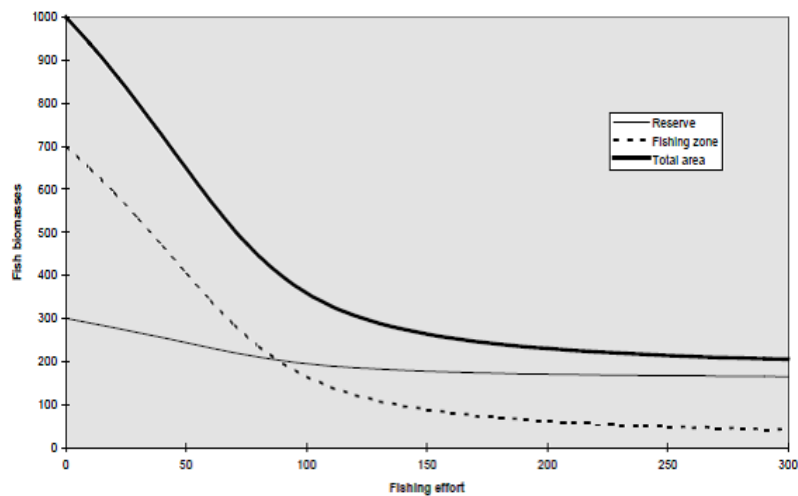


FIGURE .3 – Relation entre l'effort de pêche et la biomasse de poissons (taux de croissance intrinsèque est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2, la zone protégée est 30% de la zone d'étude; et absence de prédation) (Boncoeur et al., 2002)

La figure 2 présente la relation entre l'effort de pêche, le transfert net de la réserve à la zone de pêche et les captures de poissons. Les captures réalisées dans la zone de pêche ont deux origines : le flux d'accroissement naturel du stock dans cette zone, et le flux de transfert net de la réserve. Le premier flux est la principale source de captures quand la pêcherie est trop exploitée, car le transfert net de la réserve n'est pas important. En effet, les densités de biomasses de poissons dans les deux zones sont proches les unes des autres quand la mortalité de poissons dans la zone 2 est faible. Le transfert net de la réserve devient plus important que l'augmentation de l'effort de pêche qui ne cesse d'élargir l'écart

entre les densités à l'intérieur des deux zones. La densité à l'intérieur de la zone de pêche tend vers zéro, et le flux de transfert tend vers une limite proportionnelle au niveau de la biomasse minimale de sécurité dans la réserve.

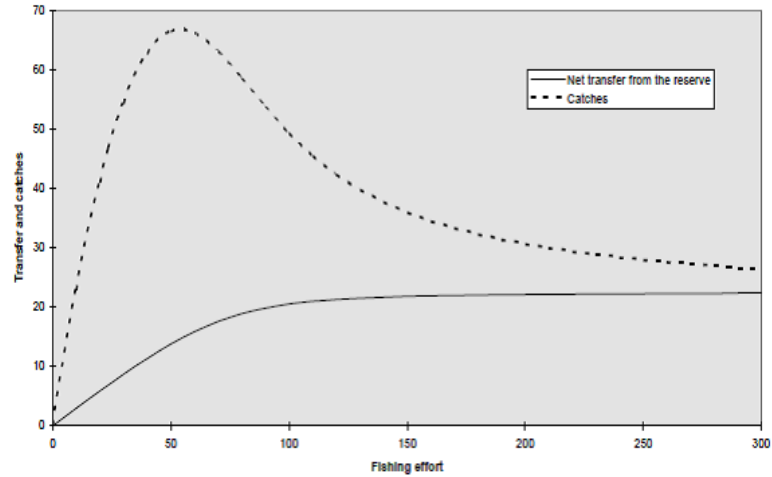


FIGURE .4 – Relation entre l'effort de pêche, le transfert net de la réserve à la zone de pêche et les captures (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2, la zone protégée est 30% de la zone d'étude; et absence de prédation) (Boncoeur et al., 2002)

Les figures 3 et 4 présentent quelques scénarios quant à la taille de l'AMP et la zone de pêche. Le niveau de la biomasse minimale de sécurité est une fonction croissante du ratio α qui représente la part de réserve dans la zone totale. La réserve a un effet positif sur les captures de poissons (Figure 4). À part son rôle principal pour protéger les stocks de poissons de la baisse, la réserve maintient aussi les captures quand l'effort de pêche devient important.

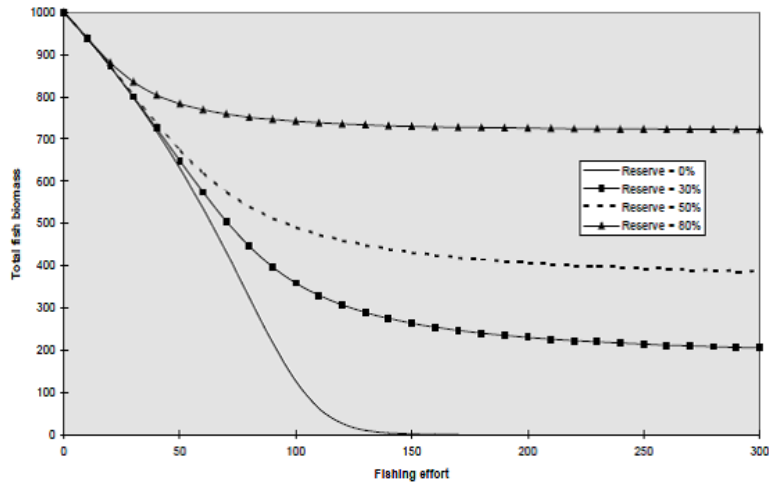


FIGURE .5 – Relation entre l’effort de pêche et la biomasse totale de poissons selon la taille de la réserve (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2; et absence de prédation) (Boncoeur et al., 2002)

Comme mentionné sur la figure 2, le flux de captures devient le même que celui de transfert net de la réserve, qui lui-même dépend aussi du ratio α . Quand la fraction du stock dans la zone de pêche tend vers zéro, le flux net de transfert de la réserve devient $T^* = \sigma \cdot (1 - \alpha) \cdot X_{F1}^*$ avec X_{F1}^* le niveau de la biomasse minimale de sécurité. α (part de la zone protégée) et $1 - \alpha$ (part de la zone de pêche) agissent d’une manière contradictoire dans T^* : le flux de transfert de niveau de la biomasse minimale de sécurité, qui est faible quand α est égale à zéro, augmente avec α pour atteindre certain niveau, puis il commence à diminuer quand α tend vers 1.

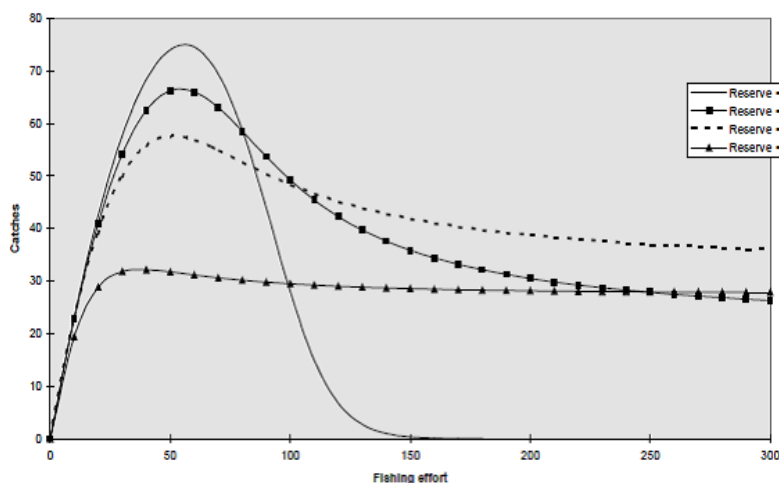


FIGURE .6 – Relation entre l’effort de pêche et les captures de poissons selon la taille de la réserve (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2; et absence de prédation) (Boncoeur et al., 2002)

Dans la figure 4, le flux net de transfert de la réserve (T^*) augmente quand α va de 30% à 50%, mais il diminue quand α passe de 50% à 80%. Dans le cas d'un niveau faible de pêche, le niveau de l'effort de pêche et la part de la zone protégée varient dans des directions opposées. Ceci est dû au faible transfert de la réserve et l'augmentation de α contribue à la diminution de la biomasse de poissons exploitable par la pêche. La valeur de α qui maximise les captures varie selon le niveau de l'effort de pêche. Quand ce dernier est faible, la part de la zone protégée est trop faible, voire négligeable. Par ailleurs, α augmente (à certaine limite) quand l'effort de pêche augmente aussi. Ceci rend la création d'une réserve marine, pour but de gérer les pêcheries, inefficace surtout dans le cas où l'effort de pêche et la biomasse de poissons se sont bien contrôlés.

.1.2.2 Effet de l'AMP avec prédation.

Dans ce cas $\beta > 0$, les phoques avec les pêcheurs exercent une certaine prédation sur le stock de poissons. Cette condition peut permettre de recenser les effets indirects de l'AMP sur la pêche et l'écotourisme (visites pour regarder les phoques). Les figures 5 et 6 illustrent l'impact de la relation prédateur-proie sur les biomasses et les captures en relation avec l'effort de pêche, pour déterminer la taille de la réserve. La comparaison entre la ligne en pointillé et la ligne en continu sur la figure 5 montre que la prise en compte de la relation prédateur-proie abaisse le niveau d'équilibre biomasse de poissons pour chaque niveau de l'effort de pêche. Le niveau de la biomasse minimale de sécurité est faible quand l'interaction prédation-proie est tenue en compte et varie à l'inverse du taux de prédation de phoques. L'effet négatif de l'interaction prédateur-proie, qui est une conséquence de prédation causée par les phoques, devient moins important quand l'effort de pêche augmente. Ceci est dû à la pénurie alimentaire, induite par la croissance de l'effort de pêche, pour les phoques qui se traduit par une diminution de leur stock d'équilibre.

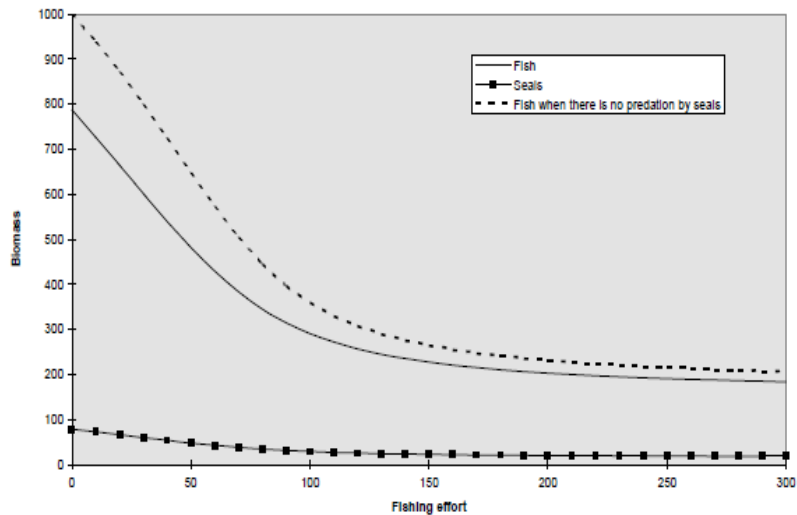


FIGURE .7 – Relation entre l’effort de pêche et la biomasse de poissons et de phoques (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2; et présence de prédation de poissons par les phoques) (Boncoeur et al., 2002)

La figure 6 illustre comment, sous les conditions d’équilibre, le flux de la croissance naturelle de la biomasse de poissons est partagé entre les pêcheurs et les phoques, pour différents niveaux d’effort de pêche et pour une taille donnée de la réserve. Le flux de la prédation par les phoques, qui est égal au flux total de la croissance naturelle de la biomasse de poissons quand il n’y a pas d’effort de pêche, diminue lorsque l’effort de pêche se développe : c’est ce qui rend la compétition pour la nourriture plus difficile pour les phoques et par la suite leur stock diminue. Quel que soit le niveau d’effort, en tenant compte des résultats de la relation proie-prédateur, le niveau d’équilibre des captures par les pêcheurs baisse.

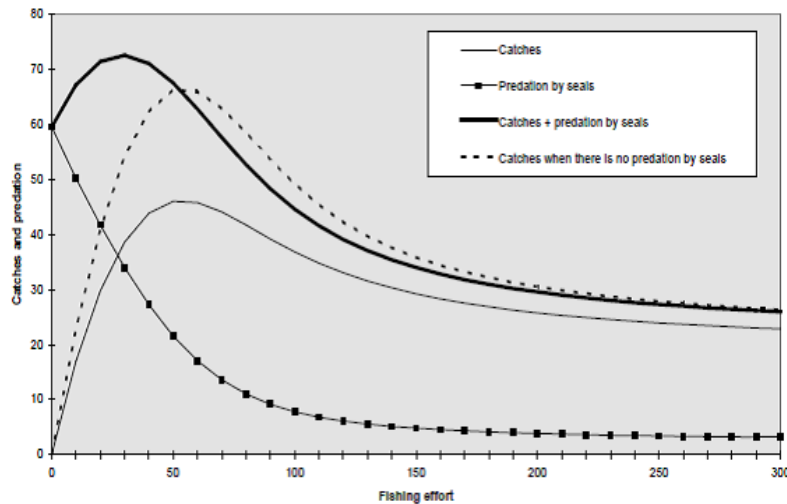


FIGURE .8 – Relation entre l’effort de pêche, captures et prédation par les phoques (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2; taux de protection de la réserve est 30%, et présence de prédation de poissons par les phoques) (Boncoeur et al., 2002)

La figure 7 illustre les rentes économiques en mentionnant le compromis entre l’industrie de la pêche et de l’écotourisme en fonction de la taille de la réserve qui est adopté. Les paramètres économiques du modèle ont été fixés à des niveaux tels que la rente de la pêche est nulle quand il n’y a pas de réserve, et le seuil de rentabilité de l’écotourisme correspond à une taille de 10% de la réserve (ce cas est un exemple proposé par Boncoeur et al (2002)). La rente provenant des pêches augmente avec la taille de la réserve, pour un niveau inchangé de l’effort, jusqu’à un α , entre 30% et 40% de toute la zone dans ce cas sont illustrés ici. Ceci est la conséquence directe de l’augmentation des captures, qui est elle-même le résultat de l’augmentation de la biomasse de poissons protégés par la réserve. Cependant, au-delà de ce niveau de α (entre 30 et 40%), les captures baisse parce que le transfert net de poissons de la réserve est pas assez important pour compenser l’impact négatif de la diminution de la taille de la zone de pêche. Pour toute valeur de α , l’interaction prédateur-proie réduit les avantages de la réserve pour les pêcheurs. Dans le même temps, la croissance du stock de phoques, générée par une taille plus élevée de la réserve, augmente la possibilité de gagner de l’argent grâce à l’écotourisme.

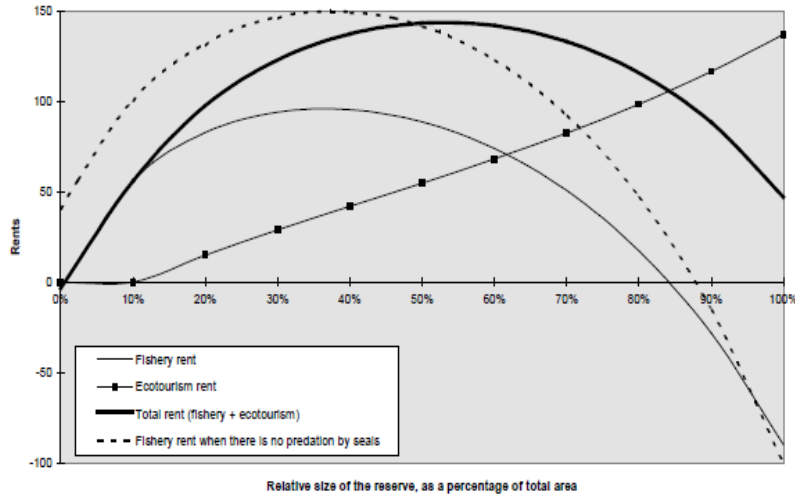


FIGURE .9 – Relation entre taille de la réserve et les rentes économiques pour un effort de pêche donné (taux de croissance intrinsèque de la biomasse de poissons est 0.3, le coefficient de mobilité est 0.2; effort de pêche est égale à 100, et présence de prédation de poissons par les phoques) (Boncoeur et al., 2002)

.2 Cas de modèle multi acteurs appliqué sur une AMP

Une partie du travail de Beattie et al (2002) présente un modèle qui les appellent « *Ecoseed* » qui détermine les valeurs prédites des rentes économiques de pêcheries de biomasses. C'est un modèle de multi acteurs qui peuvent être coopératifs ou non-coopératifs avec la mise en place d'une AMP. Les acteurs dans ce modèle sont les gestionnaires de la pêche (régulateur) et les flottes de pêche. Le jeu est construit sur deux étapes. Dans la première étape, le régulateur fixe l'objectif de la politique établie. Dans la deuxième étape, les flottes décident où et comment pêcher dans les limites fixées par le régulateur afin de maximiser leurs rentes individuelles par la redistribution de leur effort dans la zone non protégée. Le régulateur peut mettre en place plusieurs objectifs stratégies : soit maximiser la rente des flottes ou bien maximiser la conservation et la protection d'une espèce ou un groupe d'espèces. Dans le modèle *Ecoseed*, le régulateur se comporte comme «coopératif» avec les flottes si le premier objectif est choisi, car la maximisation de la rente est leur principal but. Par ailleurs, le régulateur sera « non-coopératif » une fois le deuxième objectif est choisi, et dans ce cas la protection écologique sera maximisée. Le régulateur peut choisir une autre stratégie qui consiste à assurer un compromis qui maximise simultanément les bénéfices de pêcheurs et la conservation écologique. Une fois le régulateur choisit une stratégie, la zone de l'AMP sera sélectionnée par le modèle *Ecoseed* et les pêcheurs vont redistribuer leurs efforts. Suite à la position des pêcheurs, le modèle agit sur l'AMP en augmentant sa taille ou bien la déplacer à une autre zone pour atteindre les objectifs fixés. Ce modèle permet au régulateur à évaluer et estimer les impacts de différentes stratégies possibles. Ceci contribue à l'établissement de l'AMP avec

plus de chance de réussite Beattie et al. (2002).

Le choix de la «meilleure cellule» à partir d'un seul ou un ensemble de cellules de semences est déterminé par la fonction primaire du modèle de *Ecoseed* :

$$\begin{aligned} \text{« meilleure cellule »} = & \text{Maximum (somme de surplus de production de pêche} \\ & + \text{somme de la valeur existante des espèces)} \end{aligned} \quad (12)$$

avec les valeurs de surplus de production et de l'existence sont additionnées pour toutes les flottes et toutes les espèces pour chaque cellule. La «meilleure cellule» peut être par l'équation suivante :

$$O_{i,j} = \text{Max} \left[\sum_{i,j,k} (R_{i,j,k} - FC_k - EC_{i,j,k} - SC_{i,j,k}) + \sum_{i,j,s} (B_{i,j,s} \times V_s) \right] \quad (13)$$

avec (i) est le nombre de lignes dans la carte du réseau, (j) est le nombre de colonnes, R est le revenu total pour la cellule (i, j) pour la flotte (k), le FC est le coût fixe pour la flotte (k), et EC est le coût associé à l'effort dépensé dans la cellule (i, j) par flotte (k). SC est le coût spatial de la pêche dans la cellule (i, j) pour flotte (k), B est la biomasse dans la cellule (i, j) d'espèce (s) et V est la valeur d'existence par unité d'espèce (s). R est calculé comme suit :

$$R_{i,j,k} = \sum_{i,j,k,s} (Y_{i,j,k,s} \times P_{k,s}) \quad (14)$$

avec Y est la capture d'espèce (s) dans la cellule (i, j) pour flotte (k) et P est le prix d'espèce (s) pour flotte (k). En fonction de l'objectif choisi par le régulateur, la fonction O est alors maximisée lorsque les rentes de pêche et les valeurs d'existence sont maximisées. En outre, la fixation d'une rente nulle pour la pêche rend O comme une fonction de la valeur d'existence seulement.

Chapitre 2

L'évaluation contingente de l'AMP

2.1 Introduction

L'AMP n'est pas seulement une politique de conservation, mais aussi un mécanisme de redistribution d'impacts. Elle est mise en place dans des zones qui sont déjà occupées et investies par des acteurs exerçant des activités diverses et multiples (pêcheries, écotourisme, activités récréatives, etc.). En effet, l'AMP génère des modifications et des changements pour les activités déjà existantes. À titre d'exemple, elle crée un coût d'opportunité pour les pêcheries puisqu'elle prive les pêcheurs de l'usage de la zone protégée, et contribue au développement de certaines activités comme l'écotourisme suite à l'amélioration des écosystèmes marins (habitats, récifs coralliens, biomasse).

Dans la plupart du temps, les impacts des AMP échappent à l'évaluation par le marché ordinaire comme, par exemple, l'amélioration environnementale d'une zone protégée qui n'a pas de prix exprimé d'une manière directe par le marché. Plusieurs méthodes et techniques furent utilisées pour quantifier et donner une valeur monétaire à ces impacts afin d'aider les décideurs. La modélisation bioéconomique a été largement proposée pour plusieurs objectifs (biologique, économique, social...) dont principalement la détermination de l'impact sur la pêche. Cette technique a réussi, dans une certaine mesure, à déterminer la taille, l'emplacement et le degré de protection des zones appropriées. Ce qui concerne les perceptions et les préférences des acteurs impliqués échappent à cette évaluation parce que, pour une grande partie des AMP, les données et les informations sont quasiment absentes, que ce soit avant ou après leur établissement. De plus, les systèmes que gèrent les AMP dégagent plusieurs interactions qui nécessitent leur étude et analyse. La théorie des jeux a fourni une aide importante à la prise de décision à travers la schématisation des comportements et positionnements stratégiques des acteurs impliqués. Les éléments qui les influencent à adopter une telle stratégie ou un tel comportement ne sont pas identifiés et par conséquent les déterminants de leur position quant à la mise en place des AMP demeurent flous et ambigus et nécessitent plus de précision.

Plusieurs méthodes et techniques ont été utilisées pour déterminer les perceptions et préférences des acteurs impliqués dans les zones protégées par les AMP. L'une de ces méthodes, l'évaluation contingente a été largement utilisée pour estimer les impacts des politiques de conservation telles que peuvent l'être les AMP. Elle s'effectue par des enquêtes et entretiens directs afin de donner une valeur monétaire au changement que subissent les acteurs impliqués suite à la mise en place de la politique.

Ce chapitre traite dans un premier temps des fondements théoriques de la valorisation économique des actifs naturels. Dans un deuxième temps, il présente la méthode d'évaluation contingente. Dans un dernier temps, les limites de cette méthode ainsi que des pistes d'amélioration seront présentées.

2.2 La valorisation des actifs naturels : valeur économique totale et fondement théorique

Les zones protégées par les AMP offrent des biens et services naturels qui sont importants pour les activités humaines qui y sont exercées. La réussite des AMP réside dans l'amélioration de ces actifs naturels (amélioration de la biomasse, les écosystèmes marins et côtiers, les habitats). Dans la plupart des cas, les actifs naturels possèdent une valeur économique indéterminée sur le marché. Pour illustration, l'amélioration de l'écosystème marin suite à la mise en place d'une AMP, est mesurée partiellement en valeur monétaire sur le marché à travers la valeur ajoutée en pêche. Par ailleurs, le marché n'intègre pas les autres éléments quant à cette amélioration comme la protection des espèces menacées d'extinction, la conservation des habitats, la régénération des stocks. Chaque actif naturel a une valeur économique totale (VET) dont une partie n'est pas valorisable sur le marché. Pour déterminer la valeur non marchande des actifs naturels, plusieurs méthodes et techniques ont été élaborées en se basant sur certaines sur le marché réel, mais indirect (prix hédonistes, coût des transports), pour d'autres sur les coûts (coûts de remplacement, coûts des dommages évités) et enfin sur le marché fictif (évaluation contingente, méthode des programmes).

2.2.1 La valeur économique totale des actifs naturels non marchands

La valeur économique totale est composée d'une valeur d'usage et une valeur de non-usage (Markandya and Pearce, 1989). La valeur d'usage est répartie en valeur d'usage directe, valeur d'usage indirecte et valeur d'option. La valeur de non-usage est composée de la valeur de legs et la valeur d'existence (cf. figure 2.1).

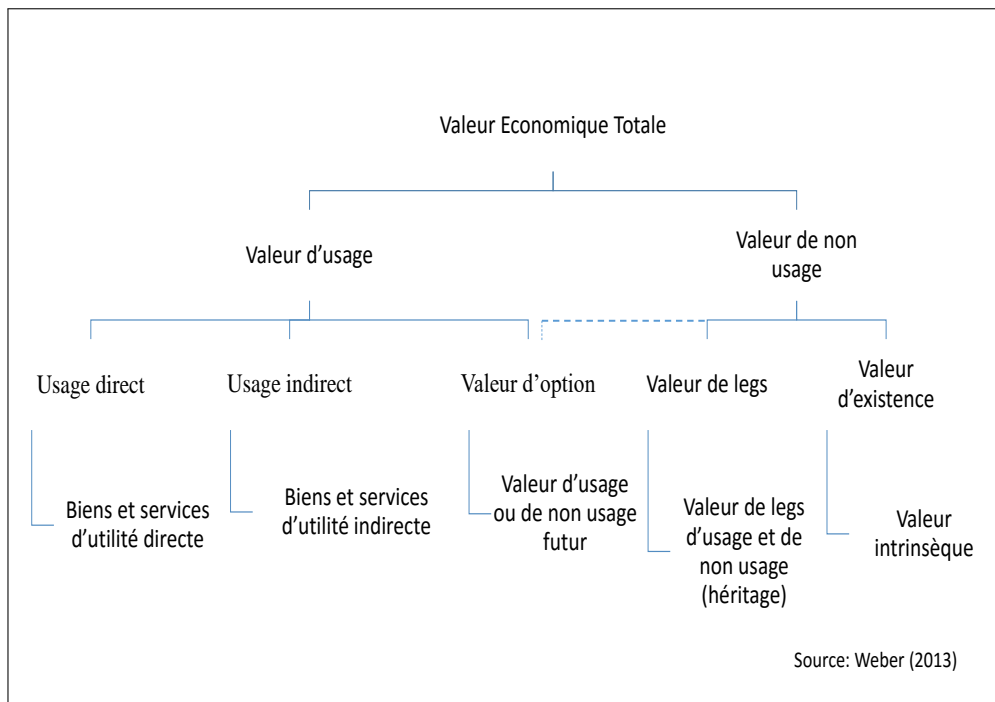


FIGURE 2.1 – La valeur économique totale d'un actif naturel non-marchand

La *valeur d'usage directe* est liée à la contribution d'un actif naturel à une production ou une consommation. L'usage direct de cet actif génère des bénéfices à des fins de consommation (pêche) ou production (gaz, pétrole). Cet usage cause une diminution à la fois quantitative et qualitative de l'actif naturel. La *valeur d'usage indirecte* est rattachée aux services d'un actif naturel au profit d'une production ou une consommation comme la préservation des sols, la séquestration de carbone, la stabilisation climatique, etc. Aussi, l'actif naturel a une *valeur d'usage induite* liée à son exploitation en tant que facteur de production (Weber, 2013b).

La *valeur de non-usage* complète la valeur économique totale d'un actif naturel. Elle ne peut pas être déterminée par le marché. Elle est accordée à l'actif naturel par les individus en absence de son utilisation (Krutilla, 1967). Cette valeur de non-usage est composée de la *valeur de legs* (la préservation d'un actif pour les générations futures), la *valeur d'existence* (satisfaction liée à l'existence d'un actif naturel) et la *valeur altruiste* (usage contemporain de l'actif).

La *valeur d'usage* et de *non-usage* ont en commun la *valeur d'option*, qui représente le consentement à payer d'un individu pour une utilisation future d'un actif. Par exemple, un individu accepte de payer une somme d'argent pour éviter la dégradation ou la disparition d'un actif naturel. En effet, cette contribution financière lui assure la possibilité de l'usage de l'actif dans le futur. L'existence de la *valeur d'option* est liée à l'incertitude sur l'offre et la demande futures de l'actif en question (Weisbrod, 1964). Nous pouvons souligner le débat initial quant à la définition de la *valeur d'option*. Certains l'ont présenté comme le

consentement à payer (Weisbrod, 1964), et d'autres auteurs comme le surplus espéré du consommateur (Long, 1967). Plusieurs travaux ont ensuite montré l'indépendance de la *valeur d'option* et du surplus du consommateur (Cicchetti and Freeman, 1971; Schmalensee, 1972).

Si grâce aux travaux de Weisbrod (1964) et Krutilla (1967), la *valeur d'option* a été définie et conçue, il existe une divergence sur son signe. Certains travaux considèrent que cette valeur est positive (Cicchetti and Freeman, 1971; Walsh et al., 1984; Sutherland and Walsh, 1985), d'autres confirment la difficulté pour le préciser (Schmalensee, 1972; Freeman, 1985; Plummer, 1986; Stenger-Letheux, 1994). Cette divergence est expliquée par l'incertitude qui accompagne la demande (Cicchetti and Freeman, 1971) et l'offre (Bishop, 1982; Freeman, 1985) de l'actif naturel. En passant de la formalisation théorique au cadre empirique, cette divergence disparaît et la *valeur d'option* devient positive (Stenger-Letheux, 1994). Elle occupe une place importante quant à l'évaluation des politiques de conservation qui visent à préserver des actifs environnementaux pour un usage ultérieur par les générations futures (Bräuer, 2003; Voltaire, 2011).

Il existe un cas particulier de la *valeur d'option* : la *valeur de quasi-option* (Arrow and Fisher, 1974). Cette valeur est représentée par le gain social généré par une amélioration future de l'information suite au report de la décision en faveur d'une action, une politique ou un projet qui a des effets irréversibles sur les collectivités. En fait, les conséquences pour un tel projet environnemental sont irréversibles et ses gains espérés dans le futur sont bien dépendants des gains réalisés dans le présent. En ce sens, la *valeur de quasi-option* peut être présentée comme la valeur espérée de l'information (Conrad, 1980). Elle est bien liée à la prise de décision qui concerne l'actif naturel, et non pas à son usage ou son existence (Bonnieux and Desaignes, 1998; Voltaire, 2011). À l'inverse de la *valeur d'option*, la *valeur de quasi-option* a un signe positif, quel que soit le type d'information (active ou passive). En ce sens, il n'y avait pas de divergence dans les travaux théoriques et empiriques quant à la détermination de son signe (Fisher and Hanemann, 1987).

La classification des bénéfices des aires protégées a fait l'objet de plusieurs travaux (Angulo-Valdés and Hatcher, 2010; Lopes et al., 2015; Tupper et al., 2015; Calado et al., 2016; Brouwer et al., 2016; Schuhbauer and Sumaila, 2016; Rodríguez-Rodríguez et al., 2016). Ces travaux relient la valeur d'usage des aires protégées à leurs objectifs socioéconomiques qui se caractérisent par certaines activités humaines exercées dans les zones protégées comme la pêche et le tourisme. La valeur de non-usage est réservée à la dimension de conservation des aires protégées dont leur établissement se base sur les objectifs écosystémiques et biologiques aux profits des générations futures. D'une manière générale, les bénéfices des aires protégées concernent, à la fois, les activités socioéconomiques et la conservation et la protection des actifs naturels. Ces bénéfices peuvent être

présentés sous la forme d'une consommation directe (augmentation de la pêche), facteur de production (développement de l'écotourisme) et amélioration environnementale d'une zone naturelle donnée (conservation et restauration des actifs et biens environnementaux).

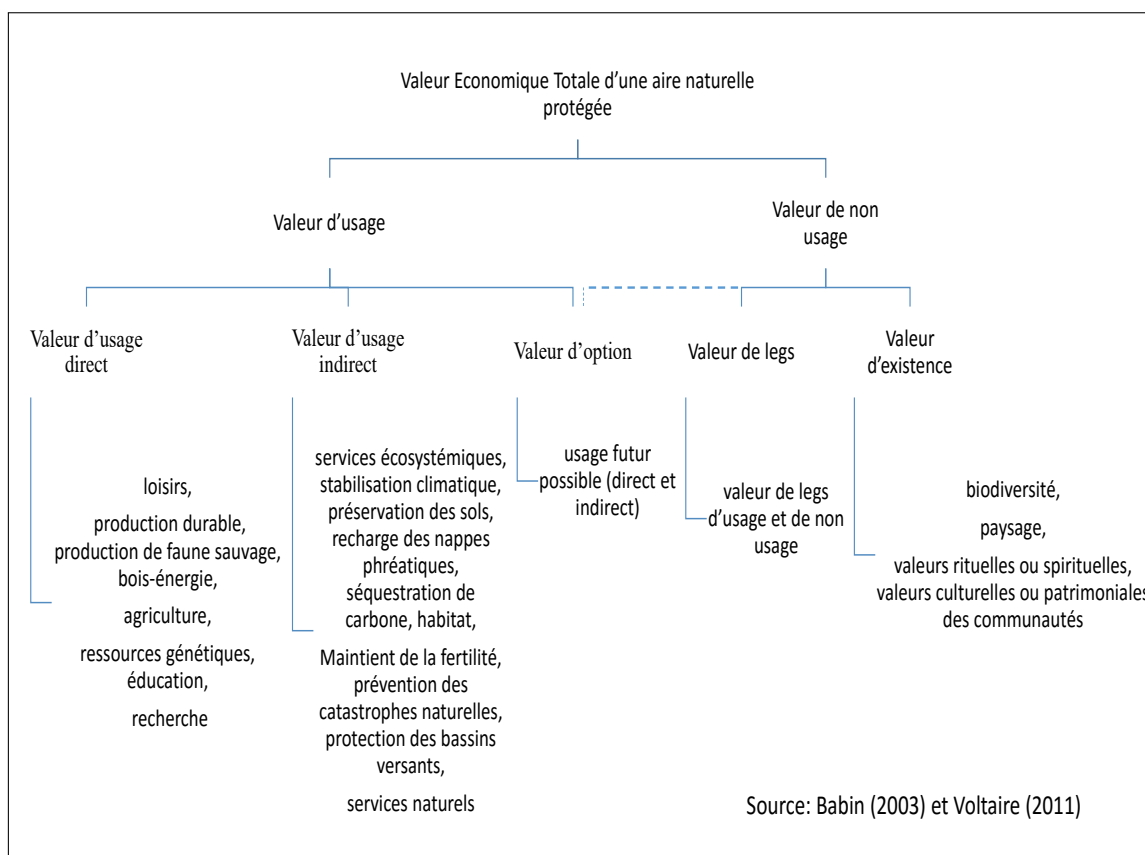


FIGURE 2.2 – La valeur économique totale d'une aire naturelle protégée (Babin, 2003; Voltaire, 2011)

La figure 2.2 reprend la présentation de Babin (2005) des différents bénéfices des aires naturelles protégées. Il faut mentionner la difficulté quant au classement de leurs bénéfices dont principalement ceux reliés à la conservation et l'amélioration écologiques des zones protégées. En fait, les services écosystémiques peuvent générer des bénéfices d'usage et de non-usage. Par exemple, l'amélioration de l'état biologique et écosystémique d'une zone naturelle peut représenter un facteur de production pour certaines activités touristiques et de pêche (valeur d'usage) et elle fait l'objet d'une conservation d'actifs naturels pour les générations futures (valeur de non-usage).

Les aires protégées génèrent des bénéfices et impacts divers et multiples. Une partie de ces impacts sont marchands et d'autres non-marchands. Dans le premier cas, comme les biens privés échangés sur le marché, la valeur d'impacts marchands peut être exprimée par les notions de surplus ordinaire. En ce qui concerne les impacts non-marchands (exemple : amélioration écosystémique et biologique d'une zone marine et côtière), la détermination de leur valeur n'est plus possible avec le surplus ordinaire et par conséquent le recours à

d'autres méthodes économiques pour le faire est nécessaire.

2.2.2 La mesure du surplus des actifs naturels non-marchands

Une part importante des actifs naturels n'est pas marchande à cause de l'absence d'un marché réel pour leur échange. L'absence de prix pour ces actifs ne signifie pas qu'ils n'ont pas de valeur, mais plutôt que leur consommation est gratuite par les individus. Cette consommation fait partie de leur fonction d'utilité et par conséquent une variation de ces actifs agit sur leur bien-être. L'absence de marché rend difficile la détermination de valeur monétaire pour certains actifs naturels. Ceci représente un problème fréquent que rencontrent les décideurs quant à la prise de décision en faveur d'un programme, un projet ou une politique de conservation d'un actif naturel (exemple : la protection d'une zone naturelle). Plusieurs méthodes ont été adoptées pour donner une valeur monétaire à la perte ou au gain de bien-être d'un individu associés à une amélioration ou à une baisse de la qualité d'un actif naturel. L'analyse du surplus du consommateur fut proposée comme un moyen pouvant permettre de résoudre ce problème.

2.2.2.1 Le surplus ordinaire

L'analyse du surplus du consommateur fut menée pour la première fois par Dupuit (1844) pour exprimer l'utilité d'un pont en terme monétaire. Ce travail a été repris par Marshall (1920) qui détermine la valeur du surplus à condition que l'utilité marginale du revenu reste constante et la demande d'un bien varie en fonction de son prix (Desaigues and Point, 1993). Il fut présenté comme suit : « *le consommateur retire d'un achat un surplus de satisfaction. La somme supplémentaire qu'il aurait accepté de payer, au-delà du prix, plutôt que de renoncer à l'achat, mesure le surplus de satisfaction. On peut l'appeler le surplus du consommateur.* » (Bonnieux and Desaigues, 1998) cité par (Voltaire, 2011)). Le surplus du consommateur est défini comme la différence entre le consentement à payer maximal pour avoir un bien et le prix de ce bien (Desaigues and Point, 1990).

La figure 2.3 présente le surplus du consommateur et sa variation à travers la représentation graphique de la fonction de demande ordinaire ou *marshallienne* qui caractérise la relation entre la quantité (Q) demandée d'un bien en fonction de sa valeur (prix P) pour un revenu donné Y considéré constant. Au prix P_0 , le surplus du consommateur est égal à la surface entre au-dessus de la droite P_0B et la courbe de demande D. La première consommation avec le prix P_0 et la quantité Q^0 , représente une utilité supérieure. Dans le cas où le prix passe de P_0 à P_1 ($P_0 > P_1$), la quantité consommée passera de Q^0 à Q^1 , et la variation du surplus du consommateur sera égale à la surface P_0P_1AB . La variation de prix génère une variation (positive ou négative) sur le surplus du consommateur. Dans le cas où l'individu améliore son bien-être, la variation du surplus est considérée comme le consentement à payer maximal. Dans le cas inverse, il est présenté comme le consentement à recevoir minimal (Voltaire, 2011).

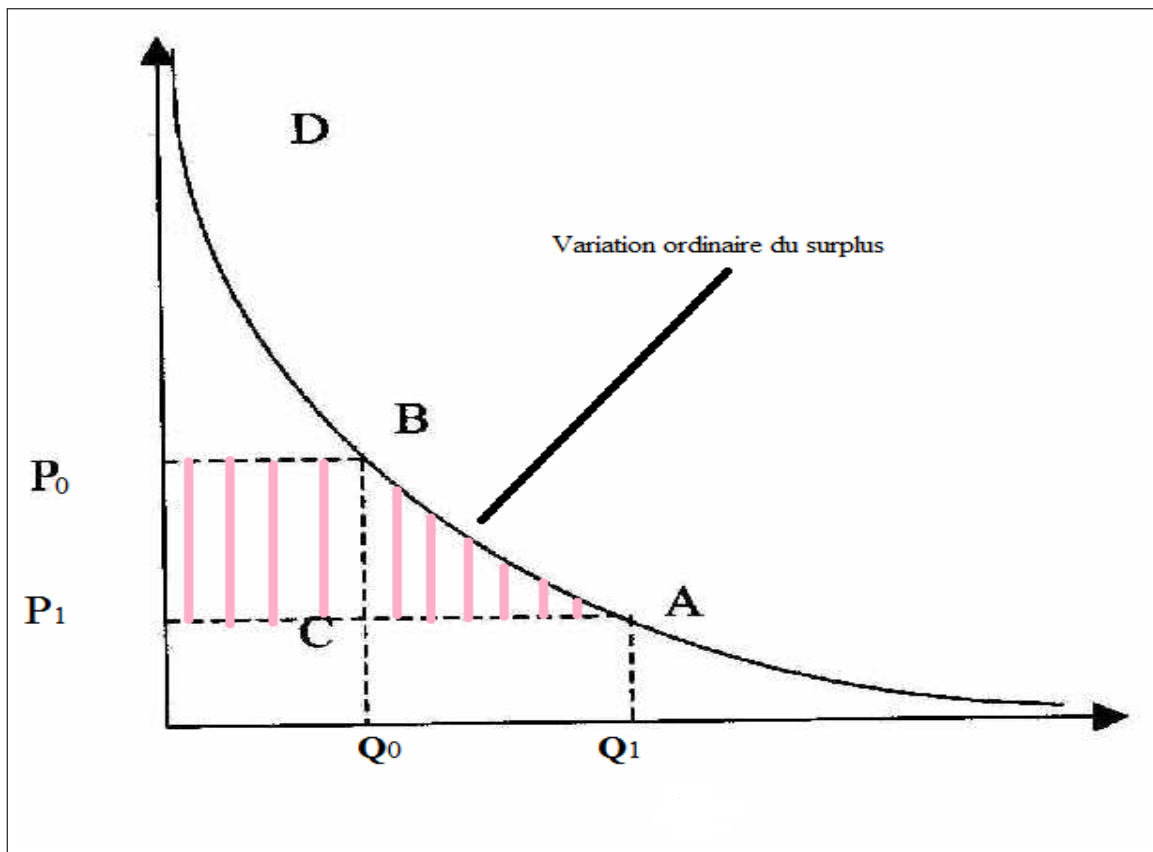


FIGURE 2.3 – La variation ordinaire du surplus du consommateur

La mesure ordinaire du surplus ne permet pas de déterminer correctement la variation du bien-être du consommateur, car le long de la courbe de demande correspond à une situation où le revenu demeure constant. En effet, la modification des prix cause un changement du revenu et de l'utilité (Desaigues and Point, 1993). Dans la plupart des cas, la variation des prix engendre sur le niveau de consommation un effet substitution et un effet revenu non négligeables. De plus, le long de la courbe de demande, l'utilité de consommateur n'est pas constante. Pour mesurer correctement la variation du surplus du consommateur, l'utilisation de la fonction ordinaire - qui intègre à la fois l'effet de substitution et l'effet revenu suite à une variation de prix - a été remplacée par la fonction de demande *hicksienne* (ou compensée). La fonction de demande compensée ne retient que l'effet de substitution suite à la variation des prix. Elle est déterminée à partir du programme dual du consommateur : minimiser les dépenses sous contrainte d'utilité¹. La fonction de demande compensée dégage deux mesures de variation du surplus : les variations compensatrice et équivalente du revenu. La variation compensatrice est calculée à partir du niveau initial d'utilité avant le changement. La variation équivalente est calculée à partir du niveau final d'utilité après le changement (Bonnieux and Desaigues, 1998).

1. Pour la fonction de demande ordinaire, le programme dual du consommateur est de maximiser son utilité sous contrainte budgétaire. Ici, pour la fonction de demande compensée, c'est l'inverse de la demande ordinaire : minimiser les dépenses sous la contrainte d'utilité.

La *variation compensatrice* (VC) du surplus du consommateur est représentée par le montant maximal (minimal) de monnaie qui doit être retiré (additionné) au revenu pour maintenir inchangé le bien-être d'un consommateur malgré la diminution (augmentation) des prix. Elle représente la différence entre la dépense minimale nécessaire pour garder le même niveau d'utilité U^0 lorsque le prix $P = P^0$, et la dépense minimale nécessaire pour garder le niveau d'utilité U^0 quand les prix passent de P^0 à P^1 . Elle cherche à garder l'état initial du bien-être dont bénéficie le consommateur suite au changement des prix.

$$VC = e(P^0, U^0) - e(P^1, U^0) \quad (2.1)$$

La variation compensatrice peut être représentée à partir de l'utilité indirecte :

$$V(P^0, Y) = V(P^1, Y + VC) \quad (2.2)$$

avec Y le revenu du consommateur.

À la différence de la variation compensatrice, le consommateur est contraint d'acquérir une quantité fixe dans le cas du surplus compensateur.

Un autre moyen pour évaluer le changement du bien-être est la *variation équivalente* (VE). Elle détermine le montant minimal (maximal) de monnaie qui doit être accordé (retiré) à un consommateur pour garder son bien-être à un niveau équivalent à une diminution (hausse) des prix. Elle détermine le changement du bien-être du consommateur envers l'état final.

$$VE = e(P^0, U^1) - e(P^1, U^1) \quad (2.3)$$

La variation équivalente peut être représentée à partir de l'utilité indirecte :

$$V(P^1, Y) = V(P^0, Y + VE) \quad (2.4)$$

2.2.2.2 Le surplus d'actif naturel

Les actifs naturels peuvent être intégrés à la fonction d'utilité puisqu'ils influencent le bien-être des agents. En effet, la théorie du consommateur a été étendue pour mesurer les actifs non-marchands (Bonnieux and Desaignes, 1998). De ce fait, le consommateur peut effectuer des arbitrages entre biens environnementaux et biens privés. Prenons par exemple l'amélioration d'un écosystème dans une zone protégée comme bien environnemental. Dans ce cas de figure, le consommateur peut faire un arbitrage entre l'amélioration environnementale d'une zone protégée et l'augmentation d'autres biens habituels (nourriture, santé...). Dans cet exemple, le consommateur qui se comporte d'une manière rationnelle choisit son panier de biens en maximisant son utilité sous contrainte budgétaire

et tenant compte du bien environnemental. Ceci représente la *demande marshallienne* de biens environnementaux. Cette fonction de demande peut être formalisée en supposant qu'un individu consomme n biens privés, $B = (B_1, \dots, B_n)$ et un seul bien environnemental Z . Le choix de son panier des biens privés s'effectue à travers la résolution du programme suivant :

$$\begin{aligned}
 &Max_B U(B, Z) \\
 &PB' \leq Y \\
 &Z \text{ est donné} \\
 &B \geq 0
 \end{aligned}
 \tag{2.5}$$

Le programme (2.5) permet de définir des fonctions de demande ordinaires, $B_i(P, Z, Y)$ $\forall i = 1, \dots, n$ et la fonction d'utilité indirecte $V(P, Z, Y) \equiv U(B(P, Z, Y))$.

Dans le cas d'une augmentation du bien environnemental (amélioration d'un écosystème dans une zone protégée) qui passe de Z_0 à Z_1 et le prix P et la consommation d'autres biens Y reste inchangé, l'utilité indirecte augmente et passe de $U_0 \equiv V(P, Z_0, Y)$ à $U_1 \equiv V(P, Z_1, Y) \geq U_0$. Cette amélioration est bien mentionnée par le passage du point A au point B sur la figure (2.4). L'amélioration du bien environnemental peut être évaluée par le consentement à payer (CAP) : $V(P, Z_1, Y - CAP) = V(P, Z_0, Y)$. Dans ce cas, le CAP est égal au surplus compensateur qui est représenté par BD sur la figure (2.4).

Si le niveau d'utilité U_1 est pris comme référence, la mesure de la hausse de Z est représentée par le consentement à recevoir (CAR) pour que l'individu renonce à cette amélioration : $V(P, Z_1, Y) = V(P, Z_0, Y + CAR)$; qui représente le surplus équivalent (la distance AC (figure (2.4))).

La variation compensatrice et équivalente peuvent être déterminées à travers la résolution du dual de la demande compensée (hicksienne) suite à l'amélioration de Z . Ce dual consiste à minimiser les dépenses sous contrainte de l'utilité :

$$\begin{aligned}
 &Min_B PB' \\
 &U(B, Z) \geq u \\
 &Z \text{ est donné} \\
 &B \geq 0
 \end{aligned}
 \tag{2.6}$$

La résolution du programme (2.6) détermine les fonctions de demande *hicksiennes* pour les biens privés, $Z_i = H_i(P, Z, u)$, $i = 1, \dots, n$, et une fonction de dépense, $e(P, Z, Y) \equiv$

$\sum_i P_i H_i(P, Z, u)$. À l'aide de cette fonction de dépense, les surplus compensateur (SC)² et équivalent (SE)³ sont déterminés comme suit :

$$SC = e(P, Z_0, U_0) - e(P, Z_1, U_0) \quad (2.7)$$

$$SE = e(P, Z_0, U_1) - e(P, Z_1, U_1) \quad (2.8)$$

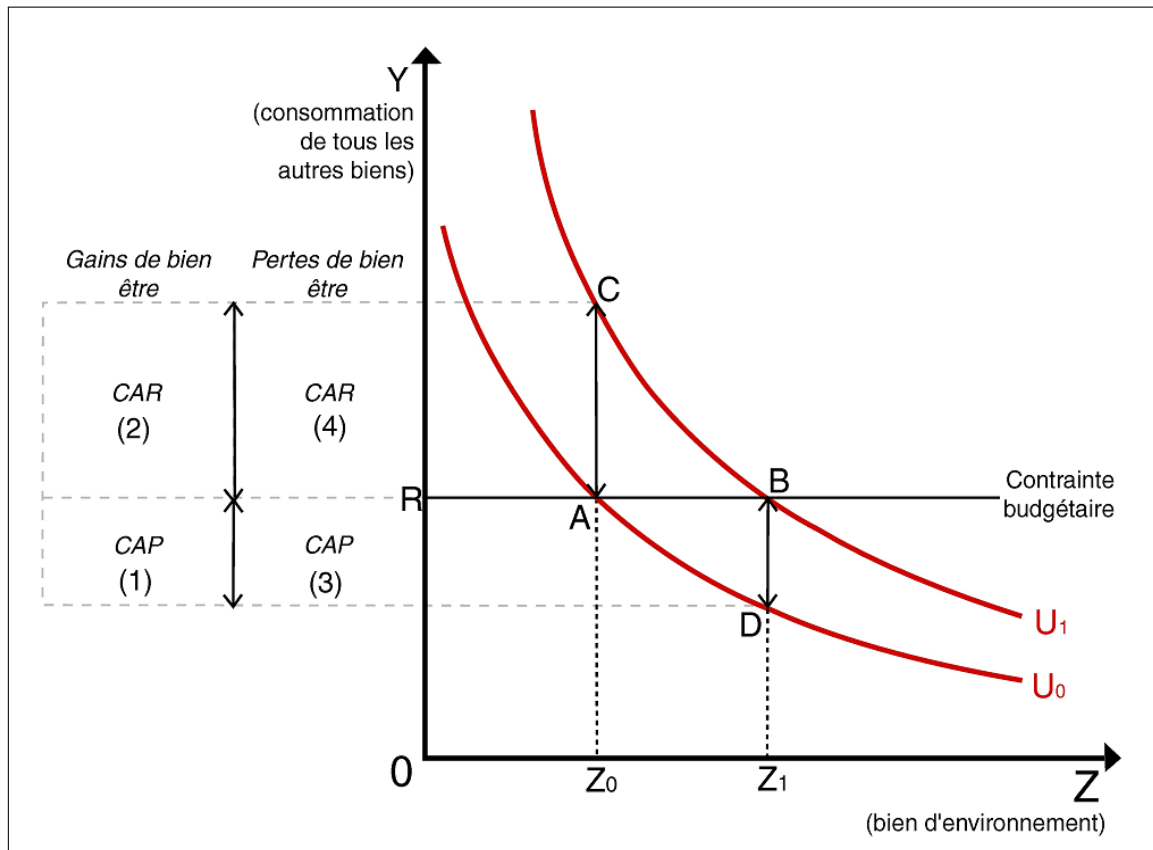


FIGURE 2.4 – Consentement à payer ou à recevoir pour un bien d’environnement (source : Faucheux et Noël, 1995, p. 226, cité par (Milanesi, 2010)).

Selon la figure (2.4), il existe deux possibilités pour mesurer la variation positive quant au bien-être d’un individu suite à l’amélioration d’un actif naturel (Milanesi, 2010) :

1. La mesure de la variation compensatrice (surplus compensateur) est déterminée à partir de l’utilité initiale U_0 , là où un agent pourrait payer une somme d’argent pour bénéficier de l’amélioration d’un actif naturel Z_1 . L’agent est indifférent entre la situation A et D tant que le niveau d’utilité U_0 est maintenu. Dans ce cas, la variation compensatrice est représentée dans la figure (2.4) par le segment BD. Elle

2. Le surplus du compensateur, qui est le consentement à payer dans ce cas, représente le montant maximal de monnaie qu’un agent est prêt à dépenser pour bénéficier d’une amélioration d’un actif naturel tout en gardant l’état initial de son bien-être.

3. Le surplus équivalent, qui est le consentement à recevoir, représente le montant minimal qu’un agent accepte de recevoir pour bénéficier d’une amélioration de son bien-être équivalente à une amélioration d’un actif naturel en tenant compte l’état final de son bien-être.

est déterminée par le consentement à payer (CAP) de l'agent pour bénéficier de l'amélioration d'un actif naturel Z_1 .

2. La mesure de la variation équivalente (surplus équivalent) est déterminée à partir de l'utilité finale U_1 . Elle représente le gain de revenu d'un agent qui garde sa consommation initiale d'un bien environnemental Z_0 malgré son amélioration en passant de Z_0 à Z_1 . Le gain de revenu d'un montant AC lui rend indifférent entre la position B et C et il s'attache à sa consommation initiale Z_0 . Ce gain de revenu est équivalent au consentement à recevoir (CAR).

La perte de bien-être, causée par la baisse de la qualité d'un actif naturel passant de Z_1 à Z_0 et de la position B à la position A, peut être déterminée par deux manières identiques (Milanesi, 2010) :

3. La variation compensatrice est mesurée en référence à l'utilité de départ qui est U_1 . Elle est équivalente à la somme d'argent qu'accepterait à recevoir (CAR) un agent en contrepartie de la diminution de la qualité d'un actif naturel qui passe de Z_1 à Z_0 . Cette situation est bien représentée sur la figure (2.4) par la distance CA.
4. La variation équivalente est déterminée à partir de l'utilité finale U_0 . Elle mesure la somme d'argent qu'accepterait de payer (CAP) un agent pour bénéficier de l'amélioration de l'actif naturel de la situation Z_1 . Elle est déterminée graphiquement par le segment BD.

La mise en place d'une politique publique par exemple une politique de conservation modifie (hausse ou baisse) le bien-être des acteurs impliqués. L'approche *hicksienne* permet de formuler des mesures de compensation en faveur des individus perdants après la mise en place d'une telle politique publique. D'une manière générale, les politiques publiques notamment celles de conservation ne bénéficient pas de l'acceptabilité absolue par les acteurs locaux : il existe toujours au moins une faible protestation. Ce cas de figure est bien fréquent et accompagne l'établissement des aires protégées. La mise en place d'une aire protégée va créer des perdants et des gagnants parmi les acteurs impliqués. Même dans le cas d'une forte acceptabilité, son établissement n'est pas *socialement souhaitable* au sens de Pareto (Voltaire, 2011). L'expérience a montré que la création des aires protégées malgré la protestation⁴ a conduit dans certains cas à l'échec de cette politique. Devant cette situation, l'optimum de Pareto pourrait être atteint par la mise en place des mesures de compensation en faveur des perdants (Bateman et al., 2002). Dans le cas d'une aire marine protégée, les pêcheurs pourraient bénéficier d'une compensation financière grâce à la taxe appliquée à l'entrée de la zone protégée par les visiteurs. Cet exemple caractérise le *principe de compensation* qui a été introduit par Hicks et Kaldor. Ces derniers montrent qu'il est possible d'améliorer le bien-être des individus qui acceptent un tel projet tout en indemnisant les perdants de telle sorte que leur bien-être initial (avant l'établissement du projet) soit assuré. Dans ce cas, le projet serait *socialement souhaitable* (Voltaire, 2011).

4. Même en faible pourcentage par rapport au nombre total des acteurs concernés par la création des aires protégées.

2.2.2.3 Existe-t-il une différence entre le CAP et le CAR ?

Avec des effets de revenu faibles, la littérature prouve la quasi-égalité entre le CAP et le CAR. Dans le cas d'un bien divisible (ordinaire) et la faible proportion de dépense pour le bien dans le budget du consommateur, l'écart des mesures compensées de consentement à recevoir et à payer est très faible : il est nul dans l'absence d'effet revenu (Willig, 1976). Le travail de Willig (1976) fut étendu pour calculer le surplus compensé dans le cas d'un bien indivisible (exemple : actif naturel) (Randall and Stoll, 1980). Dans ce cas, les surplus compensés sont dépendants de l'élasticité-revenu :

$$e_R = \left(\frac{\partial P(Z, Y)}{\partial Y} \right) \left(\frac{Y}{P(Z, Y)} \right) \quad (2.9)$$

Avec P est le prix implicite du bien indivisible disponible en quantité Z , et Y est un numéraire représentant tous les biens possédés par l'individu.

Le raisonnement n'est plus en termes de prix, mais plutôt en termes de quantité. L'écart entre le CAP et le CAR est représenté comme suit :

$$CAP - CAR = e_R S^2 / Y \quad (2.10)$$

Avec S est la valorisation ordinaire de la variation du surplus et e_R l'élasticité revenu.

Dans le cas de la disparition d'un actif naturel (bien indivisible) qui a une élasticité-revenu élevée, l'écart entre le CAP et le CAR peut être important (Randall and Stoll, 1980; Mitchell and Carson, 1989).

Pour la valorisation du bien-être issu des projets environnementaux et des politiques de conservation en particulier, il y avait une certaine ambiguïté quant à savoir quelle mesure retenir : le CAP ou bien le CAR. Pour surmonter cette difficulté, les travaux de Willig (1976) et de Randall et Stoll (1980) ont été repris pour mieux expliquer la différence entre les deux mesures du surplus. Dans le cas d'un bien indivisible, la différence entre la mesure du CAP et du CAR est dépendante non seulement de l'effet revenu, mais bien évidemment de l'effet de substitution (Hanemann, 1991). L'effet de substitution permet de substituer les biens ordinaires par le bien indivisible avec le maintien d'un niveau d'utilité constant de l'individu. Quand cet effet est faible et celui de revenu est constant, l'écart entre le CAP et le CAR est important.

Dans le cas où un individu se procure un actif naturel en quantité Z au prix hypothétique P , son programme dual consiste à minimiser ses dépenses ; $\sum p_i B_i + PZ$ par rapport à B et Z sous la contrainte $U(B, Z) \geq u$. La fonction de demande inverse hicksienne pour le bien Z est $P = P(p, Z, u)$, avec p , Z et u sont donnés. P représente le prix qu'avec l'individu achète Z unités d'actif naturel, et p est le prix qu'avec il achète les biens ordinaires. La variation compensatrice et celle équivalente pour l'individu sont formulées

comme suit :

$$VC = \int_{Z_0}^{Z_1} P(p, Z, u_0) dZ \quad (2.11)$$

$$VE = \int_{Z_0}^{Z_1} P(p, Z, u_1) dZ \quad (2.12)$$

La mesure ordinaire du surplus est la suivante :

$$S = \int_{Z_0}^{Z_1} P(p, Z, Y) dZ \quad (2.13)$$

L'élasticité-revenu de $P(p, Z, Y)$:

$$e_R = \frac{\partial \log(P(p, Z, Y))}{\partial \log(Y)} \quad (2.14)$$

Hanemann (1991) montre que $e_R = \frac{\eta(1-\beta)}{\Omega}$, avec η l'élasticité-revenu de la fonction de demande ordinaire de Z , β le budget alloué à Z dans le revenu de l'individu, et Ω l'élasticité prix de la fonction de demande hicksienne de Z . Ω peut être relié à l'élasticité de substitution entre Z et le reste des biens ordinaires α_0 ; $\Omega = \alpha_0(1 - \beta)$. À ce niveau, l'élasticité-revenu pour l'actif naturel devient : $e_R = \frac{\eta}{\alpha_0}$.

La différence entre la variation compensatrice et la variation équivalente dépend de l'élasticité-revenu de la fonction de demande ordinaire (η), et de l'élasticité-substitution (Ω) entre le bien indivisible (actif naturel) et le reste des biens ordinaires. Si l'élasticité-substitution est faible, l'écart entre le CAP et le CAR est important (Hanemann, 1991).

Certains travaux ont validé le travail de Hanemann (1991) dans le cadre d'un marché hypothétique. La divergence entre les valeurs de CAP et de CAR disparaît dans le cas des deux biens ordinaires substituables. Alors que pour un bien indivisible (actif naturel) qui n'est pas substituable, la divergence entre les deux valorisations ne disparaît pas. Certains travaux trouvent des différences significatives entre ces deux mesures de telle manière que le CAR est de 3 à 5 fois plus élevé que le CAP (Shogren et al., 1994; Angel, 1995; Bateman, 1996; Bateman et al., 2002).

La théorie du choix du consommateur peut donner une explication à la divergence entre les mesures du CAP et du CAR, à travers l'effet de *dotation*. Cet effet apparaît lorsque l'individu s'attache beaucoup au bien en question. Ceci influence l'individu à demander un niveau de compensation supérieur à son consentement à payer. En effet, l'individu valorise plus la perte que le gain et dans la plupart des cas, le CAR représente la perte d'un bien donné que le consommateur détient, et cela peut expliquer la divergence

entre les deux mesures. La difficulté de substituer un bien surtout dans le cas d'un bien environnemental crée l'effet de dotation qui maintient la divergence entre le CAP et le CAR (Kahneman et al., 1990).

2.2.3 La diversité des méthodes d'évaluation d'actifs non-marchands

Pour évaluer les biens et services environnementaux, plusieurs méthodes d'évaluation ont été développées. Ces méthodes se regroupent en trois principales catégories : les méthodes basées sur le marché réel, celles sur les coûts et celles sur les marchés fictifs (cf. figure 2.5).

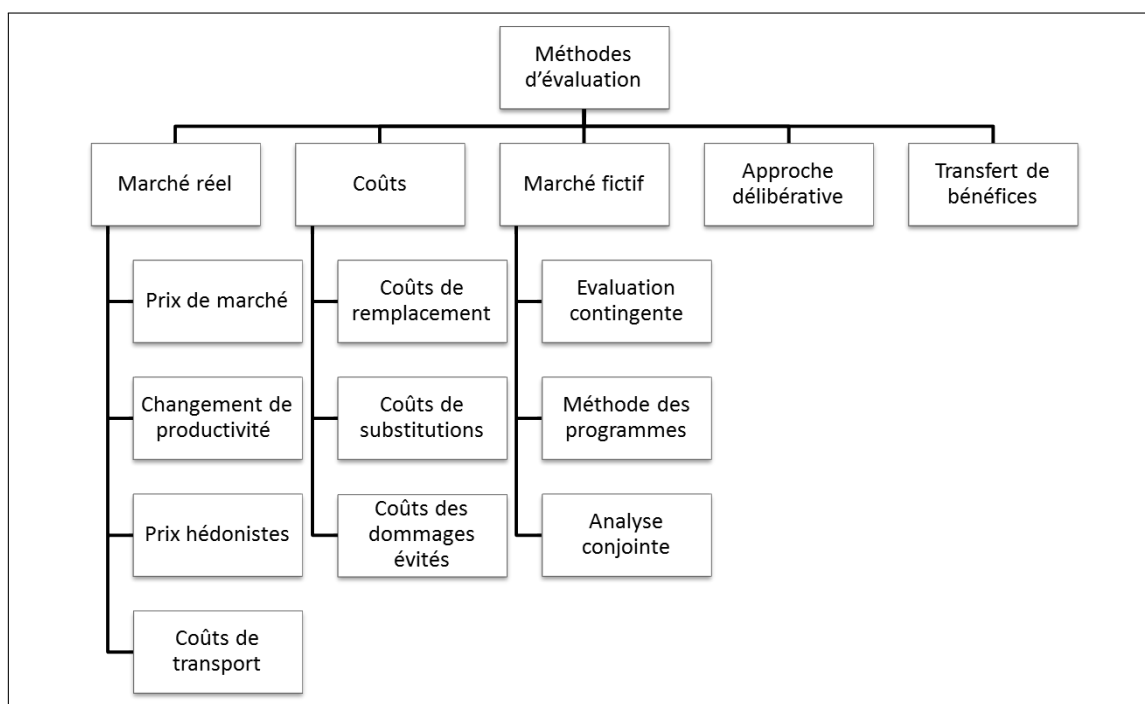


FIGURE 2.5 – Les méthodes d'évaluation économique (Reveret et al., 2008; Angulo-Valdés and Hatcher, 2010; Voltaire, 2011).

Les méthodes qui se basent sur les marchés réels sont composées de quatre méthodes principales qui sont : la méthode des prix de marché, la méthode du changement de productivité, la méthode des prix hédonistes et celle des coûts de transport. Elles servent à évaluer monétairement les actifs naturels ayant une valeur marchande et ceux qui ne l'ont pas, mais qui peuvent être mesurés à partir des prix des produits ordinaires complémentaires. *La méthode des prix de marché* détermine la valeur d'usage direct d'actif naturel. Dans ce cas, le prix et la quantité sont précisés en utilisant des données réelles observées. Les données ne sont pas toutes disponibles pour tous les produits. De plus, la défaillance du marché n'aide pas à déterminer les valeurs justes des produits. *La méthode du changement de productivité* détermine la valeur d'usage indirect d'un actif naturel qui peut être utilisé en tant que facteur de production. C'est une méthode simple et les données sont accessibles et disponibles. Par contre, elle ne peut évaluer que les ressources et

produits qui sont utilisés comme des facteurs de production. Donc, son application est difficile pour certains actifs naturels. *La méthode des prix hédonistes* estime la valeur économique d'un actif naturel qui influence les prix d'autres biens de marché. L'estimation de valeurs des produits se base sur des choix réels. Cette méthode est largement utilisée dans le marché immobilier. Finalement, *la méthode basée sur les coûts de transport* estime la valeur des biens environnementaux en référence à la disposition des individus à payer pour visiter un site donné afin de bénéficier d'un actif naturel. Cette méthode se base sur le comportement des individus et son champ d'application est restreint (Appéré, 2004). Ces méthodes, qui s'appellent aussi les méthodes de préférences révélées, se focalisent sur l'observation *des préférences des individus* exprimées sur les marchés réels (valeur d'usage direct) et les marchés implicites (valeur d'usage indirect).

Les méthodes d'évaluation basées sur les coûts sont composées par trois principales méthodes qui sont *la méthode des coûts de remplacement, de substitution et de dommages évités*. Elles considèrent que la valeur accordée à un actif naturel ou un bien environnemental est liée aux dépenses effectuées par un individu pour éviter une baisse en qualité et/ou en quantité de cet actif ou pour le substituer. Ces méthodes se confrontent à plusieurs difficultés telles que la non-disponibilité de données et de ressources dans certains cas, la négligence des préférences sociales, et le fait que leur application ne peut s'effectuer qu'après la mise en place de projets. De plus, ces méthodes réduisent les solutions des problèmes environnementaux à des simples comparaisons entre les coûts et les bénéfices enregistrés.

Les méthodes d'évaluation basées sur les marchés fictifs comprennent trois principales méthodes qui sont *la méthode d'évaluation contingente, la méthode des programmes et l'analyse conjointe*. Elles représentent une alternative aux méthodes des *préférences révélées*. Devant la difficulté de déterminer la valeur d'un actif naturel sur le marché réel, il est possible de l'estimer sur un marché dit *fictif* ou *hypothétique*. Ceci peut se faire en s'adressant directement aux individus concernés pour leur demander leur consentement à payer pour bénéficier d'une amélioration ou de la consommation d'un actif naturel. *La méthode des programmes* est représentée par la division d'un projet (exemple la conservation des ressources marines par l'établissement d'une aire protégée) en plusieurs parties. La mise en œuvre du projet s'effectue par partie et sa réalisation totale est dépendante de l'achèvement de toutes les parties. Chaque partie représente un attribut du projet et possède deux modalités : 1 si elle est réalisée et 0 sinon. avec cette méthode, l'enquête compare la situation initiale (sans projet) et la nouvelle situation qui est divisée en plusieurs parties⁵. *L'analyse conjointe* est composée de quatre méthodes : la méthode des choix multi attributs, la comparaison par paires, l'analyse de pondération et le classement contingent. Dans la méthode des choix multi attributs, l'enquête est invité à choisir entre

5. Pour plus de détails sur cette méthode, voir (Rulleau, 2008; Voltaire, 2011)

une situation initiale (*statu quo*) et une situation finale caractérisée par deux scénarios. Cet exercice est répété plusieurs fois pour des choix différents de l'enquêté qui n'exprime pas explicitement son CAP. Dans la méthode du classement contingent, l'enquêté classe les scénarios proposés par ordre de préférence. Pour la méthode d'analyse de pondération, l'enquêté accorde des notes à des scénarios présentés séparément. Finalement, dans la méthode de comparaison par paires, l'enquêté note un scénario en le choisissant parmi deux (Bateman et al., 2002).

L'approche délibérative consiste à déterminer la valeur d'un actif naturel après plusieurs discussions entre un jury composé des parties prenantes d'une communauté concernée. Elle a été élaborée en évaluation environnementale pour faire face aux critiques de méthodes de valorisation basées sur la sommation de préférences individuelles. En effet, la valeur sociale associée à un actif naturel ne peut être estimée seulement qu'en termes monétaires. Cette approche permet d'évaluer un actif naturel en se basant sur les attentes collectives des membres d'une communauté, et non pas sur leurs préférences individuelles. Elle permet d'aider à la prise de décision en faveur des politiques environnementales. Le domaine d'application de cette approche demeure restreint et limité, car elle se base sur les ententes entre les différents membres d'une communauté concernée par l'usage d'un actif naturel. Alors que les travaux empiriques soulignent bien, dans certains cas, la divergence dans les avis des membres de la même communauté et parfois des situations de conflits d'intérêts qui se créent autour l'exploitation ou l'usage des ressources naturelles (Wilson and Howarth, 2002; Spash, 2007; Reveret et al., 2008).

La méthode de transfert des bénéfices détermine la valeur d'un actif naturel dans une zone A (zone d'étude) en se basant sur la valeur du même actif sur une autre zone B (zone d'application). Elle permet d'effectuer une évaluation d'actif dans la zone d'application à travers le transfert du CAP moyen déterminé dans la zone d'étude (Desaigues and Point, 1993; Rozan and Stenger, 2000).

2.3 La méthode d'évaluation contingente (MEC)

Les praticiens sont confrontés à plusieurs difficultés pour mettre en œuvre des méthodes indirectes, qui sont basées sur les comportements observés des individus, afin de valoriser des actifs non-marchands. Par exemple, la méthode des prix hédonistes qui intègre la valeur d'un actif naturel dans le prix des biens fonciers a, dans certains cas, une variabilité spatiale insuffisante pour son application. De même pour la méthode des coûts de transport qui, s'appliquant à des sites et zones délimités, nécessite une variabilité suffisante des coûts d'accès et peut être mal adaptée aux sites urbains. La méthode d'évaluation contingente (MEC) est plus flexible quant à l'évaluation des actifs naturels. Elle permet de déterminer leur valeur de non-usage comme la valeur d'existence. La MEC

est souvent choisie comme une méthode d'évaluation d'actifs non-marchands surtout en présence d'incertitude (Desaigues and Point, 1993). Elle peut s'adapter facilement aux spécificités d'actifs non-marchands en les permettant des évaluations *in situ*. Dans certaines conditions, la décision en faveur des politiques publiques comme celles de conservation est difficile à cause du manque d'informations et l'ambiguïté qui entoure leurs impacts. C'est ce qui freine les décideurs publics à prendre des mesures en faveur de ces politiques. La MEC leur offre l'aide avec la possibilité de mener des analyses et des évaluations *ex ante* pour des politiques et des programmes publics.

2.3.1 Présentation

La MEC consiste à mesurer la valeur des biens non-marchands dans le cas d'absence du marché réel. L'évaluation de ces biens s'effectue après avoir créé un marché hypothétique à l'aide d'un questionnaire direct fait avec les individus concernés. Les comportements de ces derniers sont inobservables sur le marché ordinaire (réel) et la MEC permet de déterminer la valeur maximale qu'accordent ces individus aux biens en question (Desaigues and Lesgards, 1992).

La première évaluation contingente a été menée par Davis (1963) pour déterminer la valeur récréative des forêts du Maine (Appéré, 2004). Puis une deuxième a été faite par Hammack et Brown (1974) pour évaluer la chasse à la sauvagine (Desaigues and Lesgards, 1992). Depuis, les études adoptant l'évaluation contingente ne cessent de se succéder pour déterminer la valeur des biens publics qui ne sont pas mesurables sur le marché ordinaire. Cette méthode est reconnue comme une méthodologie appropriée pour la valorisation des biens publics à travers l'estimation de leur surplus *hicksien*, surtout dans les situations où les méthodes des préférences révélées sont difficiles à appliquer (Boyle, 2012). L'estimation de la variation du surplus d'un individu suite à une hausse ou une baisse de la qualité d'un actif naturel, est faite à travers le calcul de son consentement à recevoir ou à payer. Selon les expériences empiriques, la détermination du CAR donne souvent des valeurs surestimées et plus importantes que celles du CAP. Ceci incite les praticiens à estimer le CAP des individus, car cette mesure est plus proche des valeurs réelles des biens non-marchands (Bishop and Heberlein, 1979).

D'une manière générale, la MEC consiste à estimer la valeur réelle d'un bien ou service non-marchand qui peut être un actif naturel, l'impact d'une politique publique ou de conservation, les dommages causés par une activité donnée, etc. Sa réalisation se fait à l'aide de l'administration d'un questionnaire à un échantillon représentatif des individus qui sont concernés par le bien non-marchand. Ce questionnaire présente le marché hypothétique (contingent) en expliquant aux enquêtés les modifications prévues d'une telle politique et action en faveur d'un actif naturel. Le questionnaire est adressé directement aux individus en se basant sur deux hypothèses liées à leurs comportements. La

première hypothèse considère que les individus cherchent à influencer la décision après avoir révélé leurs préférences tout en agissant sur la mesure des impacts liés à la mise en place d'une politique ou action donnée en faveur d'un bien non-marchand. La deuxième hypothèse présente les individus comme convaincus de leur implication dans la politique ou l'action en question en subissant des coûts qui contribuent à la baisse de leur revenu et bien-être d'une manière générale. L'utilisation de la MEC a donné des résultats plus cohérents que ceux obtenus par les méthodes indirectes telles que la méthode des prix hédonistes et la méthode des coûts de transport (Mitchell and Carson, 1989; Desaignes and Point, 1993; Bonnioux et al., 1995). Toutefois, cette méthode rencontre une difficulté concernant la formulation de la valeur pour un actif naturel (bien non-marchand en général) qui est dépendante de la contrainte budgétaire de l'individu et de son comportement stratégique⁶ (Desaignes and Point, 1993).

Selon Mitchell et Carson (1989), six étapes importantes déterminent une évaluation contingente (Desaignes and Lesgards, 1992; Belloumi, 2000) :

La première étape consiste à sélectionner et définir les individus concernés par le questionnaire selon le type de la valeur à déterminer (usage, non-usage, directe, indirecte, existence). Dans le cas d'une valeur d'usage, les enquêtes sont administrées à un échantillon de la population concernée directement par l'actif naturel que la MEC cherche à déterminer sa valeur. Dans le cas contraire, c'est-à-dire une valeur de non-usage, la population interrogée sera plus large, car non limitée à celle concernée directement par l'actif naturel en question. Il est alors conseillé de cibler la population en choisissant un échantillon des individus qui est approprié et représentatif - ni large ni restreint - pour éviter les difficultés liées à l'interprétation des résultats par la suite. D'une manière générale, la population d'individus qui est concernée par un actif naturel donné est définie par plusieurs paramètres tels que ceux géographiques (région, agglomération, ville, zone urbaine, zone rurale) et démographiques (âge, niveau d'éducation, sexe).

La deuxième étape est consacrée à la présentation d'une manière claire de l'actif naturel aux individus interrogés pour déterminer sa valeur. La présentation doit être simple pour que les individus comprennent le scénario proposé par l'enquêteur. Ce scénario explique le marché hypothétique (fictif) qui intègre le bien en termes de qualité, de quantité, de zone géographique et de temps. Les informations concernant le bien et son marché contingent influencent beaucoup les préférences déclarées par les individus interrogés. En effet, l'enquêteur cherche à leur faire comprendre le scénario qui concerne le bien en question. Ceci demeure une tâche qui n'est pas facile pour avoir les préférences réelles ainsi que les sommes d'argent déclarées dans le cas d'une disposition à payer (CAP)

6. La révélation de la valeur d'un bien non-marchand par la méthode contingente peut être freinée par le comportement stratégique de l'individu qui cherche à augmenter son gain en refusant de révéler la vraie valeur d'un bien donné.

pour bénéficier de l'amélioration de ce bien, ou d'une compensation (CAR) pour éviter sa dégradation.

La troisième étape aborde le mode de paiement présenté dans le scénario de l'évaluation contingente. Le mode de paiement peut avoir plusieurs formes qui sont connues par les individus comme le droit d'entrée, l'augmentation d'impôts, et l'application d'une taxe. En effet, le mode de paiement est choisi en tenant compte du bien à évaluer, l'établissement qui mène l'évaluation et les individus concernés (Desvousges et al., 1992; Johansson, 1996).

La quatrième étape évoque le choix de la question sur le CAP ou le CAR en minimisant les biais qui accompagnent les réponses des individus. La littérature propose quatre méthodes :

- La méthode d'enchères qui nécessite un entretien personnel avec l'individu concerné.
- La question ouverte adressée directement aux individus pour déterminer leur CAP.
- La carte de paiement qui présente différentes valeurs aux individus.
- La question fermée qui suggère un montant précis à l'individu interrogé. Dans ce cas, l'individu accepte le prix proposé s'il le considère inférieur ou égal à son CAP, sinon il le refuse (Bishop and Heberlein, 1979).

La cinquième étape consiste à ajouter des questions socioéconomiques au questionnaire pour déterminer les paramètres qui influencent les déclarations des individus et effectuer une analyse pertinente des résultats.

La sixième étape est dédiée à l'estimation du CAP moyen à l'aide d'une analyse pertinente des données. Cette estimation est multipliée par le nombre des individus concernés afin de déterminer la mesure de la variation du surplus social.

2.3.2 Les questionnaires et la révélation des valeurs de la MEC

2.3.2.1 Les questionnaires

Les questionnaires de l'évaluation contingente peuvent être menés à distance par courrier ou par téléphone ou directement par l'entretien avec les individus. Le questionnaire mené par téléphone a un faible coût et aide l'enquêteur à choisir un échantillon représentatif. Il bénéficie des taux des réponses élevés puisque l'individu interrogé peut demander un complément d'information et une clarification supplémentaire sur le scénario contingent ainsi que le bien en question. Par ailleurs, à travers le téléphone, le temps alloué au questionnaire est court et les informations communiquées à l'individu interrogé sur le scénario hypothétique sont bien limitées⁷ (Mitchell and Carson, 1989).

7. Par téléphone, l'enquêteur ne peut pas utiliser des supports (des photos, des cartographies, etc.) pour mieux expliquer le scénario hypothétique aux individus interrogés.

Les questionnaires par courrier qui sont utilisés dans l'évaluation contingente ne nécessitent pas un budget élevé et donnent de bons résultats quant à l'estimation des préférences des individus concernés. Les taux des réponses pour ce type de questionnaires sont probablement élevés dans le cas d'un bon ciblage des individus interrogés⁸ (Ethier et al., 2000).

Les entretiens directs avec les individus interrogés peuvent fournir des données fiables et complètes. Par contre, ils sont coûteux et peuvent introduire quelques biais comme la répétition de la même question de différente manière, ou encore la mauvaise explication du scénario contingent. Dans certains cas⁹, les questionnaires administrés directement aux individus concernés demeurent le seul moyen pour mener une évaluation contingente (Desaigues and Point, 1993; Bonnieux and Desaigues, 1998).

D'une manière générale, le questionnaire présente un scénario contingent aux individus concernés qui aide ces derniers à déclarer leur valeur concernant le bien en question et à répondre aux questions abordant les paramètres socioéconomiques.

2.3.2.2 La détermination des valeurs

Dans le cadre de la méthode d'évaluation contingente, la littérature suggère quatre méthodes proposées aux individus interrogés afin de déterminer le prix des biens non-marchands : les enchères, la question ouverte, la carte de paiement et la question fermée (Desaigues and Point, 1993; Mitchell and Carson, 1989; Diamond and Hausman, 1994; Belloumi, 2000) :

Les enchères sont utilisées par la MEC comme un mécanisme standard d'enchères. Une valeur de départ est proposée à l'individu interrogé pour savoir s'il accepte à payer le montant correspondant pour bénéficier du bien en question. Si l'individu l'accepte, la question est répétée selon un système d'enchères ascendantes jusqu'à l'obtention du CAP maximal. S'il ne l'accepte pas, la valeur de l'enchère serait diminuée et la question sera répétée jusqu'à la détermination du CAP maximal. Cette méthode se rapproche d'un processus d'apprentissage comme celui du marché réel en matière de détermination de la valeur du bien. Un inconvénient important de cette méthode est le biais lié à l'enchère de départ. La valeur proposée au départ par l'enquêteur à l'individu interrogé peut influencer sa révélation et par la suite le résultat final. Toutefois certains travaux montrent que l'enchère de départ n'influence pas trop le résultat final puisqu'elle est considérée comme information intégrée dans l'évaluation de l'individu interrogé (Mitchell and Carson, 1989).

La question ouverte est considérée comme la méthode la plus simple à réaliser. Une

8. Le questionnaire par courrier ne peut pas être rempli par des individus analphabètes. Pour cela, l'enquêteur doit dresser bien le questionnaire en ciblant les individus concernés par le scénario contingent et capable de le remplir.

9. Il existe plusieurs cas où les individus concernés ne sont pas joignables par des moyens comme le téléphone, l'internet, courrier, et par la suite l'évaluation contingente ne peut pas être menée que par les entretiens directs.

fois le scénario contingent concernant le bien est défini, la question ouverte sera posée directement à l'individu interrogé : *quelle est la somme d'argent que vous accepteriez de payer pour bénéficier d'un actif naturel ou bien de son amélioration ?* Dans ce cas, le biais de l'enchère de départ est épargné, mais la mise en œuvre de cette méthode est difficile surtout que les premiers travaux se sont accompagnés par des taux élevés de protestation et des réponses erronées qui indiquent des montants dépassant les revenus des individus interrogés. Avec cette méthode, l'individu révèle son CAP en répondant à la question sans avoir une valeur de référence comme dans la méthode des enchères. Ceci limite le champ d'application de cette méthode seulement aux biens familiers pour les personnes interrogées. L'absence d'une valeur de référence mène l'individu à fournir une réponse erronée et déclarer une estimation non réelle du bien malgré l'explication du scénario hypothétique.

La carte de paiement a été proposée comme une alternative pour contourner le biais lié à la méthode des enchères et diminuer le taux élevé de non-réponses dans le cas de méthode de la question ouverte. Elle consiste à proposer à l'individu interrogé une liste de valeurs qui couvre l'ensemble de valorisations possibles. À ce niveau, l'individu est libre de choisir la valeur qui correspond à son CAP maximal. Si l'individu ne trouve aucune valeur illustrant son CAP, il précise son estimation personnelle qui est différente de celles qui figurent dans la liste. Pour faciliter sa tâche, des informations supplémentaires peuvent être introduites comme le CAP d'un individu moyen pour bénéficier d'un bien non-marchand ou de son amélioration (l'aménagement une zone urbaine, création d'espaces verts, l'éducation, la santé, protection des ressources naturelles, etc.). Par ailleurs, la carte de paiement est proposée après la présentation du scénario contingent concernant le bien non-marchand. Ceci peut créer une confusion chez l'individu interrogé et sa tâche pour choisir une valeur devient difficile (Mitchell and Carson, 1989; Desaigues and Point, 1993; Bonnieux et al., 1995).

La question fermée ou bien *la méthode du référendum* propose une valeur unique à l'interrogé pour déterminer la valeur du bien en question. Elle développe une approche inverse des méthodes évoquées au-dessus, qui demandent aux individus interrogés de donner une valeur au bien. Pour cette méthode, il y a deux cas de figure qui peuvent être illustrés : soit le CAP de l'interrogé est supérieur ou égal à la valeur proposée, dans ce cas il répond positivement, soit son CAP est inférieur et par la suite il répond négativement. Les valeurs proposées à l'individu sont déterminées par les questionnaires préliminaires qui ont été menés avec la méthode de la question ouverte. Cette méthode permet de fournir des évaluations du CAP proches de celles déterminées par le marché ordinaire. Sa mise en œuvre est facile et simple pour les différents types du questionnaire (courrier, téléphone, interview), surtout que l'interrogé n'est pas obligé à donner une valeur au bien en question, mais juste un ordre de grandeur. Le biais stratégique sera réduit et minimisé vu que l'individu ne révèle pas son CAP, mais il répond positivement dans le cas où son

CAP est supérieur à la valeur proposée et négativement dans le cas inverse. Toutefois, cette méthode peut fournir des informations moins pertinentes que celles fournies par les autres méthodes. Ceci rend le traitement des résultats plus délicat avec l'apparition de quelques difficultés liées au calcul du CAP moyen et agrégé et le choix du modèle théorique et économétrique (Hanemann, 1984; Mitchell and Carson, 1989; Belloumi, 2000).

2.3.3 Les biais de la MEC

Grâce à sa flexibilité d'utilisation et *le besoin croissant d'expertise concernant les actifs naturels et des effets de dommages causés à l'environnement* (Appéré, 2004), la MEC couvre un champ d'application vaste (usages récréatifs (Davis, 1963), la qualité de l'air (Rozan, 2000), la qualité des eaux souterraines (Stenger-Letheux, 1994; Grappey, 1999), la protection de la faune (Jakobsson et Dragun 2001), l'énergie renouvelable (Wiser 2007), la culture (Chambers et al., 1996; Thompson et al., 2002), la santé (Clarke, 2002), etc.) (Voltaire, 2011). Elle est applicable à la plupart des situations d'évaluation où le marché ordinaire n'existe pas. Sa réalisation se fait à travers l'interrogation d'un échantillon défini des individus concernés par le bien non-marchand (Prigent, 2001; Voltaire, 2011).

Malgré l'usage large et flexible de la MEC, plusieurs biais¹⁰ peuvent accompagner sa réalisation. Les biais liés à la MEC peuvent être classés en trois principaux groupes : les biais liés aux comportements des individus interrogés, au questionnaire, et à l'échantillon choisi (Mitchell and Carson, 1989; Desaignes and Lesgards, 1992; Desaignes and Point, 1993; Stenger-Letheux, 1994; Bonnieux et al., 1995; Whitehead et al., 1998; Bonnieux and Desaignes, 1998; Belloumi, 2000).

2.3.3.1 Les biais liés aux comportements des individus interrogés

Dans certains cas, les comportements des individus interrogés peuvent générer des biais influençant la pertinence de la MEC. En ce sens, deux biais ont été recensés : le biais stratégique et le biais de complaisance (biais de l'enquêteur).

Le biais stratégique est lié au comportement des individus interrogés sur leur consentement à payer pour bénéficier d'un bien non-marchand. Ces derniers peuvent ne pas révéler leurs vraies préférences. Le CAP peut être sous-estimé dans le cas où l'accès au bien en question sera payant. Dans le cas où ils peuvent bénéficier du bien gratuitement, leur CAP peut être surestimé. Ce biais illustre bien le comportement du *passager clandestin*. L'apparition de ce biais peut être expliquée par la déficience du marché surtout dans le

10. « Bonnieux et Desaignes (1998) définissent le biais comme une *différence entre la distribution de paiements hypothétiques obtenus à l'aide d'un questionnaire et la distribution qui aurait été obtenue par le fonctionnement du marché* ». (cité par (Voltaire, 2011, page 43))

cas des biens publics¹¹. Dans ce cas, le bien en question est évalué par les individus à cause de l'absence du marché.

Dans le cas où le scénario hypothétique est bien présenté et expliqué aux personnes interrogées, le biais stratégique est négligeable et n'a pas d'influence sur l'évaluation contingente (Mitchell and Carson, 1989). En effet, les travaux empiriques concernant la valorisation contingente des biens non-marchands ont montré qu'il y a une faible probabilité que les individus se comportent stratégiquement. La déclaration de CAP est liée à leurs caractéristiques socioéconomiques (Whittington et al., 1990). Le scénario contingent de marché incite l'interrogé à révéler son vrai CAP et ne pas adopter un comportement stratégique, surtout quand il sait que sa réponse ne va pas influencer la somme réelle qu'il va payer. Les études empiriques quant à l'évaluation contingente montrent que le questionnaire sous forme de referendum, qui est administré aux individus interrogés directement ou par téléphone, minimise et réduit les comportements stratégiques (Mitchell and Carson, 1989).

Le biais de complaisance « *yea-saying* » apparaît quand l'individu interrogé déclare une valeur supérieure à son consentement à payer réel juste pour faire plaisir à la personne qui l'interroge ou bien pour rechercher une *approbation sociale*. Ce biais peut entraîner une surestimation intentionnelle du bien en question. Comme pour le cas des comportements stratégiques, une présentation pertinente du scénario contingent aux individus interrogés permet d'éviter l'apparition de ce biais « *yea-saying* » qui s'inscrit bien dans un cadre de *désirabilité sociale*.

2.3.3.2 Les biais liés aux questionnaires

La réussite d'une telle évaluation contingente est dépendante de la bonne élaboration du scénario hypothétique. Ce dernier présente une description du bien à évaluer et le fonctionnement du marché contingent. Ceci nourrit la discussion quant à la structure du marché en proposant un support de paiement pour le bien en question. En fait, l'information à transmettre aux individus interrogés doit être pertinente pour qu'ils comprennent le scénario contingent. La formulation des questions hypothétiques et leur ordre ainsi que la présentation de l'information peuvent rendre les réponses des interrogés sensibles. Si ces éléments ne sont pas vérifiés, le travail contingent est soumis à des biais tels que le biais de l'enchère de départ, le biais d'inclusion et le biais hypothétique.

Le biais de l'enchère de départ est lié au système d'enchère. Dans celui-ci, l'enquêteur propose à l'individu interrogé une valeur de départ pour le bien en question. Une partie de praticiens de cette méthode d'évaluation l'ont critiquée à cause de son influence sur la valeur déclarée par l'interrogé quant à l'évaluation d'un bien donné. Certains tra-

11. Un bien public est défini comme un bien non-exclusif (disponible à tous les consommateurs) et non-rival (la consommation du bien par un individu n'influence pas celle des autres) à la consommation.

vaux suggèrent une valeur d'enchère initiale faible pour contourner ce biais (Mitchell and Carson, 1989; Herriges and Shogren, 1996; Belloumi, 2000).

Le biais d'inclusion peut accompagner l'évaluation contingente dans le cas où le bien à évaluer n'est pas bien défini et présenté aux individus interrogés. Suite à l'absence d'information, les interrogés ne distinguent pas le bien en question d'un ensemble d'autres biens et leur accordent une valeur identique. Dans certains travaux, la valeur déclarée par les individus interrogés est la même pour deux biens non-marchands différents. Ce biais décroît avec la précision et la présentation des informations supplémentaires sur le bien en question (Kahneman et al., 1990).

Le biais hypothétique est lié au manque d'information pour les individus interrogés qui ne sont pas habitués avec le marché hypothétique. Dans la plupart des cas, ce biais contribue à une surestimation des sommes déclarées (CAP / CAR) par les personnes interrogées. Certains travaux ont montré que les montants déclarés baissent dans le cas d'exposition des individus interrogés à des exercices de valorisation répétitifs (Coursey et al., 1987). Plusieurs éléments (la question d'évaluation, la clarté du problème posé, l'appropriation de la méthode de paiement, le bien à évaluer) nécessitent une parfaite maîtrise de la part de l'enquêteur pour éviter d'avoir des résultats erronés dus à plusieurs biais comme le biais hypothétique qui dépend généralement de la structure du questionnaire ainsi que le manque d'expérience des personnes interrogées. Il faut donc que le programme concernant le bien soit bien défini tout en mentionnant son utilité et les motivations pour lesquelles il est mis en place (Mitchell and Carson, 1989; Desaignes and Point, 1993; Ajzen et al., 1996; Belloumi, 2000).

2.3.3.3 Les biais liés à l'échantillon

La détermination de la valeur d'un bien donné à travers l'évaluation contingente se fait en deux étapes : la première consiste à estimer le consentement moyen (CAR / CAP) de l'échantillon, puis la deuxième agrège cette estimation à toute la population. Pour ce faire, plusieurs biais peuvent être accompagnés par cette estimation tels que le biais d'échantillonnage, le biais de sélection, le biais lié à la taille de l'échantillon, etc.

Le biais d'échantillonnage peut accompagner le déroulement d'une évaluation contingente. Ce biais influence les résultats d'évaluation par les erreurs d'échantillonnage comme la situation d'un échantillon non aléatoire de la population globale. Un échantillon non aléatoire peut être sélectionné par défaut d'attention ou à partir des questions sans réponses.

Le biais lié à la taille de l'échantillon contribue à avoir des résultats erronés de l'évaluation contingente dans le cas d'un petit échantillon qui peut ne pas être représen-

tatif pour la population globale. La représentativité est importante et primordiale pour avoir des résultats et estimations crédibles et qui sont proches de la valeur réelle du bien en question.

Le biais de sélection est considéré comme le biais le plus important qui peut influencer les résultats des évaluations contingentes. Deux cas de figure expliquent son existence : le premier cas quand une part des individus interrogés ne répond pas au questionnaire et le deuxième quand un certain pourcentage de ces derniers ne déclare pas un consentement (CAR / CAP) positif. Cette situation est caractérisée par la non-réponse à la question posée ou par un zéro de protestation. Dans le cas des zéros de protestation, il est important de distinguer les vrais zéros en déterminant les vraies motivations pour le refus de paiement. Le consentement moyen calculé en présence de ce biais ne permet pas d'avoir une agrégation sur toute la population, car il est calculé seulement à partir des réponses positives.

2.3.4 Calcul du consentement (CAP / CAR) et analyse des réponses

Le calcul du consentement (CAP / CAR) moyen s'effectue à l'aide des techniques statistiques et des modèles économétriques. Par la suite, le consentement moyen va être multiplié par la population totale pour déterminer la valeur du bien non-marchand en question. Une étape importante précède ce calcul, qui est l'analyse et le traitement des données fournies par les enquêtes. Cette étape consiste à éliminer les réponses de protestation, à examiner les distributions des fréquences des réponses aux questions de l'évaluation contingente, et à étudier les tabulations croisées entre les valeurs du consentement déclarées et les différents paramètres (socioéconomiques, perceptions) du questionnaire.

2.3.4.1 L'analyse de réponses

Les réponses de protestation sont fréquentes dans le travail contingent. Ces réponses sont dépendantes de la question de l'évaluation et peuvent être des valeurs du consentement nulles ou trop élevées ou des non-réponses. La littérature suggère l'élimination des réponses de protestation pour ne pas biaiser les résultats liés au consentement des interrogés. Par ailleurs, les valeurs nulles ne sont pas forcément des réponses de protestation : certains interrogés peuvent considérer que le bien en question est gratuit et par la suite ils lui accordent une valeur nulle. D'autres le considèrent très important et lui accordent une valeur élevée. Certaines règles empiriques (ou conventions) ont été utilisées pour traiter les réponses de protestation quant aux données des enquêtes. Par exemple, si la réponse dépasse la moyenne de toutes les réponses des individus de plus de deux fois l'écart-type : elle est considérée comme réponse de protestation. Une autre règle consiste à

comparer les réponses avec les caractéristiques socioéconomiques : si un individu interrogé a un revenu faible déclare un CAP qui dépasse la moyenne des réponses de plus l'écart-type, sa réponse est une réponse de protestation (Mitchell and Carson, 1989; Desaignes and Point, 1993; Bostedt and Boman, 1996).

En ce qui concerne les réponses de protestation nulles, il faut faire la distinction entre les « vrais » zéros et les « faux » zéros qui vont être éliminés des données. Les « vrais » zéros peuvent être expliqués par une absence du bien-être des individus interrogés si le bien en question est offert. Les « faux » zéros sont liés au refus de la valorisation du bien en question ou du paiement pour les autres, même s'il contribue à l'amélioration de bien-être des individus. La distinction entre les types des zéros est possible dans le cas de détermination des raisons de la non-réponse ou d'une réponse nulle. Le modèle explicatif de l'évaluation contingente ne tient compte que des « vrais » zéros et permet de reconstituer la valeur des « faux » zéros. La littérature considère que les non-réponses mènent probablement à accorder une valeur nulle au bien en question (Mitchell and Carson, 1989; Desaignes and Point, 1993).

Les distributions des fréquences des réponses se différencient selon les types de questionnaires. Dans le cas d'un questionnaire avec une question ouverte, ou un système d'enchère ou une carte de paiement, les statistiques descriptives (moyenne, médiane...) peuvent être déterminées à partir des données des valeurs de consentement des individus interrogés. Ces statistiques peuvent aider à déterminer la valeur du consentement des interrogés. Les distributions de fréquences aident à l'estimation du pourcentage des individus qui déclarent un consentement positif pour acquérir le bien en question ou bénéficier de son amélioration.

Dans le cas d'un questionnaire avec une question fermée, l'échantillon des individus interrogés est divisé en sous-échantillons pour déterminer un modèle référendum. Pour chaque sous-échantillon, un prix est fixé pour le bien en question et les interrogés répondent par oui ou non. En effet, le pourcentage des réponses positives peut être déterminé pour chaque sous-échantillon.

Les tabulations croisées entre les valeurs du consentement déclarées et les différents paramètres socioéconomiques des individus interrogés sont importantes dans les différents types de questionnaires. Dans le cas d'un questionnaire avec question ouverte, un système d'enchère ou une carte de paiement, les tabulations croisées cherchent à préciser si les individus interrogés répondent différemment aux questions d'évaluation. L'échantillon peut être divisé en différents groupes des individus interrogés selon leurs caractéristiques socioéconomiques. Par la suite, la valeur moyenne de leur consentement peut être déterminée. Ceci permet de détecter les réponses qui peuvent biaiser l'estimation finale du consente-

ment. En guise d'exemple, les individus interrogés ayant un revenu faible ne peuvent pas payer, pour acquérir le bien en question, plus que ceux déclarant un revenu élevé. Dans le cas d'un questionnaire avec une question fermée, les tabulations croisées des réponses peuvent être déterminées avec les paramètres socioéconomiques et les perceptions des individus interrogés, mais ceci requiert des échantillons de grande taille.

2.3.4.2 Les méthodes de calcul du consentement (CAP / CAR)

Le calcul du consentement (CAP / CAR) moyen se fait à travers l'analyse économétrique des réponses des individus interrogés. Le consentement moyen obtenu va être multiplié par la population totale pour déterminer la valeur du bien en question. En effet, le traitement économétrique permet de fournir l'information sur les paramètres qui influencent les déclarations des interrogés quant au consentement. La valeur du consentement peut être continue dans le cas d'une question ouverte, discrète dans le cas d'une question fermée, ordonnée dans le cas d'une carte de paiement ou d'un système d'enchère. De plus les méthodes de calcul divergent selon les éventuels biais pris en compte. Pour ces deux raisons, les méthodes les plus utilisées pour sa mesure sont le modèle linéaire, le modèle tobit, le modèle de choix discret, le modèle de Heckman, et le modèle multinomial ordonné. Le travail que nous menons dans cette thèse (et notamment les chapitres 5 et 6) vise à aller au-delà de ces modèles standards pour prendre au sérieux les critiques de la MEC (voir section suivante).

2.3.4.2.1 Le modèle linéaire

Le modèle linéaire est proposé pour estimer le consentement des individus interrogés et déterminer les paramètres qui influencent leurs déclarations. Pour ce faire, un programme dual du consommateur est formulé concernant la variation de la quantité du bien non-marchand Z :

$$\begin{aligned} \text{Min } pB' \text{ tel que } & u(B, Z, C) \geq u_0 \\ & B \geq 0 \\ & Z \geq 0 \end{aligned} \tag{2.15}$$

Avec B et p représentant respectivement les biens privés et leurs prix, et C un vecteur désignant les paramètres socioéconomiques de l'individu interrogé. La situation de départ, qui est la situation de référence dans l'analyse hicksienne¹², se distingue par une quantité Z_0 du bien non-marchand qui permet d'atteindre le niveau B^* défini par le programme dual avec un niveau d'utilité u_0 . La fonction de dépense restreinte¹³ $e^r(p, Z_0, C, u_0)$ est définie par le programme dual (2.10). Elle représente la dépense minimale qui permet d'atteindre le niveau d'utilité u_0 avec la quantité Z_0 du bien en question. Dans la situation

12. L'analyse du surplus du consommateur.

13. La fonction de dépense est dite restreinte, car la minimisation ne concerne pas l'intégralité des arguments de la fonction d'utilité et le niveau du bien non-marchand.

de départ, l'individu alloue une partie de son budget T_0 à l'achat de la quantité du bien non-marchand Z_0 . Soit e_0 la dépense globale :

$$e_0 = e^r(p, Z_0, C, u_0) + T_0 \quad (2.16)$$

Pour bénéficier d'une amélioration de la qualité du bien en question ou bien d'une augmentation de sa quantité ($Z_1 \succ Z_0$), les individus interrogés déclarent un consentement à payer qui est égal à $T_1 - T_0$ (variation de la fonction de dépense restreinte). Le changement lié au bien non-marchand influence la dépense restreinte :

$$\begin{aligned} e_0 &= e_1 \\ e^r(p, Z_0, C, u_0) + T_0 &= e^r(p, Z_1, C, u_0) + T_1 \\ CAP &= T_1 - T_0 \\ &= e^r(p, Z_0, C, u_0) - e^r(p, Z_1, C, u_0) \end{aligned} \quad (2.17)$$

En effet, le surplus du consommateur est égal à la différence entre deux fonctions de dépense restreintes :

$$CAP(\Delta Z) = g(p, C, u_0, \Delta Z); \quad \text{avec} \quad \Delta Z = Z_1 - Z_0 \quad (2.18)$$

Le CAP peut être expliqué par les paramètres socioéconomiques et les attitudes des individus interrogés. Ceci peut s'effectuer par la régression linéaire qui permet de déterminer le CAP moyen.

2.3.4.2.2 Le modèle tobit

Lors d'une évaluation contingente, une partie des individus interrogés refusent de donner une valeur monétaire (consentement) au bien non-marchand. De ce fait, l'échantillon d'individus englobe deux groupes : ceux qui refusent de participer au scénario contingent et ceux qui acceptent. La mesure de surplus du consommateur nécessite la distinction entre un premier groupe qui déclare un consentement positif et le deuxième qui déclare un consentement nul. Pour estimer le modèle de l'évaluation contingente ainsi que le consentement moyen, les praticiens ont fait recours au modèle tobit qui est un modèle de régression avec variables censurées, et est différent de la régression linéaire ordinaire.

Dans ce cas, la censure signifie que les variables explicatives Z_i sont observables dans tous les cas. La probabilité de la variable latente (le consentement de l'individu interrogé) y_i^* est négative dans ce cas (McDonald and Moffitt, 1980; Amemiya, 1984) :

$$\begin{aligned}
Pr(y_i = 0) &= Pr(y_i^* \prec 0) \\
&= 1 - \varphi\left(\frac{Z_i\beta}{\sigma}\right)
\end{aligned} \tag{2.19}$$

et la probabilité pour que la variable latente soit strictement positive est écrite comme suit :

$$g(y_i) = \frac{1}{\sigma} \phi\left(\frac{y_i - Z_i\beta}{\sigma}\right), \quad y_i \succ 0 \tag{2.20}$$

la vraisemblance est formulée comme suit :

$$l(y_i, \dots, y_N) = (1 - d_i) \ln[1 - \varphi(Z_i\beta)] + d_i \ln \left[\frac{h}{\sqrt{2\pi}} - \frac{1}{2}(hy_i - Z_i\beta)^2 \right] \tag{2.21}$$

avec $h = \frac{1}{\sigma}$ et d_i la variable dichotomique qui suit la loi de Bernoulli de paramètre $\varphi(Z_i\beta)$:

$$d_i = \begin{cases} 0 & \text{si } y_i^* \leq 0 \\ 1 & \text{sinon} \end{cases}$$

2.3.4.2.3 La méthode de choix discret

Dans le cas d'un questionnaire avec question fermée, la réponse des individus interrogés est discrète. Pour estimer la fonction d'évaluation contingente, les techniques des MCO ne sont alors pas les plus adaptées. De ce fait, des modèles de choix discret estimés par des techniques liées soit à la maximisation d'une fonction de vraisemblance soit à l'inférence bayésienne sont utilisés pour déterminer la probabilité qu'un individu interrogé accorde une réponse par *oui* ou *non* à une question d'évaluation.

Le modèle d'utilité aléatoire : justification économique de choix discret

Ce modèle est formulé comme suit (Hanemann, 1984; Belloumi, 2000) :

L'individu interrogé a un revenu Y qui peut être dépensé pour l'achat des biens et services et l'amélioration de son utilité d'un bien non-marchand Z . Un vecteur C représentant les caractéristiques socioéconomiques de l'individu. La résolution du programme dual quant à la maximisation d'utilité, est donnée par la fonction d'utilité indirecte : $V_u = V(Z, Y, C)$. Quand l'individu bénéficie du bien non-marchand, $Z = 1$ et son utilité est $V_1 = V(1, Y, C)$. Dans le cas contraire, $Z = 0$ et son utilité est $V_0 = V(0, Y, C)$. Les fonctions d'utilité sont considérées comme des variables aléatoires, car elles ne sont pas observables. Elles peuvent

être représentées comme suit :

$$V(j, Y, C) = v(j, Y, C) + \epsilon_j \quad j = 0, 1 \quad (2.22)$$

avec ϵ_j sont des variables aléatoires indépendantes.

Pour bénéficier du bien en question en contrepartie d'un montant d'argent S, l'individu interrogé accepte de payer dans le cas suivant :

$$v(1, Y - S, C) + \epsilon_1 \geq v(0, Y, C) + \epsilon_0 \quad (2.23)$$

Et il refuse dans le cas contraire. La réponse de l'individu interrogé est une variable aléatoire qui a la densité de probabilité suivante :

$$\begin{aligned} P_0 &= Pr(\text{l'individu accepte de payer}) \\ &= Pr(v(1, Y - S, C) + \epsilon_1 \geq v(0, Y, C) + \epsilon_0) \\ &= Pr(v(1, Y - S, C) - v(0, Y, C) \geq +\epsilon_0 - \epsilon_1) \end{aligned} \quad (2.24)$$

$P_1 = 1 - P_0$; est la probabilité contraire. Soit $\gamma = \epsilon_0 - \epsilon_1$ et $\Gamma_\gamma(\cdot)$ la fonction de répartition de γ , la probabilité pour que l'individu interrogé accepte de payer le montant, S, peut être introduite comme suit :

$$P_0 = \Gamma_\gamma(\Delta v) \quad \text{avec} \quad \Delta v = v(1, Y - S, C) - v(0, Y, C) \quad (2.25)$$

$\Gamma_\gamma(\cdot)$ est la fonction de répartition d'une loi normale dans le modèle probit, et une fonction de répartition d'une variable logistique dans le modèle logit.

Le consentement à payer (CAP) pour bénéficier d'un bien non-marchand est considéré comme un surplus compensateur :

$$v(1, Y - CAP, C) = v(0, Y, C) \quad (2.26)$$

Pour déterminer le CAP, Hanemann (1984) a développé trois approches :

- *La première* consiste à mesurer le surplus en utilisant l'espérance de la distribution du CAP, $CAP^* = E(CAP)$.
- *La deuxième* est caractérisée par l'usage de l'espérance de la fonction d'utilité individuelle afin déterminer le consentement maximal à payer (CAP^{**}) :

$$E(v(1, Y - CAP^{**}, C) + \epsilon_1) = E(v(0, Y, C) + \epsilon_0) \quad (2.27)$$

- *La troisième* approche est pour déterminer le montant d'argent qui rend l'individu

indifférent entre ne pas bénéficier du bien en question et payer ce montant. Ce montant d'argent (CAP^{***}) est représenté comme suit :

$$Pr(v(1, Y - CAP^{***}, C) + \epsilon_1 \geq v(0, Y, C) + \epsilon_0) = 0.5 \quad (2.28)$$

Avec 50% de probabilités que l'individu interrogé paye CAP^{***} :

$$Pr(\gamma \leq \Delta v(CAP^{***})) = \Gamma_\gamma(\Delta v(CAP^{***})) = 0.5 \quad (2.29)$$

En lui offrant un montant, S , pour bénéficier d'un bien non-marchand, l'individu interrogé accepte de payer si $S \leq CAP$ et refuse dans le cas contraire. La probabilité pour que l'interrogé accepte de payer est présentée comme suit :

$$P_0 = Pr(CAP \geq S) = 1 - F_{CAP}(S) \quad (2.30)$$

avec $F_{CAP}(S)$ est la probabilité de refuser l'offre proposée. D'où :

$$P_0 = Pr(CAP \geq S) = 1 - F_{CAP}(S) = \Gamma_\gamma(\Delta v(S)) \quad (2.31)$$

Hanemann (1984) a montré que le consentement à payer assurant l'indifférence de l'individu interrogé, CAP^{***} , est égale à la médiane de la distribution du CAP. Les deux mesures (CAP^* et CAP^{***}) peuvent être représentées sur la figure (2.6), avec P_0 est déterminée en fonction de S . Le CAP^{***} se trouve sur l'axe des abscisses correspondant à la valeur de $P_0 = 0.5$. La représentation graphique de la relation entre la moyenne CAP^* et sa fonction de répartition est assurée par l'équation suivante :

$$CAP^* = E(CAP) = \int_0^\infty (1 - F_{CAP}(S))dS \quad (2.32)$$

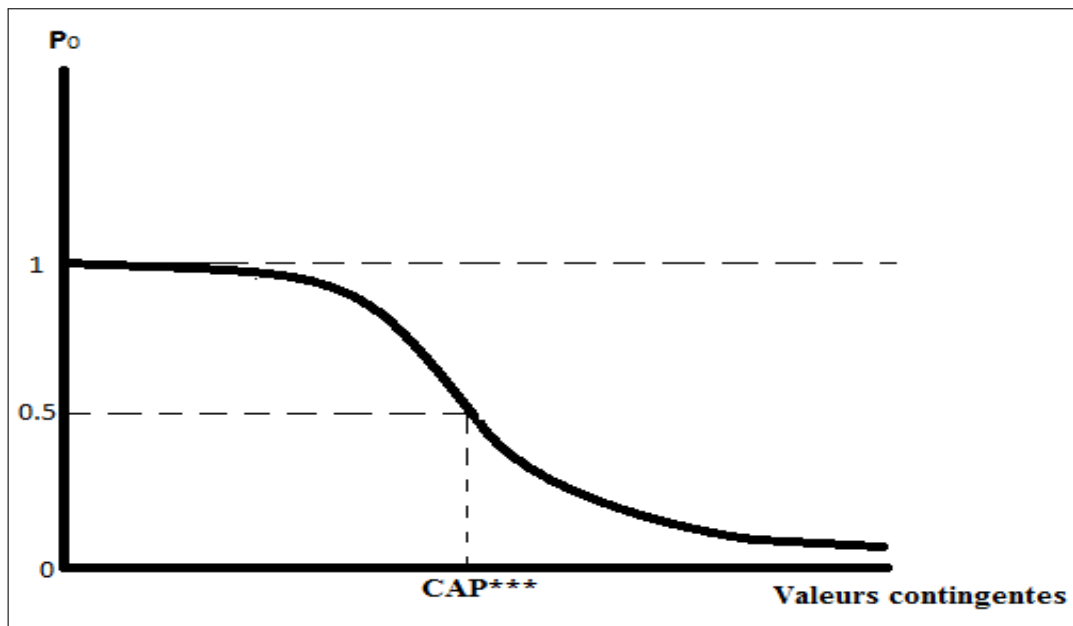


FIGURE 2.6 – Les mesures de surplus compensateur (source : (Hanemann, 1984; Belloumi, 2000)).

Le consentement maximal à payer (CAP^{**}) par l'individu interrogé peut être équivalent au consentement d'indifférence (CAP^{***}).

Statistiquement, le CAP^{***} (la médiane du CAP) est la mesure favorisée pour l'estimation du consentement à payer des interrogés. La médiane est souvent une bonne mesure de la tendance centrale, car moins impactée par les valeurs aberrantes et les erreurs dans les données.

Les modèles de choix discret :

Bien qu'il en existe de nombreuses variantes, deux modèles de choix discret sont utilisés fréquemment pour traiter les données d'évaluation contingente : le modèle probit et le modèle logit. Ils permettent de déterminer les facteurs qui influencent la probabilité d'avoir un consentement positif. La variable dépendante apparaît sous la forme d'un choix discret : déclarer un consentement positif ou nul. Les variables exogènes peuvent être les paramètres socioéconomiques, les attitudes et les perceptions de l'individu interrogé. Malgré la limite de ne pouvoir pas calculer le consentement moyen, ce type de modèle prend en considération l'ensemble des données fournies par l'enquête, même les non-réponses.

Soit le modèle suivant :

$$y_i^* = \alpha + z_i' \beta + \mu_i \quad (2.33)$$

avec y_i^* la variable latente qui mesure le consentement de l'individu i , z_i' représentant

les variables exogènes de l'individu i , et μ_i les termes d'erreurs qui sont indépendants et normalement distribués avec de moyenne nulle (dans le cas du probit).

Supposons y_i une variable dépendante dichotomique :

$$\begin{aligned} y_i &= 1 && \text{si l'individu } i \text{ donne un consentement positif} \\ &= 0 && \text{si l'individu } i \text{ donne un consentement nul} \end{aligned} \quad (2.34)$$

À ce niveau, le modèle binaire peut être écrit comme suit :

$$\begin{aligned} y_i &= 1 && \text{si } y_i^* \succ 0 \\ &= 0 && \text{si } y_i^* = 0 \end{aligned} \quad (2.35)$$

La variable qualitative observée y_i est déterminée à partir de la variable auxiliaire non observable y_i^* .

La probabilité de y_i est formulée comme suit :

$$\begin{aligned} Pr(y_i = 1) &= Pr(y_i^* \succ 0) = Pr(\alpha + z_i'\beta + \mu_i \succ 0) \\ &= Pr(-\mu_i \prec \alpha + z_i'\beta) = \Gamma(\alpha + z_i'\beta) = p_i \end{aligned} \quad (2.36)$$

avec Γ est la fonction de répartition qui suit la loi normale dans le cas du modèle probit :

$$\Gamma(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{x^2}{2}\right) \quad (2.37)$$

Et elle suit la loi logistique de paramètres $\theta(\mu, \phi)$ dans le cas du modèle logit :

$$\Gamma(x) = \left[1 + \exp\left(-\frac{x - \mu}{\phi}\right)\right]^{-1} \quad (2.38)$$

Les deux modèles logit et probit sont très proches et ne divergent que dans le cas des valeurs extrêmes (Amemiya, 1981). Les coefficients β sont différents dans les deux modèles et Amemiya (1981) propose un ajustement entre eux : $\beta_{probit} = 0.625\beta_{logit}$.

Le modèle multinomial ordonné :

Le modèle multinomial ordonné est privilégié dans le cas où le CAP est déterminé par une carte de paiement ou un système d'enchère.

Pour présenter ce modèle, nous supposons que le CAP du $i^{\text{ème}}$ individu interrogé est donné par $f(CAP_i) = Z_i\beta + \mu$ avec $f(\cdot)$ est une transformation prédéfinie, Z_i un vecteur de caractéristiques individuelles, β un vecteur de paramètres à estimer et μ un terme d'erreur suivant la loi de fonction de répartition $G(\cdot)$. Quand $G(\cdot)$ correspond à la loi logistique, le modèle est un logit multinomial ordonné. Ce dernier est un probit multinomial ordonné

quand $G(\cdot)$ correspond à la loi normale centrée réduite. Les modalités sont identiques pour tous les individus : $m_i = m \quad \forall \quad i = 1 \dots N$

Le CAP peut s'écrire sous cette forme :

$$CAP_i = \begin{cases} 0 & \text{si } f(CAP_i) < \tau_1 \\ 1 & \text{si } \tau_1 \leq f(CAP_i) < \tau_2 \quad (\forall i = 1 \dots N) \\ \dots & \dots \\ m & \text{si } f(CAP_i) > \tau_m \end{cases} \quad (2.39)$$

avec $\tau_{j+1} \geq \tau_j$ et la probabilité pour le CAP peut s'écrire sous cette forme :

$$\begin{aligned} \Pr(CAP_i = 0) &= Pr(f(CAP_i) < \tau_1) = G\left(\frac{\tau_1}{\sigma_\mu} - \frac{Z_i\beta}{\sigma_\mu}\right) \\ Pr(CAP_i = 1) &= Pr(\tau_1 \leq f(CAP_i) < \tau_2) = G\left(\frac{\tau_2}{\sigma_\mu} - \frac{Z_i\beta}{\sigma_\mu}\right) - G\left(\frac{\tau_1}{\sigma_\mu} - \frac{Z_i\beta}{\sigma_\mu}\right) \end{aligned}$$

$$\Pr(CAP_i = m) = Pr(f(CAP_i) > \tau_m) = 1 - G\left(\frac{\tau_m}{\sigma_\mu} - \frac{Z_i\beta}{\sigma_\mu}\right)$$

La log-vraisemblance du modèle multinomial s'écrit comme suit :

$$\log L = \sum_{i=1}^N \sum_{j=0}^m d_{ij} \times \log \left[G\left(\frac{\tau_2}{\sigma_\mu} - \frac{Z_i\beta}{\sigma_\mu}\right) - G\left(\frac{\tau_1}{\sigma_\mu} - \frac{Z_i\beta}{\sigma_\mu}\right) \right] \quad (2.40)$$

avec d_{ij} est une variable qui prend la valeur 1 si l'annonce de CAP par l'individu i est égale à la modalité m et 0 sinon.

2.3.4.2.4 La méthode d'Heckman

Le consentement (CAP / CAR) déclaré par les individus interrogés peuvent prendre des valeurs positives ou nulles. Le recours à la régression linéaire, surtout les moindres carrés ordinaires (MCO), pour estimer le consentement moyen ainsi que les variables qui l'influencent, aboutit à avoir des estimations biaisées¹⁴ (Heckman, 1976; Ami and Desaignes, 2000). Pour contourner le biais de censure qui affecte la variable dépendante de plusieurs observations, Heckman (1976) propose une méthode comportant deux étapes. La première étape de sa méthode consiste à calculer l'inverse du ratio de Mills pour chaque observation de l'échantillon en faisant recours au modèle *probit*. La deuxième étape est consacrée à la régression des valeurs positives de la variable dépendante (CAP/CAR) avec les variables exogènes et l'inverse du ratio de Mills (Ami and Desaignes, 2000).

La méthode d'Heckman (1976) est présentée par un système de deux équations :

$$T = \theta'Z + \epsilon \quad (2.41)$$

14. L'estimateur des moindres carrés ordinaires (MCO) $\hat{\beta}_{MCO}$ est biaisé, car l'espérance de la variable observée (CAP / CAR) est tronquée à zéro. De ce fait, l'espérance de coefficients $E(\hat{\beta}_{MCO})$ est une fonction non linéaire de β . D'où cet estimateur est biaisé. Pour plus de détails, voir (Heckman, 1976; Ami and Desaignes, 2000).

$$Y = \beta'X + \eta \quad (2.42)$$

avec Y est la variable dépendante qui correspond au consentement (CAP/CAR), X est un vecteur des variables exogènes, et T est une variable dichotomique binaire égale à 0 si l'individu interrogé ne participe pas au travail contingent (déclarant un consentement nul) et ayant la valeur 1 s'il y participe en déclarant un consentement positif. Z représente l'ensemble des variables exogènes qui détermine T . Z et X peuvent partager certaines variables. Soit, Y^* est défini comme suit :

$$Y^* = \begin{cases} Y & \text{si } T = 1 \\ 0 & \text{si } T = 0 \end{cases}$$

Les deux termes d'erreurs (ϵ, η) ont une *densité jointe* normale de moyenne 0 et de variance σ_T^2 et σ_Y^2 avec une corrélation ρ . Dans ce cas, Y^* peut s'écrire comme suit :

$$Y^* = \beta'X + \rho\sigma_{Y^*}\lambda(\theta'Z) + \omega \quad (\text{si } T = 1) \quad (2.43)$$

Deux étapes nécessaires pour estimer Y^* :

- *La première étape* consiste à estimer le modèle *Probit* par le maximum de vraisemblance. Cette estimation permet de déterminer θ et l'inverse du ratio de Mills ;

$$\hat{\lambda} = \phi(\hat{\theta}'Z) / [1 - \Phi(\hat{\theta}'Z)].$$

- *La deuxième étape* est consacrée à l'estimation de β et $\beta_\lambda = \rho\sigma_\epsilon$ à l'aide des moindres carrés ordinaires qui régressent Y^* sur X et $\hat{\lambda}$ (Ami and Desaignes, 2000). Nous noterons que cette approche a été appliquée aux modèles de choix discrets qu'ils soient binaires ou ordonnés¹⁵.

2.4 MEC : critiques et améliorations

2.4.1 Les critiques de la MEC

La MEC fut largement critiquée à cause du nombre élevé de biais¹⁶ qui accompagne sa réalisation. Les données recueillies peuvent être erronées suite à des réponses fausses volontairement ou involontairement par les individus interrogés. Ces derniers peuvent consciemment ne pas déclarer la vraie valeur accordée au bien non-marchand afin d'impacter les résultats de l'étude en leur faveur, ou bien ils ne trouvent pas d'intérêt dans l'étude contingente. Les critiques de la MEC portent sur sa fidélité (*reliability*) et sa validité (*validity*) (Venkatachalam, 2004; Voltaire, 2011). La fidélité concerne la cohérence des résultats obtenus après des processus répétitifs sans changement. La validité s'intéresse à la crédibilité des évaluations obtenues.

15. Voir notamment Van de Ven and Van Pragg (1981).

16. Les biais de la MEC ont été précédemment présentés dans la troisième section de ce chapitre.

2.4.1.1 La fidélité de la MEC

Pour apprécier la fidélité de la MEC, nous pouvons utiliser la *méthode de répétition* qui consiste à effectuer une comparaison entre les résultats des deux évaluations contingentes identiques menées durant deux périodes différentes. Les deux évaluations peuvent utiliser le même échantillon ou bien plusieurs échantillons homogènes faisant partie de la même population. Dans le cas de ressemblances des résultats de deux évaluations, les préférences des individus interrogés sont considérées comme stables dans le temps (Bonnieux et al., 1995; Júdez et al., 1998; Venkatachalam, 2004; Voltaire, 2011).

La critique adressée à la fidélité de la MEC n'est autre que la violation de l'invariance des préférences révélées. L'hypothèse d'invariance des préférences signifie que les préférences des individus interrogés ne changent pas dans le temps même avec une variation de l'information. Pour certains praticiens, la violation de cette hypothèse est due au fait que l'individu peut adopter des stratégies qui prennent de la distance des préférences existantes pour se relier aux préférences construites¹⁷. L'absence d'hypothèse de l'invariance des préférences s'inscrit dans une vision de formalisation des préférences bien différente de la vision néoclassique dont les préférences sont déconnectées de la structure informationnelle.

La violation de l'hypothèse de l'invariance représente une critique *constructive*. Le non-respect de cette hypothèse¹⁸ est considéré comme une critique de la MEC, mais peut aussi en être bien vu comme une défense, car les individus sont sensibles aux informations qui leur sont présentées (Belloumi, 2000; Brouwer and Bateman, 2005).

Il existe une divergence parmi les praticiens, qui utilisent la méthode de répétition, quant à la période de temps nécessaire pour le maintien de l'hypothèse de l'invariance des préférences. Cette période change d'un praticien à un autre, allant d'une période de deux semaines à cinq ans¹⁹ (Voltaire, 2011).

2.4.1.2 La validité de la MEC

La validité de la MEC est liée à sa capacité réelle pour estimer la valeur des biens non-marchands, notamment dans les cas où il n'existe aucune autre alternative pour le faire (Bateman et al., 2002). Elle est abordée à travers trois cadres d'analyse : la validité de contenu (*content/face validity*), la validité de critère (*criterion validity*) et la validité

17. Les préférences existantes sont fixes et n'évoluent pas dans le temps. Par contre, les préférences construites évoluent et changent dans le temps et suite à la variation des informations. Donc, les individus construisent leurs préférences en fonction du temps et les modifient en cas de variation d'information.

18. Le changement et l'évolution des préférences des individus avec le temps et suite à une variation de l'information.

19. Pour la période nécessaire pour maintenir l'hypothèse de l'invariance des préférences, Kealy et al (1990) suggèrent deux semaines, Júdez et al (1998) : deux saisons touristiques (Printemps/Été), Teisl et al (1995) : cinq mois, Loomis (1990) : neuf mois, Carson et al (1997) : deux ans, Whitehead et Hoban (1999) : cinq ans (Voltaire, 2011).

construite (*construct validity*) (Mitchell and Carson, 1989).

La validité de contenu est liée à la qualité du questionnaire et à son administration. Les résultats obtenus de la MEC sont dépendants de la qualité du questionnaire puisque la méthode se base sur la révélation directe des préférences des individus interrogés. Ces derniers accordent des valeurs au bien non-marchand sur la base des informations et le scénario contingent présentés dans le questionnaire. En effet, la validité des résultats est très sensible à la qualité du questionnaire et son déroulement. L'administration nationale des océans et de l'atmosphère (NOAA) avait proposé à ce titre un protocole d'utilisation de la MEC qui privilégie les enquêtes directement avec les individus, l'estimation du consentement à payer (CAP), la technique du référendum, et la clarté du scénario proposé (Arrow et al., 1993).

Plusieurs techniques²⁰ ont été suggérées pour améliorer la qualité du questionnaire. Parmi celles-ci, nous trouvons la *pre enquête* qui consiste à effectuer le questionnaire avec les mêmes conditions que l'enquête finale, pour un petit échantillon afin de déterminer les différentes difficultés rencontrées par les interrogés en répondant aux questions (Desvousges et al., 1996; Berthier, 2006). Les prétests proposés sont nécessaires pour améliorer la qualité du questionnaire et ne sont pas forcément en mesure de juger la validité de contenu de la MEC. D'autres tests ont été proposés pour tester la validité de contenu comme le *taux des zéros de protestation*²¹.

La validité de critère s'intéresse à la comparaison des valeurs déclarées par les individus interrogés par rapport aux prix du marché réel. Elle consiste à vérifier s'il existe une différence entre les déclarations des interrogés dans le cas du marché hypothétique (MEC) et dans le cas d'un marché réel. De plus, elle s'interroge sur la compatibilité entre les montants déclarés et les préférences réelles des individus interrogés. Devant l'absence d'un marché réel pour les actifs non-marchands, il est difficile de connaître s'il existe un écart significatif entre les préférences des individus et leur vrai comportement sur un marché réel (Voltaire, 2011). Cependant, des analyses pour tester la validité de critère de la MEC ont été faites en laboratoires sur des biens publics. Elles ont bien montré la divergence entre les montants réels et ceux déclarés par les individus interrogés (Venkatchalam, 2004). Par ailleurs, d'autres travaux considèrent que ces résultats doivent être pris avec précaution. Le bien en question est un bien public dont la valeur déclarée par les interrogés n'intègre pas la valeur de non-usage qui a été ignorée comme dans le cas d'un site historique (Chambers et al., 1998). Dans le cas d'un bien privé, certains travaux ont montré que la MEC fournit des résultats valides après avoir prouvé qu'il n'existe pas une divergence significative entre les montants déclarés par les individus interrogés et les prix réels (Boyle, 2012).

20. Pour plus de détails, voir (Bateman et al., 2002).

21. Si le taux des zéros est élevé dans l'échantillon, le questionnaire est mal administré et rencontre plusieurs lacunes affectant le réalisme du scénario contingent (Desvousges et al., 1996).

La validité construite se partage en deux catégories ; la validité théorique (*expectation-based validity*) et la validité de convergence (*convergent validity*) (Bateman et al., 2002). *La validité théorique* s'intéresse à la compatibilité des résultats obtenus avec ceux prouvés par la littérature. Pour ce faire, plusieurs tests ont été formulés pour vérifier la validité théorique. Parmi ces derniers, nous trouvons le « *test d'envergure* » qui cherche à vérifier la *non saturation des préférences*. Plusieurs scénarios sont présentés aux individus interrogés concernant un seul bien non-marchand dont les caractéristiques (par exemple la variation de la taille d'une zone protégée : 100, 200, 300 hectares) varient d'un scénario à un autre. Les résultats obtenus par ce test sont divergents. Certains travaux ont mentionné la non corrélation du consentement déclaré avec les caractéristiques socioéconomiques des interrogés (Heberlein et al., 2005). Par ailleurs, d'autres travaux ont trouvé une relation positive entre les déclarations des individus et leurs caractéristiques (Smith and Osborne, 1996). Un autre test consiste à vérifier si les variables exogènes qui déterminent le consentement (CAP / CAR) des individus interrogés sont compatibles avec la littérature. Dans le cas d'absence des modèles théoriques, ce test vise à comparer les résultats obtenus aux travaux empiriques validés pour s'assurer de la validité du travail contingent (Voltaire, 2011).

La validité de convergence consiste à comparer les résultats obtenus de la MEC aux méthodes indirectes. L'un des tests de la validité de convergence est la méta-analyse faite sur des études qui comparent entre le ratio des consentements moyens déterminés par la MEC et les méthodes indirectes. La MEC est valide quand ce ratio est égal à 0,89 (Carson et al., 1996). Toutefois, ce test n'est possible que dans le cas d'application des méthodes indirectes. Or dans certains cas, ces dernières ne sont pas applicables. Plusieurs solutions ont été proposées comme alternatives telles que la comparaison des consentements déclarés à l'aide de plusieurs moyens de paiement (Morrison et al., 2000).

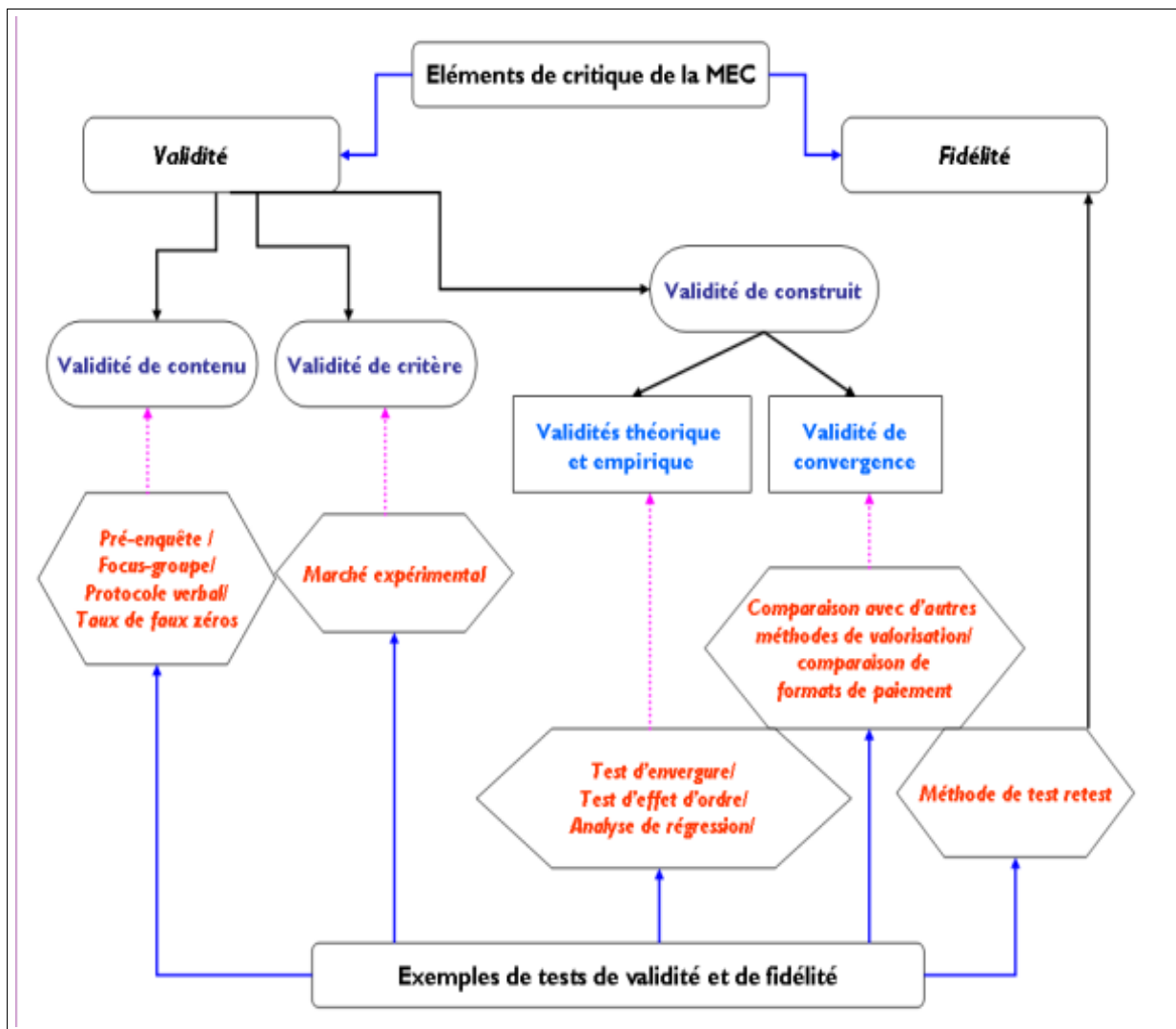


FIGURE 2.7 – Les éléments critiques de la MEC (source : (Voltaire, 2011)).

2.4.2 Les améliorations de la MEC

Comme cité précédemment, la MEC fut largement critiquée à cause des nombreux biais qui accompagnent l'administration du questionnaire. Ceci permet d'obtenir des résultats erronés qui n'aident pas davantage à la décision. Ces critiques sont divisées en deux catégories : des critiques *destructives* et d'autres *constructives*. Celles destructives refusent l'utilisation de la MEC pour l'évaluation des biens non-marchands car le scénario hypothétique ne permet pas de mesurer les préférences des individus, et de déterminer leurs valeurs économiques comme le cas de la valeur de non-usage. Cette dernière n'est pas considérée comme une valeur économique puisque son évaluation crée des « *motifs altruistes non significatifs pour un économiste* » (Diamond and Hausman, 1994).

Les travaux adressant des critiques dites constructives cherchent à montrer et prouver les inconvénients et les biais de la MEC. Ces travaux contribuent largement à l'amélioration de cette méthode en tenant compte de toutes ses difficultés. Depuis le commencement

de son usage comme l'une des méthodes d'évaluation des biens non-marchands, la MEC ne cesse d'évoluer et d'élargir son champ d'application tout en prenant en considération les critiques qui lui ont été adressées. De ce fait, la qualité de ses résultats a été améliorée en donnant une certaine crédibilité et validité au scénario contingent proposé aux individus interrogés (Carson and Mitchell, 1995). Les cadres théorique et empirique ont été enrichis : c'est ce qui, par exemple, a permis à la commission américaine (1993) de fixer un protocole guidant l'administration de la MEC (Arrow et al., 1993).

Plusieurs praticiens ont bien prouvé les difficultés rencontrées en utilisant la MEC pour évaluer des biens non-marchands. Toutefois, ils ne recommandent pas le rejet de cette méthode, mais plutôt la continuité de son usage avec la prise en considération de différents problèmes liés à son design et son administration. Ils suggèrent plus d'effort, d'expériences et d'imagination pour résoudre ses lacunes afin d'avoir une évaluation crédible et pertinente des biens non-marchands. De plus, ils s'opposent à ceux qui rejettent catégoriquement le recours à la MEC. Ils s'interrogent sur l'alternative qui est capable de fournir des mesures hypothétiques plus crédibles que celles du travail contingent. En résolvant les biais et les problèmes que rencontre la MEC, la qualité de ses mesures peut être améliorée ainsi que la crédibilité de la méthode dans son ensemble (Hanemann, 1994).

Devant l'incapacité de certaines méthodes d'évaluation directes et indirectes (prix hédoniste, coût de transport...), la MEC assure la mesure d'une bonne part des biens non-marchands, malgré les fortes critiques. Ceci rend service aux décideurs en leur aidant à la prise de décision quant aux politiques publiques telles que les politiques de conservation et la protection de l'environnement qui se focalisent sur des actifs et biens non-marchands. Les travaux qui traitent la validité de la MEC, suggèrent des améliorations méthodologiques, techniques et empiriques, et parfois la combinaison entre les deux dernières. À titre d'illustration, on peut citer : l'amélioration de la mesure du consentement à payer à travers l'intégration de la qualité de perceptions des individus interrogés dans le modèle d'estimation (Whitehead, 2006), la proposition de tests de robustesses en améliorant le design du questionnaire utilisé afin d'assurer une MEC pertinente et crédible (Arrow et al., 1993; Carson and Mitchell, 1995), le traitement du biais lié à la désirabilité sociale (Laughland et al., 1994; Leggett et al., 2003), l'amélioration de la qualité de la MEC en tenant compte du biais lié à l'enquête directe « *Yea-Saying* » (Blamey et al., 1999), l'analyse de la pertinence de la MEC à travers la comparaison entre les différentes manières dont le questionnaire est administré (face à face, par e-mail, par téléphone) (Ethier et al., 2000; Butori and Parguel, 2010), la proposition d'un modèle d'estimation hybride pour la mesure du consentement des individus interrogés en combinant la méthode contingente et celle des coûts de transport (la méthode contingente des coûts de transport) (Appéré, 2004; Alban et al., 2008), et le traitement de l'excès des zéros de protestation dans l'enquête

à travers la proposition des *modèles des zéros inflatés* (Zero Inflated Models)²² (Allison, 2012; Greene, 2007).

2.5 Conclusion

L'impossibilité d'accorder une valeur monétaire pour une part des biens sur le marché ordinaire et réel a motivé les économistes à instaurer des méthodes alternatives pour le faire. L'évaluation des biens qui échappent au marché ordinaire (biens non-marchands) peut être représentée par le surplus (consommateur ou compensateur) dont peuvent bénéficier les individus après une modification liée au bien en question (exemple : amélioration de la qualité d'une zone naturelle). Parmi les méthodes alternatives pour évaluer les biens non-marchands, nous citons la méthode d'évaluation contingente qui se base sur le scénario hypothétique proposé aux individus directement. Cette méthode fut critiquée largement à cause des biais et lacunes qu'accompagnent son administration et son déroulement. De ce fait, ses praticiens ne cessent de l'améliorer méthodologiquement et empiriquement en répondant aux critiques qui lui ont été adressées.

Dans certains cas, la MEC se trouve comme le seul outil de valorisation des biens non-marchands. Pour cela, les praticiens proposent l'amélioration de sa qualité et sa crédibilité, au lieu d'abandonner son utilisation. Elle réconforte les décideurs quant aux choix et à la mise en place des politiques publiques telles que les politiques de conservation.

La MEC donne plus de flexibilité aux praticiens que les autres méthodes d'évaluation. Elle permet d'effectuer des analyses et des évaluations *in situ ex ante*. Elle est choisie pour déterminer les perceptions des acteurs locaux (pêcheurs et visiteurs) qui exercent des activités dans la zone des îles Kuriat. De plus, la MEC nous permet de mesurer le CAP et le CAR de ces acteurs et par la suite l'élaboration d'une politique de compensation qui indemnise les acteurs ayant subi un préjudice à travers la taxation des gagnants. L'application des autres méthodes d'évaluation comme les méthodes des coûts de transport et de prix hédonistes n'est possible qu'avec l'existence d'une relation de complémentarité entre un actif marchand et l'actif non-marchand qui fait l'objet de l'évaluation (Rulleau et al., 2009). Dans notre cas d'étude, les évaluations de CAR et de CAP ne sont pas liées à des biens marchands. Les autres méthodes d'évaluation de préférences déclarées comme l'approche délibérative et la méthode de transfert des bénéfices sont écartées, car leur validité et leur fiabilité ne sont pas totalement prouvées (Genty et al., 2005; Reveret et al., 2008). Dans cette thèse, le cas d'étude de la future AMP nécessite une analyse *ex ante* spécifique qui tient compte de la particularité des acteurs impliqués qui sont, *a priori*, hostiles (exemple : les pêcheurs) à toute action collective en matière de gestion des ressources naturelles.

22. Parmi les modèles des zéros inflatés, nous évoquons ; le modèle de poisson des zéros inflatés (zero inflated poisson), le modèle binomial négatif des zéros inflatés (zero inflated negative binomial), le modèle de probit ordonné des zéros inflatés (zero inflated ordered probit model). Pour plus de détails, voir (Allison, 2012).

Chapitre 3

Les îles Kuriat à Monastir : cas d'étude et questionnaires

3.1 Introduction

Les îles Kuriat font partie des zones marines et côtières qui ont été proposées pour constituer de futures aires marines protégées en Tunisie. Elles subissent des fortes pressions naturelles et anthropiques. La diversité des acteurs impliqués dans l'usage de ces deux îles rend la mission des décideurs difficile. Comme l'indique la littérature, la réussite d'une AMP est dépendante de la résolution des conflits d'intérêts, de la prise en considération des avis des acteurs impliqués et de l'analyse des impacts liés à sa mise en place. Les informations concernant ces éléments-clés ne sont pas disponibles pour le projet de future AMP aux îles Kuriat. Une telle politique de conservation est inspirée des travaux des institutions environnementales locales et régionales (APAL/SCET-TUNISIE, 1999, 2000; CAR/ASP-PNUE/PAM, 2008, 2010; PNUE/PAM, 2014). Pour mieux gérer la future AMP, les décideurs publics ont besoin de clarifier les effets de ce projet environnemental et de déterminer leur distribution entre les acteurs impliqués. Il semble nécessaire de préciser les impacts de l'AMP sur chaque type d'activité humaine et la détermination des intérêts et des perceptions des acteurs impliqués pour aider les décideurs publics à instaurer une gouvernance efficace de l'AMP. Le maintien d'un consensus entre les différentes parties prenantes n'est faisable qu'avec la mise en place d'une distribution équitable des impacts de ce projet entre les acteurs concernés. Réussir une telle politique de conservation n'est pas un objectif facile à atteindre, surtout face à l'absence des informations qui concernent les activités humaines et les avis et perceptions des acteurs impliqués. Ces informations nécessitent d'être prises en considération et intégrées au plan de gestion de la future AMP afin d'augmenter les chances de réussite. À ce stade, l'administration des questionnaires aux acteurs concernés par le projet d'AMP aux îles Kuriat semble primordiale afin de déterminer avec plus de précision ceux qui seront gagnants et ceux qui seront perdants. Ceci facilite la mission des décideurs publics de résolution des conflits d'intérêt et de mise en place d'une gestion durable et efficace de la future AMP.

À *priori*, les principaux acteurs qui seront impactés par la mise en place d'une AMP aux îles Kuriat sont les pêcheurs côtiers et les visiteurs qui se rendent en excursion sur les îles. Les pêcheurs subissent une contrainte dans leur activité à cause de la fermeture de l'une de leurs zones de pêche (zone de Kuriat) et par la suite risquent un manque à gagner. Les visiteurs vont probablement bénéficier d'une amélioration environnementale (écosystèmes marins et côtiers) grâce à la protection de la zone.

Dans notre cas d'étude (les îles Kuriat), une part des pêcheurs risque de contester la mise en place d'une AMP dans la zone pour ne pas en subir les conséquences négatives sur leur activité de pêche. À ce niveau, la mise en place d'une politique de compensation, entre les acteurs gagnants et ceux qui seront perdants, est recommandée par la littérature sur les AMP pour avoir une meilleure acceptabilité auprès des acteurs locaux. Pour ce faire, un questionnaire est adressé aux pêcheurs côtiers pour connaître leur avis quant à la mise en place d'une AMP dans la zone des îles Kuriat et déterminer leur consentement à recevoir (CAR) pour accepter ce projet. Puis un deuxième questionnaire qui s'intéresse à la détermination du consentement à payer (CAP) des visiteurs des îles Kuriat pour bénéficier de l'amélioration que génère l'AMP. L'indemnisation des acteurs qui vont probablement subir de préjudices suite à la mise en place de l'AMP permet d'envisager son acceptabilité auprès des parties prenantes et d'assurer sa pérennité. Plusieurs raisons peuvent motiver la taxation des acteurs qui vont bénéficier des améliorations environnementales une fois le projet établi. Les politiques de conservation souffrent du manque de financement à long terme parce qu'elles sont financées publiquement et la durabilité de leur financement se confronte souvent à des restrictions budgétaires. L'autofinancement est une alternative permettant d'atteindre leurs objectifs notamment à long terme. L'indemnisation des acteurs perdants améliore l'équité sociale et augmente l'acceptabilité de ces politiques.

Ce chapitre est composé de deux parties. La première partie présente les îles Kuriat et la seconde expose la construction et le déroulement des deux questionnaires.

3.2 Les îles Kuriat à Monastir

Depuis 1977, lors de la création du parc national Zembra et Zembretta, la Tunisie s'est engagée pour mettre en place une politique environnementale capable de protéger son environnement marin et côtier qui ne cesse de se dégrader (APAL/SCET-TUNISIE, 1999, 2000). Ceci est dû aux fortes pressions naturelles et anthropiques (réchauffement climatique, érosion marine, pêche, tourisme, activités récréatives, urbanisation) s'exerçant sur les côtes tunisiennes qui s'étendent sur plus de 1300 km. Vu l'importance de ses zones humides (plus de cent zones), le nombre considérable des îles et îlots (60 îles et îlots) et dans le cadre de la protection de l'écosystème et la biodiversité marines et côtières, la

Tunisie est en cours d'instaurer un réseau d'aires marines protégées¹. En effet, la Tunisie a créé deux aires marines protégées (l'archipel de la Galite et l'archipel de Zembra) et a le projet d'en créer d'autres dans les zones suivantes : les îles Kuriat, la partie nord-est de Kerkennah, le littoral entre Cap Negro et Cap Serrat et l'île de Kneiss.

Les îles Kuriat, qui sont le refuge de certaines espèces menacées comme la tortue caouanne (*Caretta caretta*), figurent parmi les futures aires marines protégées citées ci-dessus. Ces deux îles se caractérisent par un écosystème marin et côtier important pour l'équilibre biologique dans la zone². Leur richesse écosystémique permet de stimuler et de renforcer certaines activités économiques (pêche, tourisme, plongée sous-marine...) dans la région de Monastir (Tunisie). La grande partie des activités de pêche côtière de cette région a lieu tout près des îles Kuriat³. Pendant la saison estivale, une de ces deux îles accueille plus de 40 000 touristes dans le cadre des excursions touristiques journalières⁴.

3.2.1 Présentation et caractéristiques des îles Kuriat

3.2.1.1 Présentation

Grâce au recensement de la diversité biologique en Tunisie mené par le Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire (MEAT) en 1995, les îles Kuriat sont identifiées comme des zones naturelles sensibles possédant un écosystème terrestre remarquable. Inhabitées, elles se distinguent par leurs caractéristiques naturelles et leur rôle important dans l'équilibre écosystémique de la baie de Monastir. Les îles Kuriat (la grande Kuriat⁵ et la petite Kuriat⁶) sont distantes de 2 km l'une de l'autre. Elles se situent en face de la baie de Monastir, à environ 20 km vers le large. Elles ont des altitudes basses ne dépassant pas 5 m (APAL/SCET-TUNISIE, 1999, 2000).

1. Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral de Tunisie (APAL). Pour plus de détail voir : www.apal.nat.tn

2. www.apal.nat.tn

3. Résultat provenant des enquêtes faites par nous même avec les pêcheurs côtiers.

4. Information collectée auprès de la capitainerie du port de plaisance « *Marina de Monastir* ».

5. La grande Kuriat a une forme ovale et correspond à un mamelon fait par les grès jaunes coquilliers du Pliocène avec des pentes très douces et des altitudes variant entre -1 m et 4 m, elle est longue de 3,5 km sur 2 km de large et couvre environ 270 ha et s'étend sur un périmètre de 6,9 km.

6. La petite Kuriat s'étend sur une superficie de 50 ha, dont la majeure partie est constituée de terres plates et basses ne dépassant que très rarement 0 m du Nord et au Nord-est, ainsi que de plaines intertidales correspondant à la zone d'oscillation des marais au Sud.

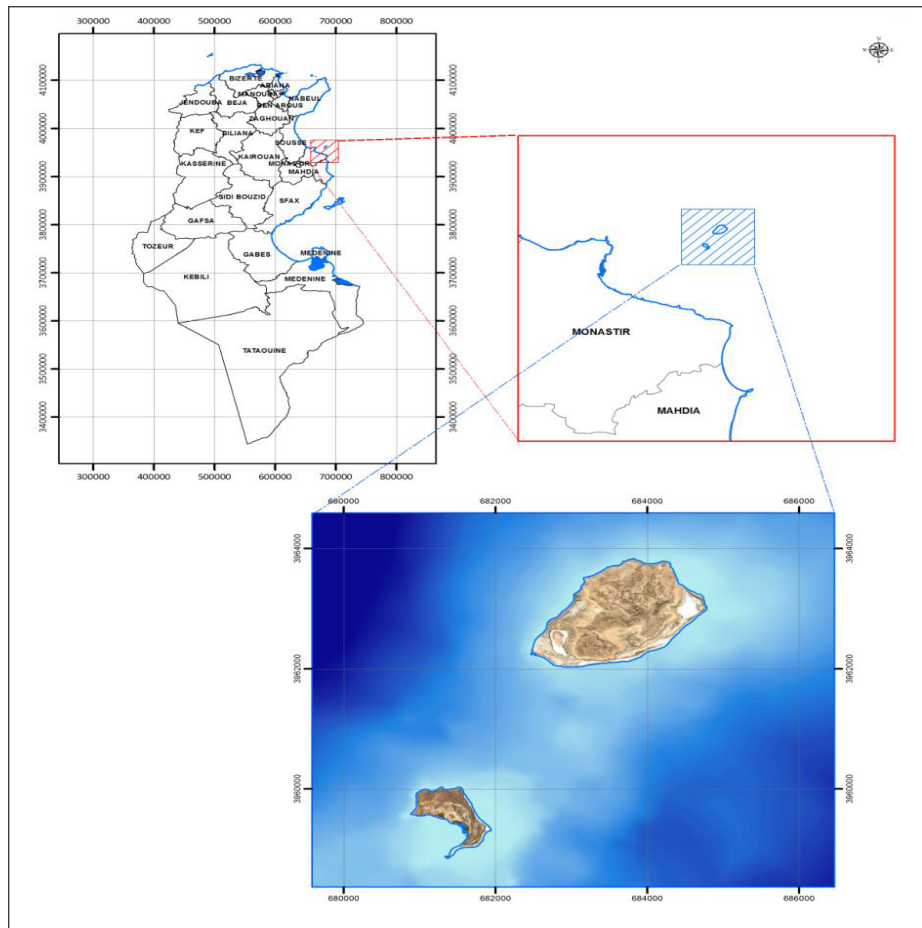


FIGURE 3.1 – Localisation géographique des îles Kuriat. Source (PNUE/PAM, 2014).

Depuis 1997, l'accès du public à la grande Kuriat est interdit, car elle est l'un des principaux sites de nidification de la tortue caouanne (*Caretta caretta*) au sud de la Méditerranée. Cette espèce est reconnue à l'échelle mondiale comme une espèce menacée d'extinction. Elle se trouve dans la liste rouge pour les espèces menacées d'extinction de l'UICN (Meylan and Donnelly, 1999; Seminoff and Shanker, 2008). La mission de contrôle et de surveillance de la grande Kuriat est confiée à la garde nationale marine. L'intervention des autorités spécialisées dans la protection de l'environnement telle que l'APAL⁷ se résume aux études occasionnelles du milieu.

L'accès à la petite Kuriat est libre. Cette île est fréquentée, notamment pendant la saison estivale, par des touristes et des plaisanciers. Une grande partie de la pêche côtière se déroule dans les alentours de ces deux îles. De ce fait, ces pressions anthropiques représentent un danger pour la nidification des tortues caouannes⁸.

7. L'Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral de Tunisie (APAL), qui a été créée par la loi n°72-95- du 24/07/1995, donne un statut juridique aux zones naturelles sensibles en vue de les protéger. D'après cette loi, les zones naturelles sensibles sont des zones considérées comme patrimoine naturel national ou un ensemble d'éléments dans un écosystème fragile ou un paysage naturel remarquable (Ghariani, 2005).

8. La forte fréquentation des touristes contribue à la destruction des nids et des œufs des tortues. De plus, les tortues peuvent être capturées par les filets de pêche.

3.2.1.2 Un environnement marin et côtier riche

Les travaux d'inventaire et d'observation de terrain dans les îles Kuriat restent rares et limités. Deux études approfondies faites par l'APAL (1999, 2000) identifient les différentes espèces faunistiques et floristiques de l'environnement côtier et marin présent sur ces deux îles. Ces études montrent le rôle important de ces deux îles du point de vue de la biodiversité. Elles constituent une escale migratoire pour une avifaune importante constituée du goéland railleur, classé en espèce vulnérable, et la tortue caouanne (APAL/SCET-TUNISIE, 1999; IUCN, 2001; Jribi et al., 2006).

La biodiversité marine et côtière des îles Kuriat se distingue par l'existence d'un ensemble d'habitats qui assurent d'importantes fonctions écologiques et biologiques dans la zone. Parmi les herbiers qui se trouvent dans la zone marine des îles Kuriat, l'herbier *Posidonia oceanica* est considéré comme le poumon des écosystèmes marins. Il assure le rôle de nurserie pour de nombreuses espèces animales⁹. De plus, les deux îles abritent des fonds de *Maërl* qui jouent un rôle écologique important en servant de frayère à plusieurs espèces halieutiques (Grall, 2003) et sont classés comme habitats prioritaires dont la protection est recommandée dans la zone marine des deux îles¹⁰ (APAL/SCET-TUNISIE, 1999; CAR/ASP-PNUE/PAM, 2008, 2010; APAL/SCET-TUNISIE, 2000).

3.2.1.3 Les diverses pressions anthropiques

Outre les pressions naturelles comme l'élévation de niveau de la mer due au réchauffement climatique et l'érosion marine, les pressions anthropiques exercées sur les îles Kuriat sont nombreuses et diverses. Les principales sont la forte fréquentation touristique, notamment pour la petite Kuriat, pendant la saison estivale, les activités de pêche intensives et le mouillage anarchique des bateaux de plaisance.

La pêche : Les activités de pêche dans le gouvernorat de Monastir jouent un rôle important dans l'économie régionale et nationale. En effet, la production régionale de pêche représente environ 20% de la production nationale. Selon les données de l'année 2014, la pêche participe à l'échelle nationale à environ 35% de la production de poissons bleus, 13% de la pêche côtière, 17% de la pêche au thon.

9. www.ecogestes.com/herbier_posidonie.php

10. Les îles Kuriat abritent d'autres espèces menacées d'extinction telles que la *Grande Nacre* (*Pinna nobilis*) qui est menacée par la pollution et est fragilisée par les pressions anthropiques (inscrite sur la liste des espèces menacées en Méditerranée), et la plante *Caulerpa racemosa* qui fait le régal de beaucoup de poissons.

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Pêche côtière	2633	2468	2926	2122	1943	2097	2265	2121	1983	2548	4307
Pêche au chalut	325	242	222	162	465	391	323	282	235	296	308
Pêche au feu	8778	10203	12742	13129	13542	13327	13260	19193	19234	19241	18279
Pêche au thon	121	100	84	66	79	85	96	206	183	201	232
Aquaculture	12	9	14	10	26	933	1540	1960	2024	2072	2123
Total	11869	13022	15988	15489	16055	16833	15944	21802	23659	24358	25249

TABLE 3.1 – Évolution de production des poissons (en tonnes) par type de pêche dans le gouvernorat de Monastir (Source : Direction générale de pêche et aquaculture de Monastir)

Durant la période allant de 2004 à 2014, la production de pêche à Monastir a progressé de 7% annuellement. Il y a eu de remarquables évolutions pour certains types de pêche. La production de la pêche côtière était 4 307 tonnes en 2014, alors qu'elle a été de 2 548 tonnes en 2013. De plus, la production de pêche au feu est passée de 8 778 tonnes en 2004 à 18 279 tonnes en 2014, soit une augmentation annuelle de 6,8%. Ces dernières années, la production de l'aquaculture a évolué de manière importante pour atteindre 2 123 tonnes en 2014, alors qu'elle était 12 tonnes seulement en 2004.

La pêche reste un secteur porteur dans le gouvernorat de Monastir. Elle représente presque la moitié de la main d'œuvre agricole. Environ 67% des pêcheurs pratiquent la pêche côtière et 30% la pêche au feu. Par ailleurs, le chalutage, la pêche au thon et l'aquaculture n'embauchent qu'une faible partie de la population maritime. Durant les dernières années, on remarque une légère baisse de taux d'embauche dans la pêche dont principalement la pêche côtière.

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Population maritime	3718	3431	3487	3429	3645	3597	3573	3569	3389	3364	3353

TABLE 3.2 – Évolution du nombre de la population maritime dans le gouvernorat de Monastir (Source : Direction générale de pêche et aquaculture de Monastir)

Les unités de pêche, dans le gouvernorat de Monastir, sont constituées principalement de barques et de bateaux de pêche côtière. Leur nombre, entre 2004 et 2014, a légèrement diminué.

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
BCM	457	442	456	456	502	517	523	532	524	536	540
BCNM	410	377	375	362	390	379	364	350	327	312	307
Pêche au feu	39	41	45	49	49	55	59	62	77	77	76
Chalutier	4	4	4	4	3	3	3	3	6	6	7
Pêche au thon	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Total	911	865	881	872	945	955	950	948	935	932	931

BCM : Barque côtière motrice

BCNM : Barque côtière non motrice

TABLE 3.3 – Évolution des unités de pêche par type (Source : Direction générale de pêche et aquaculture de Monastir)

Les activités touristiques : Le secteur touristique constitue une base fondamentale de l'économie du gouvernorat de Monastir compte tenu de son rôle d'entraînement de la quasi-totalité des activités économiques et de l'importance de sa capacité de création d'emplois directs et indirects. Selon les statistiques de 2014, le gouvernorat de Monastir compte 53 unités hôtelières dont 49 unités classées se concentrant dans le chef-lieu du gouvernorat (la délégation de Monastir). Avec une capacité de 25 373 lits, ces unités accueillent annuellement environ 500 000 touristes dont presque 80% d'origine européenne. Elles embauchent 10 149 employés d'une manière directe et environ 30 447 employés d'une manière indirecte¹¹.

À côté de ces unités hôtelières, le gouvernorat de Monastir est doté de solides infrastructures touristiques (un port de plaisance (Marina de Monastir), des musées, des sites archéologiques, des terrains de golf, un espace insulaire) qui contribuent au développement des activités touristiques auxiliaires telles que la plongée sous-marine, la plaisance, les excursions vers les îles Kuriat et les visites de musées et de sites archéologiques.

Étant donné que la grande Kuriat est soumise à une autorisation préalable des autorités compétentes afin de limiter la pression anthropique et conserver le caractère naturel du site, toutes les excursions organisées par sept bateaux de plaisance s'effectuent sur la petite Kuriat où l'accès est libre. Chaque année, la petite Kuriat accueille, notamment pendant la saison estivale, plus de 48 000 visiteurs (Rajeb, 2009) dont une majorité d'étrangers. Environ 500 bateaux de plaisance¹² mouillent chaque année aux alentours de la petite Kuriat.

La fréquentation de la petite île Kuriat par les touristes est intensive. La capacité de cette île est au maximum de 2 500 (Rajeb, 2009) personnes par an, alors que le nombre réel dépasse les 48 000. D'où une surcapacité qui affecte négativement les milieux terrestre et côtier à travers le rejet de déchets, la destruction des espaces de nidification des tortues

11. Commissariat régional de tourisme (CRT) de Monastir.

12. La capitainerie de port de plaisance « Marina de Monastir ».

caouanes. Le mouillage anarchique et l'accostage des bateaux de plaisance causent aussi des impacts négatifs sur la flore marine (exemple : la destruction des herbiers de posidonie).

Face aux pressions naturelles et aux pressions anthropiques, il paraît nécessaire d'intervenir dans la réglementation des activités exercées afin d'assurer leur durabilité et ainsi protéger l'environnement terrestre, côtier et marin des îles Kuriat.

3.2.1.4 La proposition d'une aire marine protégée aux îles Kuriat

L'intervention des autorités compétentes pour protéger ces deux îles semble indispensable. L'établissement d'une aire marine protégée dans ces îles apparaît comme une solution pour protéger et pour conserver leur richesse naturelle. Une aire marine protégée dans ces deux îles pourrait aboutir à des avantages écologiques et socioéconomiques tels que la gestion durable des ressources marines (principalement les poissons dont leur stock ne cesse de diminuer) et le développement de l'écotourisme. Pour atteindre de tels avantages – écologiques et économiques – il faudrait un plan de gestion concret et efficace pour l'aire marine protégée (les îles Kuriat). Pour cela, il paraît nécessaire d'intégrer dans ce plan la précision des objectifs de gestion, le zonage et la définition des activités pour chaque zone d'aire marine protégée, les besoins humains, matériels et équipements nécessaires, des programmes de suivi scientifique et de gardiennage, et le contrôle de la fréquentation touristique.

En outre, l'établissement de l'aire marine protégée dans les îles Kuriat ne sera pas facile puisque plusieurs activités socioéconomiques (pêche côtière, plaisance, tourisme, plongée sous-marine...) s'y déroulent. Pour cela son plan de gestion devra prendre en compte toutes ces activités. La sensibilisation et l'implication de la population locale (notamment celles qui sont impliquées dans les activités dépendantes des deux îles Kuriat) semblent nécessaires pour l'établissement de l'aire marine protégée.

Comme une première initiative, le ministère de l'Environnement en Tunisie ainsi que l'APAL ont proposé, lors de leur deuxième rapport, en 2000 (APAL/SCET-TUNISIE, 2000), quant à la gestion des zones sensibles littorales, l'établissement d'une AMP dans les îles Kuriat ainsi qu'une suggestion de son plan de gestion. La création d'une AMP dans la zone était difficile tant qu'un cadre juridique et institutionnel n'existait pas. La loi du 6 juillet 2009¹³, offre un cadre juridique permettant l'établissement d'une AMP aux îles Kuriat, ces dernières ne disposant, jusqu'alors, que du statut de « zone sensible littorale ». Elles sont sélectionnées pour bénéficier du statut d'Aire Protégée Marine et Côtière (APMC) par le programme national de création d'aires protégées marines et côtières en Tunisie. Ce retard est dû à la volonté des autorités compétentes de trouver d'abord

13. La loi du 6 juillet 2009, relative à la création des aires marines protégées, renforce la politique environnementale tunisienne, notamment en ce qui concerne la protection et la conservation des écosystèmes marins et côtiers.

un consensus entre les différentes parties prenantes pour que l'AMP aux îles Kuriat soit réussie.

Sur le plan technique, le centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées (CAR / ASP) propose une AMP de taille moyenne (entre 1000 et 10000 ha) et aménagée en zones. L'objectif du zonage sera essentiellement de protéger les zones les plus sensibles et de limiter les conflits d'usages. Les zones proposées sont des zones centrales, vouées à la conservation et où les activités y sont limitées et réglementées, une zone tampon où peuvent être exercées des activités peu perturbatrices pour l'environnement, et une zone de transition où peuvent se concentrer les activités humaines qui doivent se tourner vers des pratiques respectueuses de l'environnement (Langar et al., 2011) (voir figure suivante).

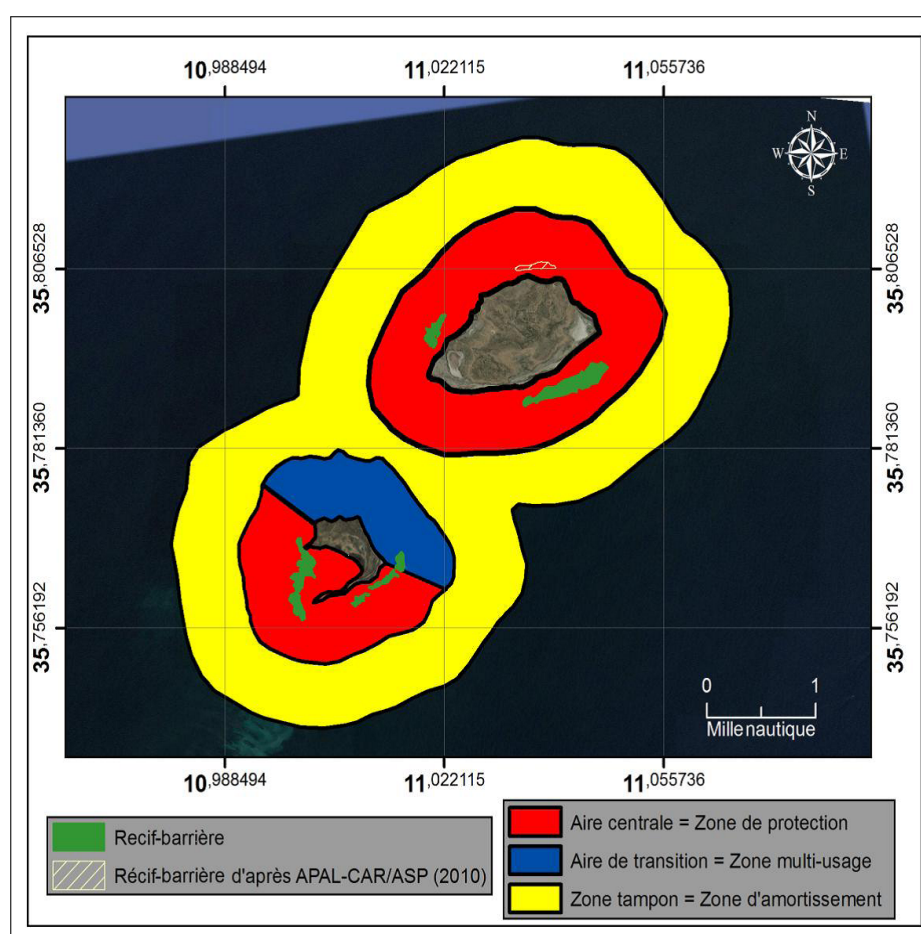


FIGURE 3.2 – système de zonage de l'AMP aux îles Kuriat . Source (Langar et al., 2011).

Les avantages écologiques sont présentés par les institutions environnementales (APAL/SCET-TUNISIE, 1999, 2000; CAR/ASP-PNUE/PAM, 2008, 2010; PNUE/PAM, 2014) comme principale raison et légitimité de la création de l'AMP aux îles Kuriat, alors que les intérêts socioéconomiques viennent en deuxième place. Ceci pourrait contribuer à une faible acceptation de ce projet par les acteurs impliqués. De plus, l'ensemble des avantages écologiques et économiques visés par la création d'AMP dans la zone demeurent difficiles à

atteindre simultanément. En effet, les activités économiques qui s'y déroulent affectent négativement l'état de l'environnement marin et côtier de ces deux îles. Aussi, l'établissement de l'AMP pourra à court terme agir négativement sur ces activités. La mise en place de ce projet environnemental risque d'être contestée par une part des acteurs parce que leurs activités vont probablement subir un manque à gagner. La littérature sur les AMP montre bien que la non-intégration des acteurs concernés et la négligence de leurs intérêts peuvent contribuer à l'échec de cette politique de conservation. Les décideurs publics ont besoin de connaître les avis, les intérêts et les perceptions de ces acteurs afin d'élaborer une gouvernance appropriée et efficace des AMP. De ce fait, une analyse des perceptions des acteurs concernés ainsi que les répercussions de l'AMP sur leurs activités semble indispensable. Ces éléments nécessaires pour mener cette analyse ne sont pas disponibles. Ces sont des informations à collecter auprès des acteurs impliqués. Pour cette raison, nous avons mis en oeuvre une enquête auprès des visiteurs et des pêcheurs aux îles Kuriat. L'objectif de cette enquête est de collecter l'information nécessaire à l'élaboration et la mise en place d'une bonne gouvernance de la future AMP.

3.3 Les questionnaires

L'implication des acteurs concernés dans la gestion d'une AMP est fortement recommandée pour assurer sa réussite et sa pérennité. Dans notre cas d'étude - les îles Kuriat à Monastir - la proposition de l'établissement d'une AMP se base sur le contexte environnemental et écosystémique, alors que le contexte socioéconomique reste une priorité secondaire. Avoir une idée sur les opinions des acteurs locaux ainsi que leurs perceptions à ce projet de conservation est très important surtout que leurs activités seront impactées une fois l'AMP mise en place.

Les principaux acteurs qui seront concernés par la mise en place de l'AMP aux îles Kuriat, sont les pêcheurs et les visiteurs (APAL/SCET-TUNISIE, 1999, 2000; Aguir, 2009; Rajeb, 2009; Garzoun, 2009; Mansouri, 2010; CAR/ASP-PNUE/PAM, 2008; Langar et al., 2011; Hached, 2012; PNUE/PAM, 2014, 2015). Pour cette raison, nous avons choisi de mener des enquêtes auprès d'un échantillon représentatif des pêcheurs et un autre avec les visiteurs.

À priori, certains pêcheurs pourraient contester la mise en place de l'AMP. Pour cela, l'objectif du questionnaire est de révéler leurs perceptions et déterminer leur consentement à recevoir pour accepter le projet. Par contre, les visiteurs vont probablement en tirer bénéfice. Pour cela, le questionnaire porte comme objectif la révélation de leurs perceptions et la détermination de leur consentement à payer contre l'amélioration environnementale liée à l'établissement de l'AMP.

Plusieurs biais et difficultés peuvent accompagner le déroulement des enquêtes avec les pêcheurs et les visiteurs. Pour les enquêtes avec les pêcheurs, les biais de l'échantillonnage sont potentiellement faibles parce que l'échantillon enquêté représente 51% de la population totale ($N = 532$). À *contrario*, cette erreur est potentiellement élevée dans le cas des enquêtes avec les visiteurs. Ces derniers sont des résidents et non-résidents. Les statistiques officielles disponibles, qui déterminent le nombre des visiteurs et leurs nationalités, datent de l'année précédente ($n - 1$). Les enquêtes des visiteurs ont été menées en 2012 sur la base des données de 2011. Ceci peut accroître la probabilité d'avoir une erreur d'échantillonnage. Le traitement de cette erreur consiste à corriger l'échantillon par imputation multiple s'il existe un écart entre les données de 2011 et celles de 2012 (année des enquêtes avec les visiteurs). Pour minimiser les autres erreurs non liées à l'échantillon (erreur d'observation [déclarations fausses], désirabilité sociale [« yea-saying »], erreur liée au déroulement d'enquête [présentation du scénario contingent, l'organisation et la manière de poser les questions]), nous avons mené des enquêtes préliminaires et avons organisé les deux questionnaires de telle manière que les questions démographiques et socioéconomiques figurent en premier et la question concernant le consentement soit posée à la fin.

	Signification	Traitement	
		Pêcheurs	Visiteurs
Erreur liée à l'échantillon	Biais d'échantillonnage	Taux de couverture important : 51% de la population échantillonnée	imputation multiple par rapport à une variable auxiliaire
Erreur non liée à l'échantillon	Erreur d'observation (fausses déclarations)	Travail sur la qualité de l'enquête (les enquêtes effectuées par nous-mêmes)	
	Erreur liée à l'administration des enquêtes	Le modèle HeckitBMA	Le modèle ZIOP

TABLE 3.4 – Typologie d'erreurs accompagnant les enquêtes

3.3.1 Le questionnaire avec les pêcheurs

3.3.1.1 Les enquêtes préliminaires

L'objectif des enquêtes avec les pêcheurs est (i) de connaître leurs attitudes et perceptions quant à la mise en place d'une AMP aux îles Kuriat, et (ii) de déterminer leur consentement à recevoir pour accepter ce projet. Pour ce faire, nous avons mené des enquêtes préliminaires pour nous aider à structurer notre questionnaire et connaître le type de pêche lié à la zone des îles Kuriat. Une vingtaine d'enquêtes préliminaires ont été réalisées en novembre 2009 avec les pêcheurs dans les différents ports de pêche¹⁴.

14. Le gouvernorat de Monastir est doté de six ports de pêche le long d'une côte de 60 km, à savoir Monastir, Teboulba, Sayada, Békalta, Khenis et Ksibette Médyouni.

	pêche côtière (BM)	pêche côtière (BNM)	pêche au feu	pêche au chalut	pêche au thon
Enquêtés	11	4	4	1	

*BM : Bateau de pêche avec moteur

*BNM : Bateau de pêche sans moteur

TABLE 3.5 – Enquêtes préliminaires selon le type de pêche

Ces enquêtes nous ont montré que ce sont essentiellement les pêcheurs propriétaires de petits bateaux de pêche avec une faible puissance motrice qui sont les plus concernés par l'AMP des îles Kuriat. L'activité des pêcheurs ayant de grands bateaux avec une forte puissance motrice porte moins sur les îles Kuriat puisqu'ils vont pêcher plus au large. Le degré de dépendance économique des pêcheurs aux îles Kuriat varie donc d'une unité de pêche à une autre selon la puissance motrice, le port d'attache et les matériels et équipements utilisés. Tous les pêcheurs côtiers ont déclaré leur dépendance variable à cette zone, alors que les autres types de pêcheurs ont dit qu'ils pêchent ailleurs. Pour cette raison, le questionnaire va s'adresser aux acteurs de la pêche côtière et chaque bateau de pêche représente un individu de la population visée.

Les enquêtes préliminaires nous ont aidé à mieux structurer le questionnaire qui est composé de trois parties principales. La première concerne les caractéristiques sociodémographiques du pêcheur enquêté et son activité de pêche. La deuxième est consacrée à la perception de l'enquêté de l'état général des ressources halieutiques et de l'environnement dans la zone. La troisième partie aborde la perception de l'AMP par le pêcheur et vise à évaluer son acceptation concernant la mise en place de cette AMP par une mesure de son consentement à recevoir. L'objectif de ce questionnaire est la détermination des perceptions et de l'avis des pêcheurs quant à l'établissement de la future AMP dans la zone de Kuriat et l'estimation de leur consentement à recevoir afin d'accepter ce projet environnemental. Le choix de structurer le questionnaire en trois parties permet d'atteindre ses objectifs avec la minimisation de tout genre de biais. L'ordre de ces trois parties permet de minimiser les fausses déclarations et la surestimation du CAR.

Le questionnaire est structuré à l'aide des résultats obtenus des enquêtes préliminaires. Les pêcheurs ne sont pas prêts à donner des informations précises parce qu'ils ne sont pas habitués à des enquêtes hypothétiques. Ils éprouvent des difficultés à déclarer leur consentement sur la base d'un scénario contingent. Pour cette raison, leurs déclarations quant aux sommes monétaires à accepter contre la fermeture de la zone de pêche aux îles Kuriat, n'étaient pas réalistes. Face à cette difficulté, il a semblé nécessaire de débiter l'enquête avec les questions concernant leurs données sociodémographiques et économiques, et leurs perceptions vis-à-vis de l'environnement et des AMP. La question sur le consentement à recevoir vient en dernière étape. Avec cette structure, les informations sur le revenu annuel du pêcheur enquêté et la part de son activité dans la zone de pêche aux îles Kuriat sont déjà connues. C'est qui permet à l'enquêteur d'exercer un contrôle sur les déclarations du

consentement à recevoir et de détecter les réponses biaisées¹⁵.

3.3.1.2 Les enquêtes après correction du questionnaire

Durant la dernière décennie, plusieurs travaux ont été menés pour clarifier les rôles environnementaux, biologiques, écosystémiques, économiques et sociaux que jouent les îles Kuriat à Monastir (Tunisie). La plupart de ces travaux se basent sur des enquêtes et interviews avec les acteurs locaux impliqués. Ces travaux contribuent largement à la sensibilisation de ces acteurs quant aux rôles que jouent ces deux îles. Plusieurs travaux sont basés sur les enquêtes avec ces acteurs concernant l'établissement d'une AMP dans la zone des îles Kuriat (Aguir, 2009; Rajeb, 2009; Garzoun, 2009; Mansouri, 2010; Hached, 2012). Dans notre cas, les enquêtes ont été conduites sur trois périodes entre novembre 2009 et février 2013. Ce choix de réaliser les enquêtes sur plusieurs périodes est motivé par une évolution au niveau du comportement de pêcheurs (vers l'acceptabilité ou le refus de l'AMP).

Partie I : Les caractéristiques socioéconomiques et démographiques.

L'échantillon a été sélectionné par la méthode de stratification. La population totale visée est l'ensemble des unités motorisées de pêche côtière (en 2011, il y avait 532 unités au total dans la zone). Elles se répartissent sur six ports de pêche. Ces six ports constituent nos strates. Dans chaque port, nous avons échantillonné des pêcheurs aléatoirement. L'échantillon final compte 272 individus.

	Monastir	Ksibet El Madiouni	Sayada	Tebolba	Bekalta	Khnis	Total
Décembre 2009	10	4	18	27	5	2	66
Décembre 2011	22	4	26	45	6	2	106
Janvier 2013	24	6	25	38	6	2	101
Total d'enquêtes	56	14	69	110	17	6	272
Population totale	115	23	132	221	29	12	532
Total par port de pêche (%)	48.7	60.8	52.2	49.7	58.6	50	51.1
Total (%)	10.5	2.6	12.9	20.6	3.2	1.1	51.1

TABLE 3.6 – Distribution des enquêtés selon leur port d'attache et la période d'enquête

Durant les trois périodes, nous avons utilisé le même questionnaire, mais chaque pêcheur n'a été enquêté qu'une seule fois. Le questionnaire dure en moyenne 30 minutes et nous nous adressons directement aux pêcheurs présents dans le port de pêche. Une carte

15. Le choix de mettre la question concernant le consentement à recevoir en dernière étape dans le questionnaire et après les questions liées aux conditions socioéconomiques de l'enquêté, permet de minimiser le biais quant aux réponses et avoir des déclarations réalistes. Ceci est inspiré de certains travaux qui traitent les biais accompagnant le scénario contingent (Hanemann, 1984; Mitchell and Carson, 1989; Whitehead et al., 1993; Bostedt and Boman, 1996; Carson et al., 2001; Noonan, 2003; Meyerhoff and Liebe, 2008; Lédée et al., 2012).

topographique montrant les îles Kuriat ainsi que le système du zonage proposé pour la future AMP¹⁶ a été présentée aux pêcheurs pour faciliter l'identification de l'AMP. Pour minimiser les déclarations erronées, chaque pêcheur a été invité à nous parler de l'activité de ses collègues et voisins et à nous dire s'ils partagent avec lui les mêmes perceptions¹⁷. Cette approche a mis en évidence l'existence de conflits entre pêcheurs quant aux pratiques et moyens illicites utilisés pour la pêche. Ces révélations nous ont aussi permis d'avoir une idée générale de l'activité dans chaque port et de diminuer les déclarations biaisées pour quelques enquêtés. Plusieurs facteurs peuvent amener les enquêtés à ne pas déclarer des informations effectives. Parmi ces facteurs, il y a la crainte que l'enquêteur soit envoyé par les services administratifs pour révéler leur revenu et opérer un contrôle fiscal. Pour certains pêcheurs qui utilisent des moyens et matériels illégaux, il y a aussi la crainte de la fermeture de certaines zones de pêche ou celle de se voir interdit de pêche. L'échantillon représente 51,1% du nombre total des unités de pêche côtière. 20,6% de l'échantillon ont été enquêtés au port de Tebolba, 12,9% au port de Sayada, 10,5% au port de Monastir et le reste (7%) pour les autres ports. 15,4% des enquêtés ont moins de 30 ans, 54,7% ont entre 30 et 49 ans et le reste (29,7%) a plus de 50 ans.

Age	Niveau d'études			Total par ligne	Total dans l'échantillon
	Analphabète	Primaire	Secondaire		
<30 ans	2,4%	47,6%	50%	100%	15,4%
[30-40 ans[3,8%	67,1%	29,1%	100%	29%
[40-50 ans[1,4%	81,4%	17,2%	100%	25,7%
>50 ans	33,3%	59,3%	7,4%	100%	29,9%

TABLE 3.7 – Répartition des enquêtés selon l'âge et le niveau d'étude

De la même manière que pour l'âge de l'enquêté, le niveau éducatif pourrait être décisif en ce qui concerne l'acceptabilité d'un tel projet d'AMP. Près d'un pêcheur sur dix (11,7%) est analphabète et les deux tiers (65,4%) ont le niveau primaire. Le petit quart restant (22,8%) a le niveau secondaire.

87% des enquêtés sont mariés et ont en moyenne 3 enfants ($min = 1$, $médiane = 3$, $max = 8$). Ils n'ont pas de diplôme et ont appris le métier de pêche soit par l'expérience, soit par leurs parents. 73% d'entre eux sont propriétaires de leur bateau, alors que 27% restant louent des bateaux en utilisant *le système du partage*¹⁸. Seuls 16,1% des pêcheurs

16. Nous avons utilisé la carte topographique qui présente le système de zonage pour la future AMP aux îles Kuriat. Cette proposition du zonage est préparée par l'APAL en 1999 et 2000, puis améliorée par le CAR / ASP en 2011 (voir la figure 3.2).

17. Cette procédure est inspirée de la méthode « *snowball* » (Biernacki and Waldorf, 1981)

18. Le système du partage appliqué par les pêcheurs dans le cas d'une location d'un bateau de pêche consiste à partager en trois les recettes de ventes de poissons par sortie déduites des différentes charges. En fait, le propriétaire du bateau prend une part, le pêcheur locataire prend une part, et la troisième part est allouée au bateau ; prise par le propriétaire.

déclarent avoir une autre activité que la pêche pour subvenir à leurs besoins, et considèrent que les ressources halieutiques dans la zone deviennent de plus en plus rares. Les enquêtés utilisent des moyens et des équipements traditionnels et modestes. Les bateaux de pêche de 68,3% des enquêtés ont une faible puissance motrice (< 45 chevaux¹⁹), 21,7% une puissance moyenne (entre 45 et 70 chevaux) et 10% une forte puissance (> 70 chevaux).

Plus de 90% des enquêtés ont déclaré pêcher près de la côte et dans la zone des îles Kuriat, alors que plus 25% pêchent au-delà de ces dernières. 74,6% des pêcheurs effectuent entre 1 et 4 sorties de pêche par semaine et 25,4% font plus de 4 sorties. 86,3% des pêcheurs déclarent que leurs sorties ne durent qu'une seule journée alors que les autres, principalement ceux possédant des bateaux puissants, passent deux jours en mer à chaque sortie.

Concernant la part de leur activité dans la zone des îles Kuriat, 29% des pêcheurs ont déclaré que leur activité de pêche y représente entre 0 et 30%, 54% d'entre eux déclarent que cette dernière est entre 30 et 60% et 17% seulement des pêcheurs considèrent que leur activité dans cette zone est entre 60 et 100%.

Part de l'activité de pêche aux îles Kuriat	[0-30%[[30-60%[[60-100%]
Enquêtés	29%	54%	17%

TABLE 3.8 – Part de l'activité de pêche aux îles Kuriat pour les enquêtés

Plus de 66% des enquêtés déclarent que leur capture par sortie en mer est inférieure à 40 kg et 49% d'entre eux ne sont pas adhérents à l'organisme syndical²⁰. 25% des pêcheurs ont dit que leur revenu annuel est inférieur à 7000 DT²¹, 57% de ces derniers ont leur revenu compris entre 7000 et 15000 DT, alors que pour ceux possédant de grands bateaux le revenu dépasse les 15000 DT ($min = 3000$, $médiane = 9000$, $max = 40000DT$).

Revenu	<7000 DT	[7000-15000 DT[>15000 DT
Enquêtés	25%	57%	18%

TABLE 3.9 – Revenu des enquêtés

Pour terminer la première partie du questionnaire, une question concernant la relation de l'enquêté avec les autres pêcheurs professionnels, les pêcheurs récréatifs, les visiteurs

19. Cheval moteur industriel.

20. Dans le gouvernorat de Monastir, les pêcheurs n'adhèrent qu'au syndicat de pêche, les autres associations pour la pêche n'étant pas reconnues.

21. DT : dinar tunisien, la monnaie nationale tunisienne, 1 *euro* \approx 2 DT, soit l'équivalent de 3500 euros pour les 7000 DT.

aux îles Kuriat, et les autres acteurs (chercheurs scientifiques, autorités de pêche, associations environnementales), a été posée. 75,7% d'entre eux considèrent qu'ils ont de bonnes relations avec leurs collègues, alors que 19,1% avouent l'existence de conflits entre les pêcheurs liés à la pratique et l'usage des moyens de pêche prohibés. En ce qui concerne les pêcheurs récréatifs ou non professionnels, 68,4% d'enquêtés déclarent qu'ils n'ont pas de contact avec eux, 23,2% considèrent qu'ils ont une bonne coopération avec eux, alors que 8,4% avouent l'existence de conflits avec certains pêcheurs amateurs concernant la pêche non réglementée dans la zone des îles Kuriat (par exemple : la pêche de poulpes en dehors de la période réglementée). Presque tous les enquêtés déclarent n'avoir aucun contact ou de bonnes relations avec les visiteurs et les autres acteurs des îles Kuriat.

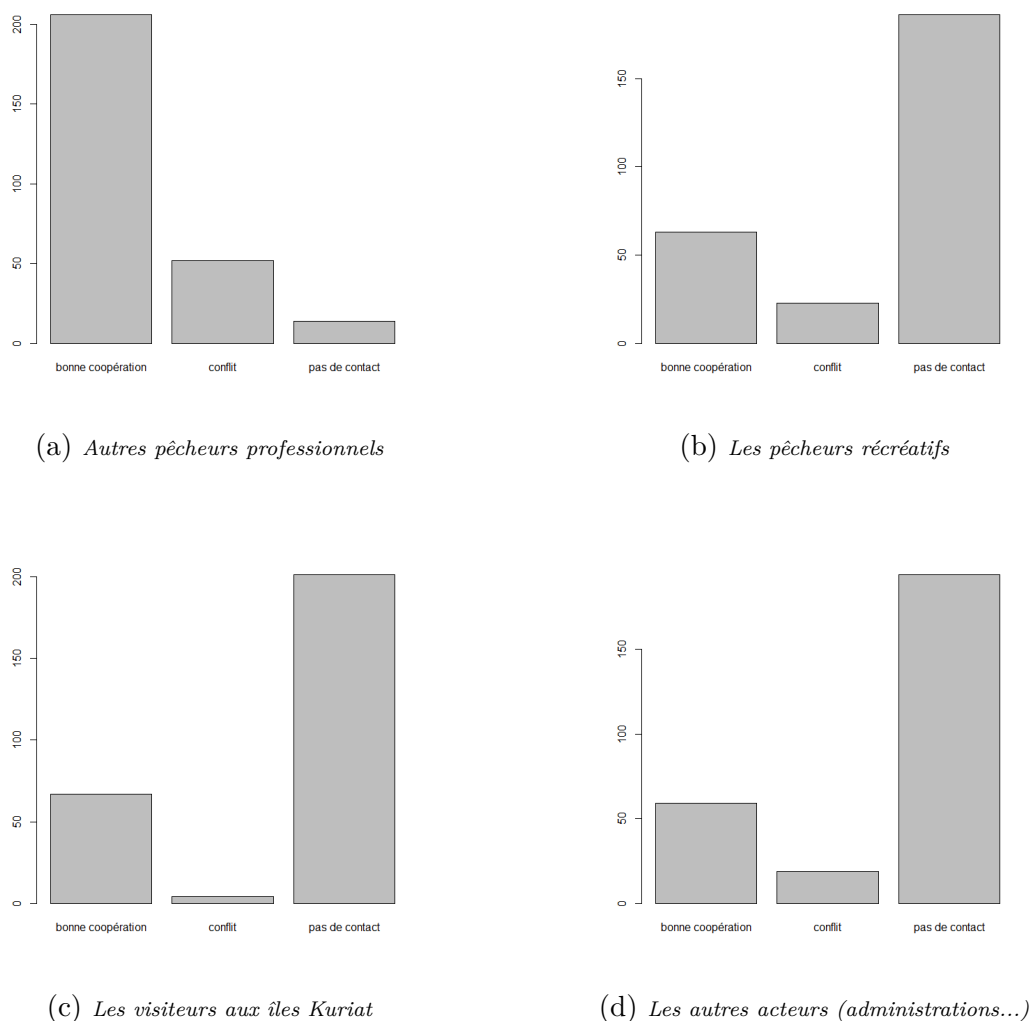


FIGURE 3.3 – Relation des pêcheurs professionnels avec les différents acteurs impliqués dans la zone de Kuriat

Partie II : Les perceptions des enquêtés quant à l'environnement.

La deuxième partie du questionnaire est consacrée à la détermination des perceptions des enquêtés quant à l'environnement. Cette partie nous permet d'avoir une idée sur la conscience de l'enquêté vis-à-vis de l'environnement d'une manière générale ainsi que le

contexte environnemental qui entoure l'activité de pêche. Elle représente une introduction à la troisième partie du questionnaire. Dans le cas où l'enquêté montre une certaine insouciance de l'environnement, nous essayons, dans la troisième partie, de lui expliquer bien le scénario contingent lié à la mise en place de l'AMP dans la zone afin d'avoir des réponses concrètes.

La première question de cette partie porte sur l'avis de l'enquêté quant à l'état des ressources. Presque tous les pêcheurs enquêtés (93%) perçoivent une dégradation de l'état des ressources halieutiques dans la zone. 53% considèrent que la dégradation touche toute la ressource halieutique alors que 39% des enquêtés voient que les ressources en poisson blanc sont les plus concernées. 46% d'entre eux déclarent que la surexploitation est la principale raison de cette dégradation, alors que 45% du total des pêcheurs interviewés pensent que c'est lié à l'utilisation des moyens et équipements illégaux. Par ailleurs, 7% des enquêtés considèrent que le stock des ressources de poisson est stable. Ce sont plutôt des pêcheurs qui possèdent de grands bateaux et fréquentent plusieurs zones de pêche selon les saisons et subissent moins la diminution des captures.

Pour 46% des pêcheurs, la limitation de l'effort de pêche permettrait de mettre fin à cette dégradation des ressources et de favoriser la régénération du stock de poissons alors que 50% pensent que la solution réside dans l'interdiction des moyens et équipements illégaux. Interrogés sur les effets qu'aurait sur leur activité la fermeture de certaines zones de pêche dans la zone de Monastir, 55% pensent à des effets négatifs partiels alors que les autres considèrent que les effets seraient purement négatifs sur leur métier. 69% adhèrent à l'idée que l'État devrait proposer des compensations financières en contrepartie de l'acceptation de la fermeture de certaines zones de pêche. 31% s'opposent au principe d'une compensation financière.

Partie III : Les perceptions des enquêtés quant à l'AMP et le consentement à recevoir.

La troisième partie du questionnaire commence par deux questions portant sur la connaissance de l'AMP ainsi que son rôle. Par la suite, la carte topographique de zonage pour la future AMP aux îles Kuriat (Figure 3.2) a été présentée à l'enquêté pour obtenir son avis quant à son emplacement. La connaissance de l'AMP est relativement bien répandue puisque 71% des enquêtés ont déjà entendu parler de l'AMP et savent de quoi il s'agit. 23% de ces derniers pensent que l'AMP a pour but de protéger les espèces menacées et les écosystèmes, 37% d'entre eux considèrent qu'elle est créée pour assurer une gestion durable des ressources marines et 11% lui donnent un but pour la recherche et éducation. Par ailleurs, 28% des interviewés ne connaissent ni l'AMP ni son rôle.

Pour 79% des pêcheurs, le développement d'une AMP aux îles Kuriat aura des effets négatifs sur leur activité de pêche. De ce fait, 59% d'entre eux trouvent le système de zonage de l'AMP (Figure 3.2) mal situé bien que 65% voient l'AMP comme un outil pouvant régénérer le stock des ressources halieutiques dans la zone. Alors que seulement 38% des enquêtés la considèrent comme un moyen efficace pour réduire le conflit entre les acteurs impliqués dans la zone. Plus de 50% des enquêtés voient que l'AMP pourrait être bénéfique pour les pêcheurs récréatifs et les visiteurs aux îles Kuriat.

En ce qui concerne l'avis des enquêtés à propos l'AMP, 68% d'entre eux sont en désaccord avec sa mise en place, en déclarant qu'elle crée un manque à gagner important et contribue à l'augmentation de leurs charges dans le cas de changement de zone de pêche. Et quand le scénario hypothétique, concernant la compensation financière qui remplacera le manque à gagner qui sera généré par l'AMP, leur a été posé, 71,7% d'entre eux l'acceptent. 38,2% d'entre eux voient que l'AMP devrait être gérée par un conseil qui englobe tous les acteurs impliqués, 17,6 % préfèrent confier cette mission aux gardes des côtes, et le reste (15,8%) pense que l'AMP sera mieux gérée par les pêcheurs. Les enquêtés qui acceptent la compensation financière souhaitent être impliqués dans la prise de décision et la gestion de l'AMP puisqu'elle affecte directement leur activité. Parmi ceux qui refusent la mise en place de l'AMP (28.3% du total d'enquêtés), 54.7% relient leur avis à l'incertitude concernant son établissement ainsi que les institutions qui assureront sa gestion. Ils déclarent un manque de confiance dû aux faibles capacités des institutions locales et régionales pour gérer un tel projet qui nécessite un large consensus englobant tous les acteurs et les parties prenantes. Ils s'interrogent sur le respect de la gestion de la future AMP par tous les acteurs, alors que la réglementation actuelle de la pêche dans la zone n'est pas respectée. Les autres pêcheurs enquêtés (45.3%), qui n'adhèrent pas à l'idée de mettre en place une AMP aux îles Kuriat même avec une compensation, voient l'inutilité de ce projet ainsi que son inefficacité pour gérer une telle zone.

Les 71,7% des enquêtes qui acceptent la compensation financière contre l'établissement de l'AMP dans la zone de Kuriat, ont déclaré des consentements à recevoir allant de 1000 DT à 7000 DT ($min = 0$, $médiane = 2750$, $max = 7000DT$). Pour ceux qui refusent le projet de l'AMP même avec la proposition d'une compensation financière, une valeur nulle a été accordée à leur consentement à recevoir.

3.3.2 Le questionnaire avec les visiteurs

Comme évoqué précédemment, l'objectif du questionnaire avec les visiteurs consiste, d'une part, à déterminer leurs perceptions quant à l'environnement et les AMP et d'autre part à estimer leur consentement à payer pour bénéficier de l'amélioration environnementale que pourrait générer la mise en place de l'AMP aux îles Kuriat. Après avoir effectué vingt enquêtes préliminaires, le questionnaire final est structuré en deux parties

principales : (i) les données sociodémographiques et économiques de l'enquêté, et (ii) ses perceptions quant à l'environnement et l'AMP ainsi que son consentement à payer. Le questionnaire utilisé dans les enquêtes préliminaires est presque le même que celui dans la version finale avec la modification de la question quant au consentement à payer passant d'une question ouverte à une question fermée (carte de paiement). Les visiteurs éprouvent des difficultés pour annoncer un CAP avec une question ouverte. Pour ne pas avoir des réponses biaisées, une carte de paiement a été utilisée pour préciser le CAP. Elle va de 5 à 50 DT. Comme dans le questionnaire avec les pêcheurs, la carte topographique a été présentée aux visiteurs enquêtés sur les îles Kuriat pour les aider à mieux comprendre le scénario hypothétique. Le questionnaire commence par les questions concernant les données sociodémographiques et économiques. La deuxième partie du questionnaire débute par des questions quant aux perceptions des enquêtés quant à l'environnement. Ces questions représentent une introduction qui facilite la tâche de l'enquêteur concernant les questions des AMP ainsi que le CAP. La carte topographique du zonage ainsi que le niveau éducatif élevé (secondaire et universitaire pour la majorité des enquêtés) des enquêtés ont aidé à leur compréhension du scénario contingent, contrairement aux enquêtes avec les pêcheurs.

315 enquêtes ont été menées aléatoirement avec des visiteurs aux îles Kuriat (Monastir) entre les mois de juillet et août 2012. L'échantillon est composé des résidents (tunisiens) et des étrangers (français, allemands, canadiens, italiens, russes et belges) venant passer des vacances dans les hôtels de la zone touristique à Monastir pendant la saison estivale.

Partie I : Les caractéristiques socioéconomiques et démographiques.

Les visiteurs qui ont été enquêtés sont au nombre de 315 dont 54,2% sont des femmes. 51,4% d'entre eux sont résidents (tunisiens) et les autres (48,6%) sont des non-résidents se partagent comme suit :

	Tunisiens	Allemands	Français	Belges	Canadiens	Italiens	Russes
Nationalité	51,4%	7,9%	21,6%	4,4%	2,2%	8,6%	3,9%
N=315							

TABLE 3.10 – Répartition des enquêtés selon la nationalité

78,43% des enquêtés ont entre 20 et 50 ans et la majorité d'entre eux ont un niveau éducatif élevé. 57,1% d'entre eux ont un niveau éducatif universitaire et 39,1% un niveau éducatif secondaire. Ceci facilite la tâche de l'enquêteur en matière d'administration du questionnaire ainsi que l'explication du scénario contingent, notamment que la plupart d'entre eux sont conscients des enjeux environnementaux et ayant conscience des politiques de conservation.

	<20	[20-30[[30-40[[40-50[[50-60[≥ 60	Total
Primaire	0%	16,7%	0%	33,3%	16,7%	33,3%	100%
Secondaire	11,5%	17,2%	31,1%	20,5%	14,8%	4,9%	100%
Universitaire	3,4%	24,6%	36%	27,4%	6,9%	1,7%	100%

TABLE 3.11 – Distribution des enquêtés selon l'âge et le niveau éducatif

39% d'enquêtés sont célibataires, 40% sont mariés et les 21% qui restent, sont divorcés ou dans une autre situation. En général, les résidents enquêtés déclarent des revenus moins élevés que les non-résidents. Ceci s'explique par la différence de niveau de vie entre la Tunisie et les pays européens. Les revenus déclarés vont de 0 à 70 000 DT par an ($min = 0$, $médiane = 18000$, $max = 70000DT$).

Revenu (milliers DT)	<5	[5-10[[10-15[[15-20[[20-30[[30-40[≥ 40	Total
Résident	25,9%	33,3%	16%	8,6%	9,3%	3,7%	3,2%	100%
Non-résident	7,8%	1,3%	2%	3,9%	29,4%	23,5%	32,1%	100%

TABLE 3.12 – Distribution des revenu des enquêtés

13,3% des visiteurs enquêtés sont des étudiants, 26,34% sont des fonctionnaires, 14,92% sont des entrepreneurs, le reste est constitué de commerçants, retraités et employés. 55,23% d'entre eux déclarent avoir organisé eux-mêmes leur visite sans passer par une agence ou un organisateur. La majorité des enquêtés (77,46%) visitent les îles Kuriat pour la première fois. Ils ont déclaré qu'ils préfèrent changer le rythme de leur séjour en visitant des endroits naturels.

Partie II : Les perceptions des enquêtés quant à l'environnement et l'AMP et le consentement à payer.

63,8% des enquêtés perçoivent négativement les effets des activités humaines sur la nature, alors que les autres n'ont pas d'avis là-dessus. 50,8% d'entre eux considèrent que les ressources naturelles sont surexploitées, alors 37,2% les considèrent comme exploitées convenablement et 12,1% voient une sous-exploitation de ces dernières. 39,4% des répondants expriment leur adhésion à l'idée qu'il existe une crise environnementale et écologique causée par les pressions anthropiques. Par ailleurs, les autres considèrent qu'il existe quelques effets négatifs qui peuvent être surmontés et freinés en imposant des règlements supplémentaires. La majorité des enquêtés est d'accord avec l'intervention des décideurs à travers des politiques publiques afin de mettre fin aux effets négatifs qui affectent la nature ainsi que les ressources naturelles.

Le niveau éducatif d'une grande part d'enquêtés ainsi que leur motivation de visiter un tel endroit naturel comme la zone de Kuriat représentent bien un indice sur leur conscience des problématiques qui entourent les ressources naturelles et environnementales, et les enjeux derrière la mise en place des politiques de conservation. En ce sens,

54,9% d'entre eux connaissent la signification d'une aire marine protégée ou bien d'une réserve marine. En effet, 18,5% d'enquêtés ont déjà visité auparavant au moins une AMP. Plus de 73% parmi eux voient qu'elle améliore les écosystèmes marins et côtiers. C'est ce qui attire de plus les visiteurs tout en développant l'écotourisme.

Avant de leur poser la question sur le consentement à payer, nous leur avons posé une question sur leur avis quant à l'état des îles Kuriat. 50,8% d'enquêtés trouvent que les deux îles peuvent être affectées négativement par les visites ainsi que les autres activités humaines (exemple : la pêche). En effet, 70,4% d'entre eux sont favorables à l'intervention des autorités publiques pour les protéger. Quasiment tous considèrent que leur protection améliorera leurs écosystèmes marins et côtiers. Pour accéder aux îles Kuriat, les visiteurs payent déjà des frais de transport qui s'élèvent à 40 DT (\approx 20 euros). Dans ce cas, le consentement à payer représente la somme monétaire additionnelle au coût de transport que l'enquêté est prêt à payer pour accéder aux îles Kuriat. Une carte de paiement leur a été proposée pour faciliter leur tâche et minimiser les réponses biaisées avec des montants surestimés. 21,9% d'entre eux refusent l'idée de payer pour l'AMP en augmentant le coût de transport et les autres ont déclaré des CAP allant de 5 à 50 DT.

	0 DT	5 DT	10 DT	15 DT	20 DT	30 DT	40 DT	50 DT	Total
CAP	21.9%	3.8%	19%	17.1%	15.2%	10.5%	10.5%	2%	100%

TABLE 3.13 – CAP des enquêtés

Pour ceux qui refusent l'idée d'établir une AMP dans les îles Kuriat, nous leur avons demandé les raisons d'une telle décision. 40,57% d'entre eux considèrent qu'une AMP dans la zone n'aura pas d'effets positifs et que c'est un outil inefficace pour protéger les espaces naturels. Par ailleurs, 24,63% de ceux qui refusent l'AMP adhèrent à cette proposition et la considèrent comme pertinente pour la mise en place d'une politique de conservation. Cependant, ils n'ont pas confiance dans les institutions et les gestionnaires de la future AMP. Enfin, le troisième groupe (34,78%), qui refuse aussi l'établissement de l'AMP, voit bien l'utilité de ce projet environnemental et son rôle dans la conservation des biens environnementaux, mais les membres de ce groupe déclarent un CAP nul, car ils considèrent que le coût de transport pour accéder aux îles est déjà élevé et ils ne sont pas prêts à payer en plus pour bénéficier de cet endroit.

3.4 Conclusion

Les îles Kuriat à Monastir ont un rôle important sur le plan biologique et écosystémique, économique et social. Elles abritent des écosystèmes marins et côtiers importants, dont certaines espèces menacées d'extinction comme la tortue « *Caretta caretta* ». Leurs écosystèmes marins sont importants pour la régénération des stocks des poissons et par

la suite des effets directs sur les pêcheries côtières comme exemple d'activité professionnelle. De plus, cette richesse écosystémique attire certaines activités récréatives comme la baignade, la plongée sous-marine et la pêche récréative. Tous ces éléments incitent et motivent les spécialistes de l'environnement et les scientifiques qui étudient les écosystèmes des zones insulaires et côtières menacées par les pressions anthropiques à réclamer la mise en place d'une AMP dans la zone des îles Kuriat.

Les motivations environnementales et écosystémiques sont importantes quant à la mise en place d'une AMP dans la zone des îles Kuriat. La diversité des acteurs impliqués nécessite une réflexion sur les aspects socioéconomiques qui concernent cette zone. Les acteurs impliqués sont nombreux et divers et ne partagent pas forcément les mêmes avis et intérêts. Il semble donc nécessaire d'intégrer leurs perceptions dans la décision de l'établissement de l'AMP afin de garantir sa durabilité et ses chances de succès. Nos premiers diagnostics montrent bien que les pêcheurs côtiers ainsi que les visiteurs qui investissent les îles Kuriat sont les principaux acteurs impliqués. Avec son établissement, les pêcheurs subiront des pertes causées par le manque à gagner suite à la fermeture de l'une des principales zones de pêche. En parallèle, les visiteurs seront probablement gagnants puisqu'ils vont bénéficier d'une amélioration environnementale en référence à sa mise en place.

Annexes

Questionnaire pour les pêcheurs côtiers

Partie I : Données socioéconomiques

- 1) Port d'attache :
- 2) Identification de l'enquêté :
Patron : Marin pêcheur :
- 3) Âge :ans
- 4) État civil :
Célibataire : Marié : Orphelin :
- 5) Enfants (si marié) :
- 6) Capacitaire :
Oui : Non :
- 7) Avez-vous des proches pêcheurs :
Oui : Non :
- 8) Expériences :.....ans
- 9) Niveau d'instruction :
Primaire : Secondaire : Universitaire :
- 10) Diplôme :
Non : Agent technique : ... Technicien : Licence et plus :
- 11) Comment avez-vous appris le métier ?
Parents : Expériences : Formation :
- 12) Vous arrivez à subvenir aux besoins de votre famille ?
Oui : Non :
- 13) Avez-vous un autre métier ?
Oui : Non :
- 14) Si oui, quelles sont les raisons pour ce métier :
- 15) Puissance de navire : CV (cheval industriel)
- 16) Effectif embarqué :
- 17) Équipements et matériels électroniques pour la pêche :
GPS :..... Radio : Sonar : Radar : Remonte filet :
- 18) Combien des sorties par semaine ? :
- 19) Durée moyenne d'une sortie :

- 20) La principale cause qui freine les sorties :
- Pannes
 - Mauvais temps
 - Manque de matériels et équipements
 - Raréfaction de ressources
 - Règlements de la pêche
- 21) Zone de pêche:
- Baie de Monastir
 - Jbal Dhriee
 - Jbal Hallouf
 - Les îles Kuriat
 - Hors la zone (golfe Hammamet, golfe Gabes, Golf Sfax)
- 22) Charges fixes annuelles (maintenance, équipements, assurance) :DT.
- 23) Charges variables par sortie (glace, appât, nourriture, carburant et fuel) :DT.
- 24) Le chiffre d'affaires déclaré par sortie :DT.
- 25) Principales espèces pêchées :
- Spars
 - Daurades
 - Poulpe
 - Denté
 - Seiche
 - Coryphène
- 26) Quantité pêchée par espèce (kg), par saison et par sortie :kg.
- 27) Les espèces pêchées dans les îles Kuriat :%
- 28) Revenu annuel moyen :DT.
- 29) Êtes-vous affilié à une organisation (syndicat, association) :
- Oui : Non :
- 30) Avez-vous sollicité un crédit bancaire :
- Oui : Non :
- 31) C'est facile de bénéficier d'un crédit bancaire :
- Oui : Non :
- 32) Avez-vous des projets d'investissement dans la pêche :
- Oui : Non :

Partie II : Perceptions d'environnement

- 33) Que pensez-vous de l'état de la ressource halieutique (les stocks) dans votre région?
- Se dégrade : Stable : S'améliore :

- 34) Dans le cas d'une dégradation, elle concerne quel type de poisson ?

- 35) D'après vous, quelle est la raison de cette dégradation ?
 Pêche illicite : Surexploitation : Utilisation des moyens illégaux :
 Pollution :
- 36) Partagez-vous l'avis de certains spécialistes qui pensent que la fermeture de certaines zones permettrait, à moyen et long terme, de restaurer les stocks ?
 Oui : Non :
- 37) Savez-vous que la surexploitation de la ressource est en mesure d'apporter atteinte à l'avenir de votre activité ?
 Oui : Non :
- 38) Si l'état s'engage à assurer des compensations seriez-vous d'accord pour la fermeture de certains sites ?
 Oui : Non :
- 39) Pensez-vous que cette fermeture aura des effets négatifs sur les revenus de la pêche à court terme ?
 Non : Partiellement : Oui :

Partie III : Perceptions de l'AMP et le consentement à recevoir (CAR)

- 40) Avez-vous déjà entendu parler de réserves marines protégées (AMP) ?
 Oui : Non :
- 41) Si oui, quel est le rôle de l'AMP?
 - Protéger certaines espèces ainsi que l'écosystème
 - Gestion durable des ressources halieutiques
 - Recherche scientifique
- 42) Vos captures du pélagique, ces dernières années, sont :
 Diminuées : Stables : Augmentées :
- 43) Pensez-vous qu'il faut intervenir pour régler le problème de surexploitation ?
 Pas d'accord : Neutre : D'accord :
- 44) Afin de gérer durablement la ressource, vous préférez :
 - Limitation de l'effort de pêche (nombre des bateaux, période de pêche, nombre de sorties)
 - L'interdiction de certaines pratiques illégales
 - Quotas individuels
 - Réserve marine

- 45) Qu'est-ce que vous en pensez de la zone I proposée ?
 Mal située : Sans avis : Bien située :
- 46) Qu'est-ce que vous en pensez de la zone II proposée ?
 Mal située : Sans avis : Bien située :
- 47) Si on considère les îles Kuriat une AMP, quel sera l'impact de ça sur votre activité?
 Négatif : Pas d'impact : Positif :
- 48) AMP aide à protéger la biodiversité :
 Oui : Non :
- 49) AMP augmente la quantité de poisson dans la zone :
 Oui : Non :
- 50) AMP augmente la quantité de poisson en dehors la zone :
 Oui : Non :
- 51) AMP aide à attirer les touristes :
 Oui : Non :
- 52) AMP aide et bénéficie principalement les pêcheurs professionnels :
 Oui : Non :
- 53) AMP aide et bénéficie principalement les pêcheurs occasionnels :
 Oui : Non :
- 54) AMP bénéficie les plongeurs sous-marins et les différentes activités sportives marines: Oui : Non :
- 55) Le système de zonage d'AMP aide à réduire les conflits entre les différents usagers :
 Oui : Non :
- 56) AMP aide à réduire la pêche illégale :
 Oui : Non :
- 57) AMP est favorable à l'économie locale :
 Oui : Non :
- 58) Votre relation avec les pêcheurs occasionnels et plaisanciers :
 Conflit : Pas de contact : Bonne coopération :
- 59) Votre relation avec les autres pêcheurs professionnels :
 Conflit : Pas de contact : Bonne coopération :
- 60) Votre relation avec les opérateurs indépendants de la pêche sportive et du loisir :
 Conflit : Pas de contact : Bonne coopération :
- 61) Votre relation avec les acteurs touristiques :
 Conflit : Pas de contact : Bonne coopération :

- 62) Pensez-vous que les pêcheurs respecteront cette AMP ?
 Oui : Non :
- 63) Êtes-vous d'accord avec une AMP dans les îles Kuriat?
 Oui : Non :
- 64) Si l'État vous donne une compensation, accepterez-vous l'AMP de Kuriat?
 Oui : Non :
- 65) Afin d'adhérer à l'idée de l'AMP, vous préférez recevoir une compensation du type :
- Exercer l'activité de transport des estivants (autorisation).
 - Une subvention (compensation monétaire)
 - Reconversion (poste d'emploi) ou changement d'activité soutenu par l'État.
 - Autre
- 66) Quel montant demandez-vous pour la compensation?DT
- 67) Quel montant demandez-vous pour la compensation :
 <2000 :..... [2000- 5000] : >5000 :
- 68) Est-ce que vous pensez que le déversement vers la zone périphérique sera important ?
- Poisson blanc
 - Poisson bleu
 - Pour toute la ressource
 - Autre
- 69) Vous préférez que l'AMP soit gérée par ?
- Garde des côtes
 - Les services de pêche
 - Les pêcheurs
 - Un conseil qui englobe tous les acteurs
 - Autre
- 70) Pour votre implication dans la gestion de cette AMP vous préférez ?
- 71) Pour votre implication dans la gestion de cette AMP vous préférez ?
- Être consultés dans via vos associations pour la prise de décision
 - Être représentés au sein du conseil de gestion de l'AMP
- 72) (Dans le cas d'une déclaration défavorable) Pourquoi n'acceptez-vous pas la compensation financière ?

.....

Questionnaire pour les visiteurs

Partie I : Les données sociodémographiques

- 1- Genre :
Homme Femme
- 2- Nationalité :
- 3- Âge :
- 4- Statut matériel :
Célibataire : Marié : Orphelin :
- 5- Niveau d'éducation :
Primaire : Secondaire : Universitaire :
- 6- Revenu annuel :
- 7- Profession :
- 8- Organisation des vacances :
Auto-organisées : Avec tour opérateur :
- 9- Nombre des visites aux îles Kuriat :
- 10- Lieu de résidence :
Milieu rural : Milieu urbain :

Partie II : Perceptions d'AMP et d'environnement

- 11- Les activités humaines affectent négativement la nature :
Pas d'accord : Neutre : D'accord :
- 12- L'usage des ressources naturelles :
Sous exploitées : Sur exploitées : Usage normal :
- 13- Existe-t-il- une crise écologique :
Oui : Non : Effets négatifs, mais pas une crise :
- 14- Intervention pour faire face aux effets négatifs qui affectent la nature :
Pas d'accord : Neutre : D'accord :
- 15- Vous êtes ici, car vous préférez les balades en nature :
Oui : Non :
- 16- Vous êtes ici pour changer le rythme quotidien :
Oui : Non :

17- Vous êtes ici, car vous aimez les visites les voyages :

Oui : Non :

18- Vous êtes ici juste pour accompagner des proches ou bien des amis :

Oui : Non :

19- Avez-vous entendu d'AMP auparavant?

Oui : Non :

20- Avez-vous visité une AMP auparavant?

Oui : Non :

21- AMP développe l'écotourisme :

Oui : Non :

22- AMP attire plus des visiteurs :

Oui : Non :

23- AMP améliore l'état des écosystèmes marins et côtiers :

Oui : Non :

24- Pensez-vous que ces deux îles sont menacées par ces visites et d'autres activités économiques :

Oui : Non :

25- Êtes-vous d'accord pour intervenir afin de protéger ces deux îles et assurer une bonne gestion :

Oui : Non :

26- AMP dans les îles Kuriat améliorera l'état de la biodiversité et les écosystèmes marins et côtiers :

Oui : Non :

27- Si une AMP est établie dans les îles Kuriat, ceci sera une vraie motivation pour y revenir :

Oui : Non :

28- Si les îles Kuriat deviennent AMP, combien sera-t-elle la somme d'argent supplémentaire au tarif actuel que vous serez disposé à payer (DT)? :

0 :.....DT

5 :.....DT

10 :.....DT

15 :.....DT

20 :.....DT

30 :DT

40 :DT

50 : DT

+50 : DT

29- Si les îles Kuriat deviennent AMP, combien sera-t-elle la somme d'argent supplémentaire au tarif actuel que vous serez disposé à payer? :

..... DT.

30- (Si l'enquêté déclare une somme nulle) Pourquoi déclarez-vous une somme nulle ?

.....

Chapitre 4

Fishermen perceptions regarding the establishment of a Marine Protected Area in Kuriat islands in Monastir (Tunisia)

Résumé :

Ce chapitre vise à identifier le positionnement des pêcheurs vis-à-vis du projet d'aire marine protégée (AMP) aux îles Kuriat. Nous avons mené des enquêtes auprès de 272 pêcheurs à trois périodes entre novembre 2009 et janvier 2013. Les liaisons entre les groupes de pêcheurs sont analysées à l'aide d'une analyse factorielle multiple (AFM), qui présente l'avantage de rendre compte simultanément de leurs données sociodémographiques et économiques, leur perception à l'environnement et les ressources halieutiques et leur avis quant à la mise en place de l'AMP. Dans un second temps, nous réalisons une classification hiérarchique ascendante (CHA) et montrons quels pêcheurs sont les plus favorables et les plus réticents au projet d'AMP. Cette caractérisation des groupes d'intérêts de la pêche côtière de la baie de Monastir nous permet d'établir des recommandations de gouvernance pour le projet d'AMP aux îles Kuriat.

Mots-clés : Aire marine protégée (AMP), Pêche côtière, Analyse factorielle multiple (AFM), Ressources naturelles, Gouvernance.

Abstract :

This chapter aims to identify the positioning of fishermen with respect to the MPA project (MPA) in the Kuriat Islands. We conducted surveys of 272 fishermen three times between November 2009 and January 2013. The links between fishing groups were analyzed using a multiple factor analysis (MFA), which has the advantage of simultaneously realizing their sociodemographic and economic data, their perception to the environment and resources fish and their views on the implementation of the MPA. Secondly, we create a hierarchical

cluster analysis (HCA) and show what fishermen are most favorable and most opposed to the MPA project. This characterization of the interest groups of the inshore Monastir Bay allows us to establish governance recommendations for the MPA project in the Kuriat Islands.

Keywords : Marine Protected Area (MPA), Coastal Fisheries, Multiple Factor Analysis (MFA), Natural Resources, Governance.

4.1 Introduction

Marine Protected Areas (MPAs) are conservation areas aiming at both protecting the marine ecosystems and promoting human and cultural development. They are quite heterogeneous in design, each combining several tools to achieve these goals using a large array of tools and regulations targeted at fishing activities (e.g. gears restrictions, minimum size limits, no-take areas) and other economic activities (e.g. tourism, housing) both at sea and inland. The World Database on Protected Areas¹ inventoried more than 10,000 MPAs covering 2.3% of the world's oceans (Spalding et al., 2013).

Despite their success, it is highly recognized that MPAs worldwide have largely heterogeneous fates. Kelleher et al. (1995b) show that less than a third of MPAs' managers disclose achieving their management objectives. The main difficulties facing managers when setting a MPA are economic and institution related. Economic reasons stem from the incentives, sometimes unintended, created by the MPA itself. Regarding fishing activities, enforced regulations may induce important reallocations of fishing effort in less regulated area, in space (Sanchirico and Wilen, 1999, 2001; Smith and Wilen, 2003) or across species (Abbott and Haynie, 2012). The reallocation effects of fishing site closures have been documented to be potentially large (Abbott and Haynie, 2012) undermining greatly the benefits from such management tools. Sanchirico et al. (2002) identify several potential economic gains and costs of MPAs to fishermen. MPAs may well increase fishermen income by improving catch and the composition of catch while reducing catch variability. On the other hand, they may decrease catch if reallocation effects are strong, spatially concentrate fishing effort and create user conflicts and increase fish search costs and fishermen personal and financial risks if they have to fish in more distant areas, perhaps further at sea.

These are some of the reasons why it may be extremely difficult in practice to enforce successful MPAs. Facing these challenges, many authors have emphasized the importance of governance on the potential outcome of MPAs. Jentoft et al. (2007) put forward the importance of involving stakeholder, especially those who may be negatively affected, into the governance of the MPA. Stakeholders' participation may contribute to low-

1. The WDPA can be downloaded at : <http://www.protectplanetoocean.org>

ring opposition to the MPA if they are able to play a role in rule making. It can also contribute to better ecological design because stakeholders, particularly fishermen, have valuable knowledge of local fish stocks and ecological conditions (Cabral et al., 2015). Hence, stakeholders' involvement in MPA projects should be more beneficial at an early stage of negotiation (Chuenpagdee and Jentoft, 2007; Basurto and Coleman, 2010; Chuenpagdee et al., 2013). MPA managers also have to be involved (Jameson et al., 2002) and incentivized to help stakeholders designing management goals (Chuenpagdee et al., 2013).

Understanding MPAs stakeholders, especially fishermen, attitudes and perceptions is thus crucial to insure the success of MPAs (Dimech et al., 2009; Charles and Wilson, 2009). In the past 10 years, there has been a rapidly growing body of literature on MPAs presenting analyses from surveys of stakeholders' attitudes and perceptions regarding MPAs, both existing and to be created. In a comprehensive survey of this literature, Pita et al. (2011) show that most of these surveys investigate at least one, mostly several, of three topics : governance issues, environmental and conservation issues and the impact of MPAs on fishing activity. Surprisingly, their survey covers 16 published studies mostly coming from developed countries with only two African studies held in Kenya (McClanahan et al., 2005) and in Tanzania (McClanahan et al., 2008) and none in the Middle East or in Asia. Pita et al. (2011) show that attitudes and opinions towards conservation measures are generally related to fishermen characteristics (onshore or by boat, type of gear, etc.). Fishermen express less favorable opinions towards conservation measures directly affecting them. If in general fishermen tend to think that MPAs are beneficial and effective tools to manage marine ecosystems, they also express negative concerns regarding their management and decision processes. They also show concerns regarding rules enforcement and the compliance with MPAs regulations. Besides, many fishermen in different contexts report concerns of MPAs on their fishing activity and income. Pita et al. (2011) report that in general, MPAs implementation is supported by stakeholders who benefit the more or are less impacted by the MPA. This reinforces the need to survey stakeholders attitudes and perceptions to identify the more fragile and less supportive ones and involve them in designing MPAs.

This paper contributes to this vast and growing literature in two ways. First, we present the results of a survey of fishermen attitudes and perceptions concerning an MPA project in the Kuriat Islands (Tunisia) in a developing country where no such data exists to the best of our knowledge. Moreover our survey was undertaken in three waves taking place in 2009, 2001, and 2013. It thus offers ground to understand better the variations of fishermen attitudes towards environmental conservation in a changing institutional environment before and after the 2011 Tunisian Jasmine Spring. Second, we present our results using an integrative methodology (Multiple Factor Analysis) which we argue to be particularly suited to analyze attitudinal surveys where stakeholders perceptions and

attitudes are measured over several dimensions.

The reminder of this paper is organized as follows. In the next section we briefly present Multiple Factor Analysis (MFA). In the third section we present our survey and data. Results are presented in the fourth section. The last section concludes.

4.2 Principles of Multiple Factor Analysis (MFA)

The multiple factor analysis (MFA) is a tool for the analysis of survey data in the presence of mixed data (qualitative and quantitative). This is an extension of the principal component analysis (PCA) and multiple correspondence analysis (MCA). The specificity of this method is that it allows the analysis of several groups of variables (qualitative and quantitative), showing the connection between groups variables, or group of variables, of the same group and modalities (Morand and Pagès, 2006).

In the presence of qualitative variables only, it applies to a table consisting of I lines and J columns. Each variable « $Q = q_j$ » is constituted of « $K = k_j$ » modalities (Pagès, 2002). The modalities in the MFA are represented by their « center of gravity » as in the PCA but differently with the MCA.

1	j	J
1	q	Q
1	k	K
i	y_{ij}	y_{ij}
I	y_{Ij}	y_{IJ}

FIGURE 4.1 – Data table

Figure 1 shows a representation of the data in the form of a matrix of dimension $I \times J$, with I the number of individuals and J the number of groups, the number of variables Q and K the number of modalities. y_{ij} is the value of variable q for individual i . All the individuals I constitute the cloud M_I^j included in the Q_j -dimensional space T^{Q_j} and the Q_j variables constitute the cloud M_Q^j included in the I -dimensional space T^I (Pages, 2004; Escofier, 1983; Pagès, 2002).

Each individual is seen as a « partial individual » i^j which belongs to the group j and is projected in barycentre of its modality. Similarly the modality of a variable which is integrated with the MFA appears as a « partial modality » positioned at the center of

gravity of the partial individuals. The square distance between two individuals i^j and l^j of the same group j is written :

$$d^2_{i^j, l^j} = \frac{1}{Q_j \lambda_1^j} \frac{I}{I_k} (y_{ik} - y_{lk})^2$$

with Q_j is the number of variables of the group j , λ_1^j is the first eigenvalue of the separate factor analysis of the group j , I is the total number of individuals, I_k the number of individuals having the modality K and $\frac{1}{Q_j \lambda_1^j}$ is the weighting² of the variables in the group j . Partial individual i^j occur by the following equation :

$$F_s i^j = \frac{1}{\lambda_s} \frac{1}{\lambda_1^j Q_j} y_{ik} F_s(g_k)$$

with F_s and g_k are the coordinates line and column respectively, λ_s is the eigenvalue obtained from the separate factor analysis and $\frac{1}{\lambda_1^j}$ is the weight of individual i^j . Partial modality may be represented by the following equation :

$$F_s g_k^j = \frac{1}{\lambda_s} \frac{J}{\lambda_1^j Q_j} \frac{1}{I_k} I_{kl} F_s(g_l)$$

with g_k^j is the modality of the group j , I_{kl} are the weights of the modalities of group j and g_l are the modalities of group j .

The MFA is a multicanonical analysis within the meaning of Carroll (1968) (Escofier, 1983). The idea of Carroll is to make a connection between a variable and a group by calculating a multiple correlation coefficient. To do this, a general variable is defined which minimizes the sum of the squares of the multiple correlations. The multiple correlation coefficient measures the connections between the variables of the same group (only one subspace). This coefficient is replaced by another measure binding between a variable and a group of variables. This connection is the sum of inertia of projections of the group of variables in the variable.

$$w_j = \text{Connection}[v, (q_1, q_2 \dots q_{k_j})] = \sum_{k \in k_j} \text{inertia of projections of } q_k \text{ on } v$$

The scalar product w_j ³ between two groups of variables K_1 and K_2 gives a measure of their connection (Escofier, 1983; Pagès, 2002; Pages, 2004). This measure⁴ is based on the correlation ratio between the groups of variables and its value is between 0 and 1 in

2. The weighting makes the maximum inertia of the cloud which associated to group j (called « partial individual » in MFA (Pagès, 2002)) equal to 1. It balances the role of different groups.

3. w_j defined as a scalar product between two groups of variables. It is under the form of inertia matrix of groups which makes the connection between them.

4. It is denoted RV in the case of standardization groups and Lg when the partial inertia groups are equal to 1.

the case of weighting of the partial inertia groups. It may be represented by the following equation :

$$l_g(K_1, K_2) = \frac{1}{I} \frac{1}{\lambda_1^2 Q_1} \frac{1}{\lambda_2^2 Q_2} \chi^2_{v_h v_q}$$

with $h \in Q_1$ and $q \in Q_2$

As mentioned above K_1 and K_2 are two groups of variables include respectively Q_1 and Q_2 variables (v_h rated for the group K_1 and v_q for the group K_2), χ^2 is the statistic connection between qualitative variables. According to Pagès (2002), the two groups are bonded to each variable within a group to be linked, within the meaning of χ^2 , to each of the variables of the other group. The weighting of the two groups is equal to 1.

4.3 Survey data and methodology

4.3.1 Study context

The Barcelona Convention in 1976 for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean and the Convention on Biodiversity in 1992 contributed significantly to the establishment of a network of MPAs in the Mediterranean Sea. These two conventions have led to the creation of the Regional Activity Center for Specially Protected Areas (RAC/SPA) in 1991 which is based in Tunis (Tunisia). This center helps and supports the countries bordering the Mediterranean, in cooperation with international organizations (UNEP, IUCN, WWF, UNESCO), to establish specially protected areas, to carry out scientific and technical research programs and conduct an exchange of information between them⁵. Several Mediterranean countries have established many MPAs such as Italy with 22 MPAs, 20 MPAs in Spain, 6 MPAs in Croatia, 7 MPAs in France (Mabile and Piante, 2005).

In the Mediterranean Sea, a large part of the MPAs was established by the countries of the North Shore. However some countries of the southern shore trying to follow the same steps that the European countries. Among the countries of the south Mediterranean Sea, Tunisia has established two marine reserves (biosphere reserve in the Zembra and Zembretta island [1977] in the Gulf of Tunis and a protected area in archipelago Galite [1988] off the Bay of Bizerte) and plans to protect other marine areas such as Kuriat Islands in Monastir.

The Kuriat Islands are characterized by their environmental, economic and social role in Monastir area. They have an important eco-systemic wealth for the marine and coastal biological balance (APAL/SCET-TUNISIE, 2000; CAR/ASP-PNUE/PAM, 2008). This wealth contributes significantly to the sustainability of certain socioeconomic activities

5. For more information, see the website www.rac-spa.org

such as coastal and craft fishing, tourism, scuba diving, boating, recreational fishing, etc. The stakeholders involved in the use of these two islands are diverse and do not necessarily share the same interests and a decision maker cannot easily find a consensus between them.

Located 20 km out to sea of the Bay of Monastir, the Kuriat islands contribute significantly to the coastal fishing activity in this area according to local authorities. Moreover, the share of regional fisheries production in domestic production is 10%. According to the statistics of the year 2014, production of coastal fisheries in Monastir is 10% weights of the national production of the inshore fishery. It is mainly coastal fishing (70% of coastal fishermen) (Regional Commissions for Agricultural Development of Monastir).

4.3.2 Survey

The surveys were conducted over three periods between November 2009 and February 2013⁶. The sample was selected by the stratification method. The total target population is the set of motorized units inshore (532 units in total in the area). They are divided in six fishing ports. These ports are our six strata. In each port, fishermen were sampled randomly. The sample includes 272 individuals (Tab 4.1).

	Monastir	Ksibet El Madiouni	Sayada	Tebolba	Bekalta	Khnis	Total
December 2009	10	4	18	27	5	2	66
December 2011	22	4	26	45	6	2	106
January 2013	24	6	25	38	6	2	101
Total of surveys	56	14	69	110	17	6	272
Fishermen population	115	23	132	221	29	12	532
Sampling rate (%)	48.7	60.8	52.2	49.7	58.6	50	51.1

TABLE 4.1 – Distribution of respondents according to the home port and the period of survey

During the three periods, we used the same questionnaire but each fisherman was interviewed once. The interview lasts for 30 minutes. We spoke directly to fishermen already in the fishing port. A topographic map showing the Kuriat islands and the zoning system, which proposed for future MPA, were presented to fishermen to help them to identify the MPA (Appendix D). To minimize false statements, each fisherman was invited to talk about the activity of his colleagues and neighbors and tell us if they share the same perceptions with him. This approach has highlighted the existence of conflicts between fishermen on practical and illegal means used for fishing. These revelations have also allowed us to have a general idea of the activity in each port and reduce biased statements for

6. During the last decade, several studies and scientific research has been conducted to clarify environmental, biological, eco-systemic, economic and social roles which play the Kuriat Islands in Monastir (Tunisia). Most of these studies are based on surveys and interviews with local stakeholders. These studies contribute significantly to raising their awareness about the roles played by these two islands. Several studies are based on surveys with these actors concerning the establishment of a MPA in the Kuriat Islands area (Masters dissertations and projects at the end of study (Hached, 2012; Mansouri, 2010; Aguir, 2009; Garzoun, 2009; Rajeb, 2009)). The choice to conduct surveys over several periods between the years 2009 and 2013 is motivated by a change in the behavior of fishermen (around the acceptability or rejection of the MPA). In particular there are many works that explain and sensitize stakeholders on the objectives of an MPA in these two islands.

some respondents. Several factors may lead respondents not reporting actual information. Among these factors, there is the fear that the interviewer has been sent by administrative departments to disclose their income and make a tax audit. For some fishermen using illegal methods and materials, there is also the fear of the closure of certain fishing areas or that of being banned from fishing.

After achieving around twenty preliminary interviews in November 2009, we set the questionnaire structure. The questionnaire consists of three main parts. The first part concerns the sociodemographic characteristics of the interviewed fisherman and its fishing activity. The second part is devoted to the perception of the interviewee of the general state of fishery resources and the environment in the area. The third part deals with the perception of the MPA by the fisherman and aims to assess its acceptance of the establishment of this MPA. These surveys show that it is mainly the fishermen who have small fishing boats with low engine power are the most affected by the MPA in Kuriat Islands. The activity of the fishermen who have large boats with high engine power is less dependent on the Kuriat islands zone as they go fishing further offshore. The degree of dependence on fishing term in Kuriat Islands varies from fishing unit to another according to engine power, the home port and the material and equipment used. For this reason, our questionnaire is for actors in coastal fishing and each fishing boat represents an individual of the target population.

4.3.3 Data

The sample includes 272 individuals distributed over different fishing ports of the Bay of Monastir (Tab 4.1). It represents 51.1% of the total coastal fishing units. 20.6% of the sample were surveyed at the port of Tebolba, 12.9% at the port of Sayada, 10.5% at the port of Monastir and the rest (7%) for other ports. 15.4% of respondents under 30 years, 54.7% are between 30 and 49 years and the rest (29.9%) over 50 years. Nearly a fisherman in ten (11.7%) is illiterate and two thirds (65.4%) have a primary school level. The small remaining quarter (22.8%) have at least a secondary school level (Tab 4.2).

Age	Education level			Total by range	Total in the sample
	illiterate	primary	secondary		
<30years	2,4%	47,6%	50%	100%	15,4%
[30-40years[3,8%	67,1%	29,1%	100%	29%
[40-50years[1,4%	81,4%	17,2%	100%	25,7%
>50years	33,3%	59,3%	7,4%	100%	29,9%

TABLE 4.2 – Distribution of respondents according to age and education level

Much of the fishermen (61.7%) have learned the art of fishing by their parents and the

rest have learned it from experience and training. There is a strong dependence between the education level and the fisheries learning method ($\chi^2= 81,12$, $df = 4$, $p\text{-value} < 0,01$). Only 16.1% of fishermen reported an activity other than fishing to support themselves. The respondents use traditional and modest fishing means and equipments. 53.4% of respondents have fishing boats with low engine power (0-30 IH⁷), 27.5% with average power (30-50 IH) and 19.1% with high power (> 50 IH).

Engine power	(0,20]	(20,30]	(30,50]	(50,120]	Total
Interviewees	18.8%	34.6%	27.5%	19.1%	100%

TABLE 4.3 – Engine power of fishing boats (IH).

90% of respondents said they are fishing near the coast of Kuriat Islands area while over 25% are fishing beyond them. 75,5% of fishermen place between 1 and 4 fishing trips per week, and 24,5% are over 4 outputs. 86,3% of fishermen report that their sea trip lasts only one day while others, mainly those having potent vessels, spend two days at sea on each sea trip.

Fishing trips	(1,3]	(3,4]	(4,6]	total
Interviewees	32,8%	42,7%	24,5%	100%

TABLE 4.4 – Number of fishing trips per week

Concerning the dependency rate to the Kuriat Islands area in terms of fishing activity, 29% of fishermen reported that their activity is carried out between 0 and 30%, 54% of them say it is between 30 and 60% and only 17% consider that their fishing activity in that area is between 60 and 100%. There is a dependency between the fishing activity in the Kuriat Islands area and engine power boats ($\chi^2= 44.68$, $df = 9$, $p\text{-value} < 0.01$).

Fishing activity	(0,30]	(30,50]	(50,60]	(60,100]	total
Interviewees	29%	32,4%	21,6%	17%	100%

TABLE 4.5 – Fishing activity in Kuriat islands

Over 66% of respondents said their capture by fishing trip is less than 40 kg and 49% of them said they did not join the syndicate⁸. 25,4% of the fishermen said that their annual income is less 7 000 DT⁹. 57% of these have their income between 7 000 and 15 000 DT, whereas for those with large boats income exceeds 15 000 DT.

7. The unit power of fishing vessels declared by the fishermen is industrial horses (IH)

8. In Monastir, fishermen can adhere to a syndicate, other associations for fishing are not recognized.

9. DT : Tunisian dinar ; Tunisian national currency 1 euro \approx 2 DT.

Income (DT)	<7000	[7000-10000[[10000-15000[≥ 15000	total
Interviewees	25,4%	30,5%	26,5%	17,6%	100%

TABLE 4.6 – Income of interviewees

Almost all fishermen surveyed (93%) perceive a deterioration in the state of fishery resources in the area. In fact, 53% of them consider that degradation affects the whole fisheries resource while 39% of respondents see that the white fish resources are the most affected. 46% of them say that overfishing is the main reason for this deterioration, while 45% of all fishermen interviewed think it is related to the use of illegal means and equipments. Moreover, 7% of respondents considered that the stock of fish resources is stable. They mostly are fishermen who have large boats and practice their activity in several fishing zones.

For 46% of fishermen, limiting fishing activity would end this resource degradation and promote the regeneration of fish stock while 50% think that the solution lies in the prohibition of illegal means and equipments. 55% of fishermen consider that the closing of some fishing areas in the Monastir zone would have a partial negative effect on their activity, while others consider the effects would be purely negative. For 79% of the fishermen, the development of an MPA to Kuriat islands will have negative effects on their fishing activity. Thus, 68,8% of them disagree with its establishment.

	Yes	No
Interviewees	31.2%	68.8%

TABLE 4.7 – Opinion of interviewees about to the establishment of MPA in the Kuriat Islands

69% of them adhere to the idea that the regional authorities should provide financial compensation in return for accepting the closure of certain fishing areas but 31% of the respondents oppose the principle of financial compensation.

	Yes	No
Interviewees	69%	31%

TABLE 4.8 – Financial compensation against the closure of Kuriat area

Knowledge on the MPA is relatively well spread with 71% of fishermen having heard of the MPA and knowing what it is. 49% of them think that the MPA aims to protect endangered species and ecosystems and has a goal of research and education. However 51% of them consider that it is created to ensure sustainable management of marine resources.

4.4 Results

4.4.1 MFA

Our survey is based on three main parts representing four groups of variables : sociodemographic (Illustrative), economic data of fishermen (G1), their perception of the Environment (G2) and their perception of the MPA in the Kuriat Islands (G3) (Appendix 4.A). The MFA methodology has been implemented in the R software via FactoMineR package developed by F. Husson J. Josse, S. Lê, and J. Pagès (Lê et al., 2008)¹⁰. This package allows gently interconnect MFA with hierarchical clusters on all three groups of variables.

In our study, the MFA is a combination of three MCA. Table 4.9 presents the inertia of separate MCA of the three groups and the MFA (global analysis). The MCA of MPA group¹¹ shows a high inertia (36.98%) than the other groups (economy and environment) for the first axis. The first two axis of MFA expressed 24.08% of the total inertia, *i.e.* 24.08% of the information from the database is summarized by the two axis, which high for a factor analysis with qualitative data (Husson et al., 2009, p.212).

Axis	MCA of Economic		MCA of Environment		MCA of MPA		MFA	
	Eigenvalue	%	Eigenvalue	%	Eigenvalue	%	Eigenvalue	%
1	0.39	20.92	0.28	24.60	0.37	36.98	1.51	13.86
2	0.20	10.65	0.18	15.90	0.17	17.27	1.14	10.22
3	0.11	5.82	0.14	12.29	0.10	9.78	0.97	8.53
4	0.10	5.55	0.12	10.94	0.08	7.75	0.60	5.36
5	0.10	5.49	0.11	10.10	0.08	7.65	0.52	4.60

TABLE 4.9 – Eigenvalues (inertia) from separate MCA and from MFA

The MFA mentions that the first two axis have a high inertia ratio 0.61 for the first axis and 0.40 for the second (Tab 4.10). This is consistent with the results of the distribution of the inertia per axis (Tab 4.9). The two axis describe an important part of the total information and explain well the projection of the individuals according to the covariates in the database.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Axis 5
Inertia Ratio	0.61	0.40	0.33	0.37	0.39

TABLE 4.10 – Inertia Ratio : Ratio[(between inertia)/(total inertia)]

The three groups are correlated with the first axis, but only the third of them contri-

10. For more detail see <http://factominer.free.fr/>

11. MPA group : is the group of variables presenting the perceptions of the interviewer about MPA.

butes to its constitution. Moreover, economic and environmental variables groups are correlated with the second axis and contribute to its constitution according to cosines squared of the groups (Tab 4.11, Figure 4.2). In our case, the MFA shows that the first two axis have the largest share of inertia and information. Thus, the MFA can be analyzed through the analysis of the first two axis only.

Group	Axis 1			Axis 2			Axis 3			Axis 4			Axis 5		
	Cor	Contrib	cos ²	Cor	Contrib	cos ²	Cor	Contrib	cos ²	Cor	Contrib	cos ²	Cor	Contrib	cos ²
ECO	0.62	17.06	0.02	0.74	44.93	0.17	0.68	51.54	0.12	0.42	13.24	0.00	0.64	27.68	0.02
ENVT	0.81	25.95	0.08	0.76	50.18	0.14	0.69	46.03	0.09	0.77	25.22	0.04	0.76	55.09	0.03
MPA	0.94	56.97	0.53	0.32	4.87	0.00	0.23	2.41	0.00	0.63	61.52	0.02	0.49	17.21	0.00

Cor : the correlation of the group with the axis
 Contrib : the contribution of the group in the construction of the axis
 cos² : the square cosine of the contribution of the group
 ECO : the economic group of variables
 ENVT : the environment group of variable (perceptions of environment)
 MPA : the MPA group of variable (perceptions of marine protected area)

TABLE 4.11 – Correlation, contribution and cos² coefficients of groups

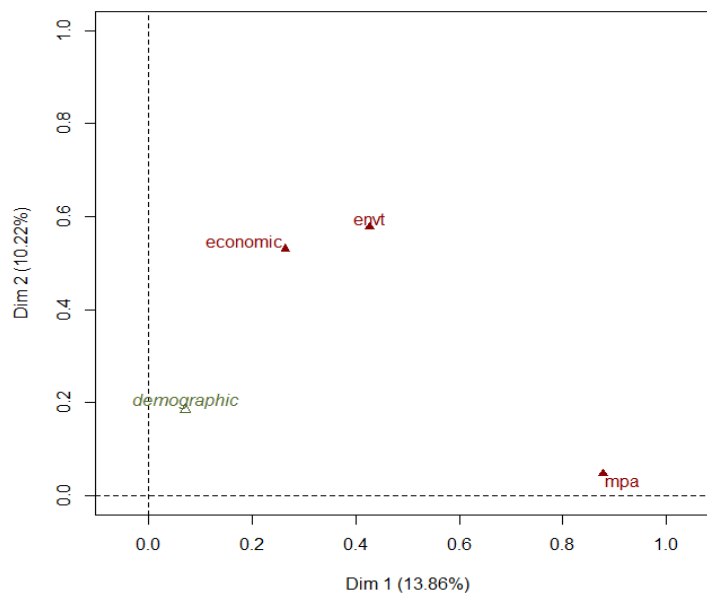


FIGURE 4.2 – Representation of the groups of variables

The global analysis underlines a small degree of connection between the three groups. This is explained by a large number of variables introduced in the analysis. The connection between the first group and the second is 0.08. That between the second and third group was 0.12 and that between the first and the third group was 0.13 (Tab 4.12). The economic variables group is related to the fishing activity of the interviewee but environment variables group describes the interviewees perceptions to environment. For this

reason, the RV coefficient¹² between economic and environmental variables is low but a little bit higher with MPA group.

	ECO	ENVT	MPA
ECO	1.00		
ENVT	0.08	1.00	
MPA	0.13	0.12	1.00

TABLE 4.12 – RV coefficient : connection between the groups

The representation of the partial axis gives an idea on the correlation between the factorial axis of the three independent MCA conducted on three groups of variables and the factorial axis of the MFA after weighing these three MCA. The first axis of MFA opposes the first partial axis of the MPA group (0.93) and the second axis of economic group (0.65) in the positive area and the first partial axis of environment variables group (-0.79) in the negative area. Regarding the second axis of the MFA, it ranges in the positive area the first two partial axis of the first (0.71) and second groups (0.74) (Figure 4.3).

The first axis of the MFA includes data from three groups. For the positive part of the axis, there are the data of the second partial axis of the economic group and those of the first axis to the MPA group. The second axis of the economic group is composed of individuals who use small fishing vessels and they have a short share (0-30%) of fishing activity unfolds in the zone of Kuriat Islands. They generally have other jobs than fishing and relate to small fishing ports in Monastir like the ports of Ksibet Mediouni, Bekalta and Khnis (other ports). In addition, the number of fishermen per boat is between one and three individuals and catches for these small boats are mainly small pelagics. This explains their low income and low quantities caught per trip at sea. The first partial axis of a group of variables about fishermen perceptions of the MPA is composed of individuals who know what a MPA means in general and agree with the establishment of a MPA in Kuriat Islands area. They also consider that the proposed zoning system is well located. They declare that MPA will contribute to increasing the fish stocks in and outside the MPA and it will be able to solve the conflicts of interest between the stakeholders. Regarding the negative part of the first axis of the MFA, there is the second partial axis of the environmental group which is characterized by individuals who report the degradation of fishery resources especially in the Kuriat Islands area. They consider that this degradation

12. RV is as matrix which gives the information of the degree of multidimensionality in each group. The RV coefficient measure the relation between groups. If this coefficient gives a zero score, there is no connection between groups and a score of 1 indicates maximum connection (Lautre and Fernández, 2004).

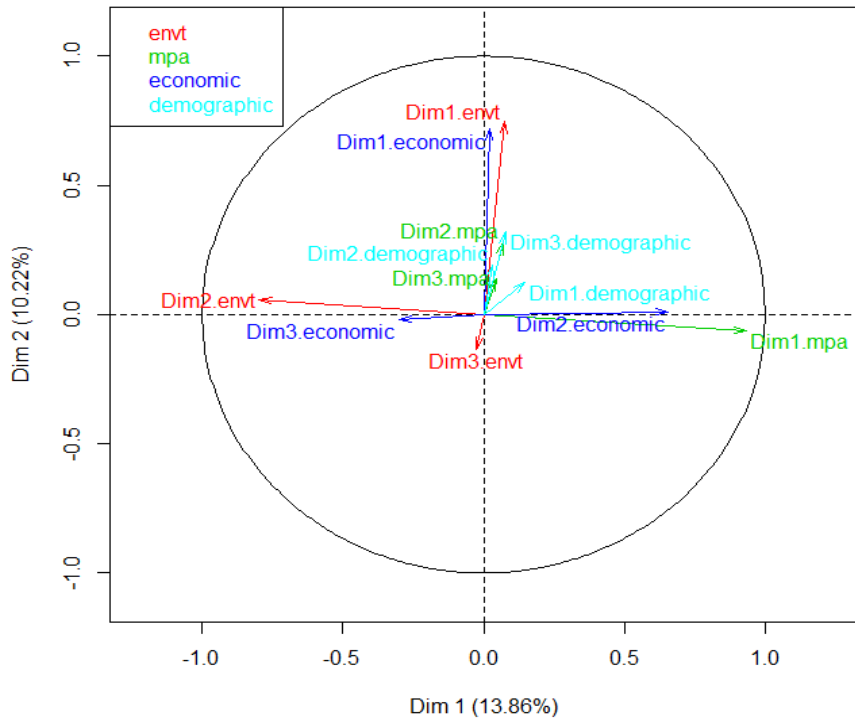


FIGURE 4.3 – Representation of the factors in separate analysis

is due to over-exploitation and use of illegal fishing practices. Moreover, they refuse the proposal of financial compensation against the closed areas because it generates negative effects on their activity.

The second axis of the MFA is represented by the first partial axis of economic and environmental group. It is characterized by individuals who fish in other areas than Kuriat islands, they have large powerful fishing gear and they join the fishing syndicate. They fish species with high monetary values (bream, toothed, dolphinfish) and they carry out fishing trips for two days on average. They report higher incomes compared to other fishermen. By cons, some of them are illiterate and the other has a primary education level. They learned the art of fishing by the experience and by their parents. Regarding their environmental perceptions, they consider that the marine resource stocks are stable and there is nothing to talk to overexploitation. In addition, they don't agree with the idea of a possible intervention for protecting resources. They claim a financial compensation in the case of taking in place a no take zone because it will affect partially and negatively their activity (Appendix 4.C).

4.4.2 The hierarchical classification

The MFA classifies fishermen according to their similarities and differences. This is done via the *hierarchical classification on the principal components* (HCPC) for the formation of heterogeneous groups. The HCPC completes the analysis of the partial axis. It groups people into classes according to their homogeneity. In our case, the HCPC distinguishes three homogeneous groups of fishermen. Once the HCPC made, calculating paragon (i.e the individuals closest center of gravity of the class) help us to identify the main representative of the class individuals. It easily identifies the different groups of people (Fig 4.4).

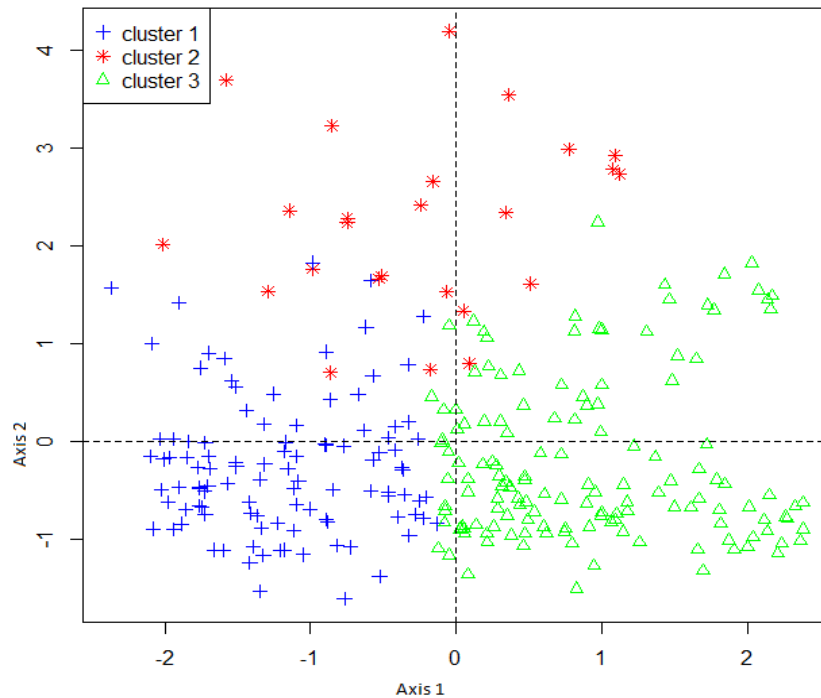


FIGURE 4.4 – Partial representation of individuals per cluster

The age of the first group of fishermen is between 30 and 50 years and they are not affiliated with a syndicate. They have a level of primary education and learned to fish by their parents. They use fishing gear with an average engine power (30 to 50 IH) and report average incomes between 7 000 and 10 000 DT. The individuals in this group are mainly identified in Sayada and Tebolba ports. Their fishing activity is highly dependent on the Kuriat Islands area (50-100%). Their activity is mainly shared between the bay of Monastir and this area. Despite their awareness of the degradation of fisheries resources and the need for action to remedy it, they show their disagreement with the establishment of MPA in Kuriat Islands. They consider that the zoning system which has been proposed

is poorly located and the MPA will generate negative effects on their fishing activity.

For the second group, the age of fishermen surveyed is between 40 and 60 years and they are affiliated with a syndicate. They have a primary and secondary education level and they learned the fishing profession through experience and training. They support the idea that the fishery resources in the area continue to deteriorate due to overexploitation. They use powerful fishing gear (50 to 120 IH) and are mainly located in Sayada, Monastir and Tebolba fishing ports. They make an average of three fishing trips per week and each last two days on average. Their incomes exceed 15 000 DT and only 30% of their fishing activity is carried out in the area of Kuriat Islands. In most of the time, they fish in other areas beyond the Kuriat Islands. They support the implementation of the MPA because they are not linked economically to the Kuriat islands area and they see it as a useful tool for the regeneration of the fish stock and the resolution of conflicts between the different stakeholders (Appendix 4.B).

The third group is composed mainly of a group of individuals who agree with the establishment of the MPA to Kuriat Islands. These fishermen have learned the profession of fishing by experience and with the help of their parents. They have a primary and secondary education level and their age is between 30 and 40 years. This group of individuals considers that the zoning system is well located and the future MPA will have positive effects such as increasing the stock of fish and the resolution of conflicts between different users. It uses low fishing equipments and gears. Rather, they are owners of small boats fishing with low engine power (<20 IH). They perform 4 to 6 sea trips a week and are attached to the port of Monastir and other small ports (Ksibet el Mediouni, Bekalta and Khnis). Their fishing activity is concentrated mainly on the coast and the bay of Monastir. For this they are weakly attached to the Kuriat area (<30% of their fishing activity conducted in Kuriat area) and reported incomes below the 7 000 DT.

The results of the HCPC are correlated with those observed empirically during the survey. Fishermen who have small and larger boats carry only a quarter of their fishing activity in the Kuriat Islands area. Small boats are limited to the coast and the large boats attend other areas beyond the Kuriat Islands. For this reason, they accept the idea of an MPA in the area. However, fishermen having average equipments and materials are more engaged in the Kuriat islands area and refuse any intervention for laying out and governance of the zone. At this stage, the HCPC has allowed us to distinguish three groups of fishermen within the group of those who practice coastal fishing. These groups are differentiated according to their economic status, their perception of the environment and the acceptance of the MPA.

4.5 Discussion

Thanks to preliminary surveys of the population of coastal fishermen Kuriat islands, we designed our questionnaire into three main parts. The first part concerns the socio-economic and demographic data of the fishermen, the second deals with perceptions of the environment and the third is interested in their perception of the MPA. Conducting a Multiple Factor Analysis (MFA) allowed us to classify the 272 fishermen surveyed in three groups according to similarities and similarities regarding socioeconomic and demographic characteristics, their activity, their perceptions on the environment in general and to the MPA in the Kuriat Islands.

The management plan prepared for the future MPA of the Kuriat islands must take into account the heterogeneity of the stakeholders in the coastal fishing, and primarily those of their individual interests, and their fishing practices. Our study shows the divergence of views of fishermen on the acceptance of the MPA because of their socioeconomic characteristics. The consideration of this heterogeneity is a necessity for the success of the MPA in the Kuriat Islands.

Our results are consistent with the work that has stressed the importance of putting into consideration the heterogeneity of the groups of stakeholders involved in the management of MPAs (Chuenpagdee et al., 2013; Pita et al., 2013). This heterogeneity does not prevent reaching a consensus among the various interveners in the MPA especially with the use of participatory and adaptive management (Yandle, 2003; Mikalsen et al., 2007; Mikalsen and Jentoft, 2008; Bown et al., 2013). At this level, despite the existence of several heterogeneous groups of actors involved, some studies have shown the success of MPAs through the adoption of transparent management policies, and participatory media (Pollnac et al., 2001; Pita et al., 2013). Drawing on the work already done, the integration of local people, particularly those of the inshore fisheries in the management plan for the future MPA in Kuriat Islands in Monastir (Tunisia) and the attempt to set building consensus among stakeholders, will contribute significantly to its medium and long-term success.

Appendix

4.A Variables signification

Group	Variables	Label	Description	n	
Illustrative	owner	If the interviewee is the owner of the fishing vessel	yes no	199 73	
	age1	Age	<30 years [30-40 years[[40-50 years[>50 years	42 79 70 81	
	edlevel	Education level	illiterate primary secondary	32 178 62	
	how job	How the interviewee has learned fishing	parents experiences training	168 72 32	
	Date	Date of interview	december 2009 December 2011 January 2013	66 105 101	
	otherjob	If the interviewee has another job besides fishing	1= If yes 0= If no	44 228	
	G1	eqmat1	If the interviewed uses a GPS in his engine	1= If yes 0= If no	159 113
		spe2	If the Gilthead sea bream is the main species captured in Kuriat zone by the interviewed	1= If yes 0= If no	123 149
		spe6	If the Dolphinfish is the main species captured in Kuriat zone by the interviewee	1= If yes 0= If no	123 149
		spe4	If the Dentex is the main species captured in Kuriat zone by the interviewee	1= If yes 0= If no	101 171
synd		If the interviewee is a member of a union	1= If yes 0= If no	139 133	
zone4		If the interviewee fishing in other areas outside Monastir	1= If yes 0= If no	47 225	
d.outlet		Time at sea for fishing	1= If 1 day 0= If more than 1 day	237 35	
zone2		If the interviewee fishing in the area beyond Kuriat Islands	1= If yes 0= If no	93 179	

ports	The home port for the interviewee	pmonastir psayada ptebolba other ports <7000 [7000-10000] [10000-15000] >15000 (1-3] (3-4] (4-6]	56 69 110 37 69 83 72 48 79 115 69 97 83 46 46 51 94 75 52 79 88 59 46 237 35
Income	The annual income of the interviewee		
nb.outlet	The number of fishing trips per week of the interviewee		
QTP	Quantity caught by output	<20 kg [20 to 40 kg [[40 to 60 kg [>60 kg (0-20kW's) (20-30kW's) (30-50kW's) (50-120kW's) (0-30%) (30-50%) (50-60%) (60-100%) 1 day 2 days	97 83 46 46 51 94 75 52 79 88 59 46 237 35
pwn2	Power of fishing vessels (Industrial horse[IH])		
kuriat	The fishing effort in Kuriat Islands %		
d.outlet	Duration per sea trip		
G2	intv.pb.d	If the interviewee agrees with the intervention to stop degradation of the marine resources	agree disagree illegal fishing overexploitation prohibited fishing gear all resource whitefish ban illegal practices limiting fishing effort
	reas.d.r	The reasons of marine resources degradation	237 35 79 127 66 146 126 119 153
	TFishD	Type of fish impacted by the deterioration	
	resmngt	Suggestions to minimize degradation of marine resources	

C.Z.effect	If the closing of some zones has a negative effect on the fishing's activity	1= If yes 0= If partially 1= If it degrades 0= If it's stable 1= If yes 0= If no yes no	121 151 253 19 254 18 188 84
resstate	The fisheries state		
overEXP	If the interviewee agree on the negative effects of overfishing		
compOutlet	If the interviewee accepts a compensation for closing certain fishing area		
G3	pviewMPA	no	187
	KMPA	yes	85
	MPArole	yes	195
	MPAcft	no	77
	MPA.Q.F	for ecosystem protection and scientific research for sustainable resources management	133
	MPA.Q.F1	yes	139
	MPA.K.impact	no	106
zon1	How the interviewee finds the 1st part of no take zone proposed by the authorities	poorly located	166
zon2	How the interviewee finds the 2ed part of no take zone proposed by the authorities	well located	179
		no	93
		yes	159
		no	113
		negative	217
		positive	55
		poorly located	153
		well located	119
		poorly located	168
		well located	104

4.B Distribution of interviewees on clusters according to the three variables groups

Group	Variables	Description	n	cluster %			χ^2	
				1	2	3		
G1	eqmat1	1= If yes	159	27.57	6.25	24.63	$\chi^2 = 18.12^*$, Df=2	
		0= If no	113	10.29	2.94	28.30		
	spe2	1= If yes	123	20.22	5.14	19.85	$\chi^2 = 7.41^*$, Df=2	
		0= If no	149	17.64	4.04	33.08		
	spe6	1= If yes	123	18.38	6.25	20.58	$\chi^2 = 8.02^*$, Df=2	
		0= If no	149	19.48	2.94	32.35		
	spe4	1= If yes	101	18.38	4.41	14.33	$\chi^2 = 13.23^*$, Df=2	
		0= If no	171	19.48	4.77	38.60		
	synd	1= If yes	139	20.58	5.51	25	$\chi^2 = 2.09$, Df=2	
		0= If no	133	17.27	3.67	27.94		
	zone4	1= If yes	47	4.77	2.94	9.55	$\chi^2 = 5.41$, Df=2	
		0= If no	225	33.08	6.25	43.38		
	d.outlet	1= If 1 day	237	33.08	6.98	47.05	$\chi^2 = 3.16$, Df=2	
		0= If more than 1 day	35	4.77	2.20	5.88		
	zone2	1= If yes	93	13.97	5.51	14.70	$\chi^2 = 10.36^*$, Df=2	
		0= If no	179	23.89	3.67	38.23		
	ports	pmonastir	56	3.67	1.10	15.80	$\chi^2 = 18.63^*$, Df=6	
		psayada	69	11.39	2.20	11.76		
		ptebolba	110	18.38	4.41	17.64		
		other ports	37	4.41	1.47	7.72		
	Income	<7000	69	5.51	2.94	23.16	$\chi^2 = 29^*$, Df=6	
		[7000-10000[83	12.23	1.83	14.33		
		[10000-15000[72	12.86	3.30	8.08		
		>15000	48	7.35	1.10	7.35		
nb.outlet	(1-3]	79	9.92	4.41	18.01	$\chi^2 = 8.19$, Df=4		
	(3-4]	115	15.80	4.04	22.42			
	(4-6]	69	12.13	0.73	12.50			
QTP	<20 kg	97	8.82	1.10	25.73	$\chi^2 = 42.65^*$, Df=8		
	[20 to 40 kg[83	11.76	3.67	15.07			
	[40 to 60 kg[46	10.66	2.20	4.04			
	>60 kg	46	6.61	2.20	8.08			
pwn2	(0-20kWs]	51	2.94	0.73	15.07	$\chi^2 = 40.54^*$, Df=6		
	(20-30kWs]	94	15.80	0.73	18.01			
	(30-50kWs]	75	13.97	3.67	9.92			
	(50-120kWs]	52	5.14	4.04	9.92			
kuriat	(0-30%]	79	1.83	2.57	24.63	$\chi^2 = 137.35^*$, Df=6		
	(30-50%]	88	5.51	5.14	21.69			
	(50-60%]	59	14.70	0.73	6.25			
	(60-100%]	46	15.80	0.73	0.36			
G2	intv.pb.d	agree	237	35.66	1.83	49.63	$\chi^2 = 110.67^*$, Df=2	
		disagree	35	2.20	7.35	3.30		
	reas.d.r	illegal fishing	79	13.97	0.36	14.70	$\chi^2 = 71.26^*$, Df=4	
		overexploitation prohibited fishing gear	127	17.64	0.36	28.67		
	TFishD	all resource	66	6.25	8.45	9.55	$\chi^2 = 27.75^*$, Df=2	
		whitefish	146	23.16	0.36	30.14		
	resmngt	ban illegal practices	126	14.70	8.82	22.79	$\chi^2 = 4.79$, Df=2	
		limiting fishing effort	119	13.60	5.14	25		
	C.Z.effect	1= If yes	153	24.26	4.04	27.94	$\chi^2 = 83.11^*$, Df=2	
		0= If partially	121	30.14	2.57	11.76		
				151	7.72	6.61	41.17	

	resstate	1= If it degrades 0= If it's stable	253 19	37.86 0	2.20 6.98	52.94 0		
	overEXP	1= If yes 0= If no	254 18	35.66 2.20	6.61 2.57	51.10 1.83	$\chi^2 = 20.90^*$, Df=2	
	compOutlet	yes no	188 84	10.29 27.57	7.72 1.47	51.10 1.83	$\chi^2 = 138.13^*$, Df=2	
G3	KMPA	yes no	195 77	23.16 14.7	4.77 4.41	43.75 9.19	$\chi^2 = 18.9^*$, Df=2	
	pviewMPA	no yes	187 85	37.13 0.73	6.98 2.20	24.63 28.30	$\chi^2 = 74.89^*$, Df=2	
	MPArole	for ecosystem protection and scientific research for sustainable resources management	133 139	16.17 21.69	3.30 5.88	29.41 23.52	$\chi^2 = 5.79$, Df=2	
	MPAcft	yes no	106 166	7.35 30.51	2.57 6.61	29.04 23.89	$\chi^2 = 33.11^*$, Df=2	
	MPA.Q.F	yes no	179 93	13.60 24.26	3.67 5.51	48.52 4.41	$\chi^2 = 91.07^*$, Df=2	
	MPA.Q.F1	yes no	159 113	10.29 27.57	5.14 4.04	43.01 9.92	$\chi^2 = 72.34^*$, Df=2	
	MPA.K.impact	negative positive	217 55	37.13 0.73	7.72 1.47	34.92 18.01	$\chi^2 = 38.62^*$, Df=2	
	zon1	poorly located well located	153 119	36.02 1.83	4.77 4.41	15.44 37.50	$\chi^2 = 106.42^*$, Df=2	
	zon2	poorly located well located	168 104	35.29 2.57	5.14 4.04	21.32 31.51	$\chi^2 = 71.61^*$, Df=2	
	Illustrative	AGE	<30years [30-40years[[40-50years[>50years	42 79 70 81	4.41 12.87 8.82 11.76	2.21 1.84 1.84 3.31	8.82 14.34 15.07 14.71	$\chi^2 = 5.59$, Df=6
		date	december 2009 december 2011 january 2013	66 105 101	12.50 11.03 14.34	0.00 8.82 0.37	11.76 18.75 22.43	
		owner of boat	no yes	73 199	8.09 29.78	2.94 6.25	15.81 37.13	$\chi^2 = 2.58$, Df=2
education level		illiterate primary secondary	32 178 62	4.41 27.21 6.25	2.94 2.21 4.04	4.41 36.03 12.50	$\chi^2 = 24.26^*$, Df=4	
other job		no yes	228 44	35.66 2.21	8.82 0.37	39.34 13.60	$\chi^2 = 20.49^*$, Df=2	
howljob		experiences parents training	72 168 32	7.72 27.21 2.94	3.31 3.68 2.21	15.44 30.88 6.62	$\chi^2 = 11.22^*$, Df=4	

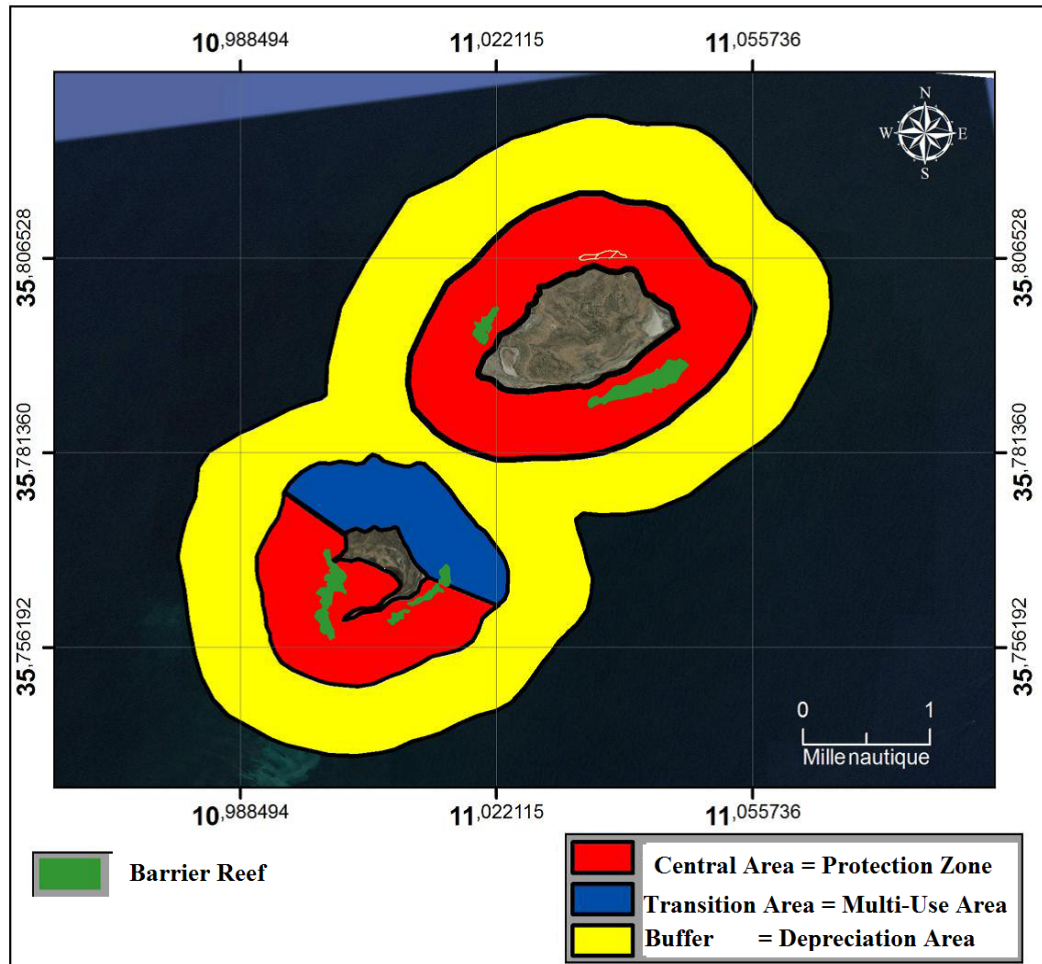
4.C Coordinate of variables on the first two axis

			Axis 1	Axis 2
G1	eqmat1	no	0.42	-0.54
		yes	-0.30	0.39
	spe2	no	0.11	-0.45
		yes	-0.13	0.55
	spe4	no	0.13	-0.35
		yes	-0.22	0.59
	spe6	no	0.07	-0.49
		yes	-0.09	0.60
	synd	no	0.09	-0.24
		yes	-0.09	0.23
	zone4	no	-0.11	-0.26
		yes	0.54	1.24
	d.outlet	1 day	-0.06	-0.20

		more than 1 day	0.38	1.38
	zone2	no	0.03	-0.47
		yes	-0.05	0.90
	ports	pmonastir	0.77	0.04
		psayada	-0.24	-0.08
		ptebolba	-0.31	0.09
		other ports	0.21	-0.18
	Income	<7000	0.58	-0.45
		[7000-10000[-0.25	-0.27
		[10000-15000[-0.45	0.39
		>15000	-0.02	0.77
	nb.outlet	(1,3]	0.36	0.43
		(3,4]	-0.09	-0.05
		(4,6]	-0.31	-0.46
	QTP	<20	0.50	-0.62
		[20-40[-0.24	-0.14
		[40-60[-0.89	0.37
		>60	1.09	1.46
	pwn2	(0,20]	0.89	-0.67
		(20,30]	-0.30	-0.52
		(30,50]	-0.54	0.18
		(50,120]	0.45	1.33
	kuriat	(0,30]	1.20	0.20
		(30,50]	0.21	0.10
		(50,60]	-0.81	-0.24
		(60,100]	-1.42	-0.22
G2	intv.pb.d	agree	0.02	-0.22
		disagree	-0.13	1.49
	reas.d.r	illegal fishing	-0.17	-0.57
		overexploitation	0.08	-0.09
		prohibited fishing gear	0.05	0.85
	TFishD	all resource	0.05	-0.35
		whitefish	-0.06	0.41
	resmngt	ban illegal practices	0.11	0.04
		limiting fishing effort	-0.09	-0.03
	C.Z.effect	partially	0.69	0.10
		yes	-0.87	-0.12
	resstate	degrade	-0.51	-0.19
		stable	0.20	2.52
	overEXP	yes	-0.44	-0.11
		no	0.03	1.58
	compOutlet	yes	0.61	0.07
		no	-1.36	-0.17
G3	KMPA	no	-0.53	0.34
		yes	0.21	-0.14
	pvueMPA	no	-0.59	-0.03
		yes	1.30	0.06
	MPArole	Ecosystem protection & sc.research		
		Sustainable ressource mnngt		
	MPAcft	no	-0.53	-0.01
		yes	0.84	0.02
	MPA.Q.F	no	-1.07	0.25
		yes	0.55	-0.13
	MPA.Q.F1	no	-0.90	0.14
		yes	0.64	-0.10
	MPA.K.impact	negative	-0.42	-0.02

	positive	1.66	0.10
zon1	poorly located	-0.78	-0.07
	well located	1.00	0.09
zon2	poorly located	-0.58	-0.04
	well located	0.94	0.07

4.D The MPA zoning system to Kuriat Islands



The MPA proposed by environmental authorities has medium size (between 1000 and 10000 ha) and transformed into zones. The purpose of zoning is mainly to protect the most sensitive areas and to limit conflicts of use. The proposed areas are central area dedicated to conservation and where activities are limited and regulated, a buffer zone which can be exercised for some disruptive activities on the environment, and a transition zone where can focus human activities who have to turn to friendly practices the environment (Langar et al., 2011).

Chapitre 5

Model uncertainty and selection bias in the estimation of WTA : an application to the establishment of a MPA in Tunisia

Résumé :

Après avoir traité dans le chapitre précédent l'hétérogénéité des pêcheurs côtiers quant à la mise en place d'une AMP dans les îles Kuriat à Monastir, nous nous intéressons à l'estimation de leur consentement à recevoir (CAR) afin d'accepter ce projet de conservation. Pour estimer le CAR et ses déterminants, le modèle HeckitBMA (modèle qui combine le modèle de Heckman (1979) avec l'inférence bayésienne [Bayesian Model Averaging (BMA)]) est utilisé avec les données d'enquêtes avec les pêcheurs (272 individus). Ce modèle tient compte de deux principales difficultés : le biais de sélection et l'incertitude quant au modèle à choisir. Le HeckitBMA détermine le modèle le plus sûr avec le minimum d'incertitude. La première étape du modèle (probit binaire) montre que l'acceptation des pêcheurs d'une compensation financière est déterminée par la conscience de l'état des ressources halieutiques, la période d'enquête, la quantité de capture de poissons, et la part d'activité dans la zone des îles Kuriat. En revanche, quant à la déclaration de leur CAR, les enquêtés sont influencés par les caractéristiques de leur activité telles que le port de pêche de rattachement, le revenu, la quantité capturée de poissons, et la puissance motrice du bateau de pêche. Les résultats de modèle HeckitBMA montrent bien l'hétérogénéité du groupe de pêcheurs côtiers concernant l'établissement d'une AMP dans la zone Kuriat. Ceci pourrait donner une aide aux décideurs publics sur les principaux déterminants de leur position vis-à-vis de l'AMP.

Abstract :

After processing the heterogeneity of coastal fishermen in the previous chapter for the establishment of an MPA in Kuriat Islands in Monastir, this chapter is focused on estimating their willingness to accept (WTA) this conservation project. To estimate the

WTA and its determinants, the HeckitBMA model (which combines the model of Heckman (1979) with Bayesian inference [Bayesian Model Averaging (BMA)]) is used to survey data with fishermen (272 individuals). This model takes into account two main problems : selection bias and uncertainty as to the model to choose. The HeckitBMA determines the best model with minimal uncertainty. The first step of the model (binary probit) shows that the acceptance of the fishermen of financial compensation is determined by the consciousness of the state of fish stocks, the investigation period, the amount of catching fish, and the share of activity in the Kuriat islands area. However, respondents WTA is influenced by the characteristics of their business such as their originating fishing port, their income, the quantity of caught fish and the engine power of the fishing vessel. HeckitBMA model results clearly show the heterogeneity of coastal fishing group on the establishment of an MPA in the Kuriat area. This could give support to policy makers on the key determinants of their position on the MPA.

5.1 Introduction

Several efforts have been made for the establishment of conservation policies. These policies have succeeded in some measure to minimize environmental damage and to resolve the overexploitation of exhaustible natural resources. Renewable resources are in large part in common use. They are the object of a debate about their management. Free access to these resources leads to the problem of their overexploitation (Hardin, 1968). The absence of proprietary right on the use of these resources also thought to be the main reason for their overexploitation (Coase, 1960).

Despite the divergence over the reasons leading to the exploitation of natural renewable resources, the consensus was reached to implement conservation policies (*e.g.* Biodiversity Convention 1992). To avoid overexploitation of common pool resources, Hardin (1968) proposes three solutions (nationalization, privatization, and management by local communities). These solutions represent conservation policies. Before choosing one of them, it is important to determine its costs and benefits. In general, the costs of a conservation policy are known and the benefits are unknown. To adopt such a policy of conservation, it must generate higher benefits than costs. Given the lack of a market for many natural resources, the evaluation of conservation policies is difficult to achieve. For this reason, several methods and techniques have been adopted to assess the environmental assets and subsequently conservation policies as a whole.

Among the methods of assessment discusses the stated preference method known as contingent valuation (CV) (Brown, 2003). This method allows to determine the use and the existence value of assets (Mitchell and Carson, 1989). It consists to go directly to individuals to determine the price of a natural asset (example : « What would you pay for environmental safety ? », « What would you pay for wilderness ? » (Hanemann, 1994)).

This method was successful in some measure to help decision makers to choose whether or not such a conservation policy. However, it was criticized as an imperfect method for measuring non-use assets. In addition, it has several biases and does not represent a satisfactory basis for a decision maker to choose the relevant policy (Diamond and Hausman, 1994; Ariely et al., 2003; Blumenschein et al., 2008). Some authors consider the contingent valuation method useful for the measurement of the non-use assets despite its limitations and biases and encourage its practitioners to make it better (Hanemann, 1994; Carson, 2012; Lusk and Hudson, 2004). Even those who refuse it to be adopted as an assessment tool, admit that the CV method is better than nothing to evaluate the conservative policies and help the decision makers (Diamond and Hausman, 1994; Kling et al., 2012). Moreover, the recent works have considered the sources of bias regarding the use of CV, such attention has enhanced the CV results (Blumenschein et al., 2008; Bateman et al., 2008; Zhang et al., 2010; Lusk and Hudson, 2004; Clinch and Murphy, 2001).

CV is applied through the calculation of willingness to pay (WTP) or willingness to accept (WTA). Mitchell and Carson (1989) define the WTA in the case « *to ask the respondents what they are willing to accept for a decrease in the quality of a public good* » and the WTP « *if we ask what they willing to pay to avoid the loss of quality* ». WTA is usually higher than WTP and there is a gap between them in most cases (Hanemann, 1991; Arrow et al., 1993; Horowitz and McConnell, 2002; Bateman et al., 2008).

The main object of CV is to measure the average WTP or WTA to determine the non-use value assesses, but also to specify the best regressors influencing the respondents declaration. The literature has shown a divergence around the regressors whose determine both WTP and WTA such as respondents' income (Hanemann, 1991; Mitchell and Carson, 1989). For this reason, many statistics and econometrics methods have been applied to enhance the CV's results. Among these, the stepwise selection method is applied to identify the relevant regressors which may be included in models regressions (Steyerberg et al., 1999). It has been used in epidemiological models (logistic (Steyerberg et al., 1999; Habbema, 2000), linear (Habbema, 2000), Poisson (Buckland et al., 1997), Cox (Harrell et al., 1984) regression, etc.). Despite its multiple variants (forward, backward, combined forward-backward), stepwise selection methods have been criticized (Buckland et al., 1997; Steyerberg et al., 1999; Habbema, 2000; Harrell et al., 1984). We can split the critics in two categories (Steyerberg et al., 1999; Habbema, 2000) : the first highlights the possibility to select a random regressors especially in small data set (Harrell et al., 1984; Sauerbrei and Schumacher, 1992; Derksen and Keselman, 1992; Wang et al., 2004) and the second mentions the bias in the parameters' estimation (Miller, 2002; Hurvich and Tsai, 1990; Weiss, 1995; Han et al., 1988; Altman and Andersen, 1989).

To overcome the stepwise selection's limitations mentioned in the literature, the Baye-

sian approach has been proposed as an alternative to account for model uncertainty (Maddigan et al., 1995). In recent years, Bayesian Model Averaging has been used widely for model selection because it includes the uncertainty problem (Berger and Sellke, 1987; Hoeting et al., 1999). It has shown more advantages in different classes of models such as linear regression, survival analysis, multinomials, logistic regression, multivariate analysis, stochastic processes, etc. (Kass and Raftery, 1995; Raftery et al., 1996; Wasserman, 2000).

Stated preference methods such as contingent valuation method (CVM) have been applied widely in conservation policies and environmental values in spite of its critics (Carson, 2012). CVM surveys look for determining the WTA and identify the regressors influencing it. To reach this goal, practitioners have used frequentist models in many surveys such as contingent valuation of marine conservation (Hall et al., 2002; Arin and Kramer, 2002; Asafu-Adjaye and Tapsuwan, 2008; Peters and Hawkins, 2009; Togridou et al., 2006; White et al., 2001). As we showed above, frequentist models have several limitations especially in this kind of surveys (Contingent Valuation of marine conservation) who have two main problems : uncertainty about regressors and selection bias. The aim of our chapter is to establish a contingent valuation of marine conservation accounting for these two issues. Thus, we seek to identify the regressors which influence fishermen's WTA for the marine protected area (MPA) project in Kuriat island in Monastir (Tunisia) and to determine the WTA average. This survey may help decision makers to take into account fishermen's incentives for accepting or rejecting the MPA project and the amount of compensation that will cover a share of total costs. The MPA project seeks to manage two different and complex systems comprising a social system (institutions, mechanisms), a governing and a natural system (stakeholders, ecosystem) which can be viewed as a system to be governed (Jentoft, 2007; Jentoft et al., 2007). Moreover, the success of MPA in many cases depends on the participation of stakeholders in the MPAs' management schedule (Jentoft and Chuenpagdee, 2009; Chuenpagdee et al., 2013). Therefore, our work has been split into two stages. In the first stage we seek to identify the covariates influencing the point of view of fishermen about the MPA project (accept or reject it). In the second stage we try to determine the WTA amount average and the covariates who influence it. To realize our work, we used the HeckitBMA method developed by Eicher et al. (2012) who have shown that it can address two difficulties simultaneously : model uncertainty and selection bias. The HeckitBMA method extends the statistical assets of Bayesian Model Averaging (BMA) to Heckman's (1979) two stages model (Eicher et al., 2012).

5.2 HeckitBMA : model uncertainty and selection bias

The aim of this chapter is twofold. The first stage consists to determine if the interviewee accepts or not the MPA project with a proposal for a financial compensation and thereafter declares a WTA amount. The second stage is to identify the regressors which influence the positive WTA. The literature has shown that the CV has been mostly used to measure WTP compared to WTA. WTA measures have been widely used in forest conservation literature (Shyamsundar and Kramer, 1996; Lindhjem and Mitani, 2012; Shyamsundar and Kramer, 1996; Bateman, 1996). It has been only once presented theoretically (Hall et al., 2002). Facing the scarcity of WTA measures about MPAs, there is an important likelihood to encounter many problems regarding the appropriate covariates to include in the model. The HeckitBMA developed by Eicher et al. (2012) allows us to carry out the two steps pointed out above¹.

5.2.1 The HeckitBMA model

The selection bias process is presented by a system of two equations :

$$T = \theta'Z + \epsilon \quad (5.1)$$

$$Y = \beta'X + \eta(\text{if } T > 0) \quad (5.2)$$

Where Y is the dependent regressor, X are the independent regressors, and T considered as an « unobserved factor that dictates whether Y is observed » (Eicher et al., 2012). Z and X may share several regressors and Z determines T . The term error of Y is :

$$\begin{pmatrix} \eta \\ \epsilon \end{pmatrix} \sim N \left(\begin{pmatrix} 0 \\ 0 \end{pmatrix}, \begin{pmatrix} \sigma_{\epsilon}^2 & \sigma_{\eta\epsilon} \\ \sigma_{\eta\epsilon} & \sigma_{\epsilon}^2 \end{pmatrix} \right) \quad (5.3)$$

When $\sigma_{\eta\epsilon}^2 \neq 0$, the estimation of β is biased because only the observed values of Y had been used. To overcome this bias, Heckman (1976) proposes to estimate a probit regression of T (1 if Y is observed and 0 otherwise) on Z written $\hat{\theta}$ is a vector estimates. The Inverse Mills Ratio (IMR)² ($\hat{\lambda} = \phi[\tilde{T}]/\Phi[\tilde{T}]$) is obtained through the estimation of $\tilde{T} = \hat{\theta}'Z$. In a second step, the IMR yield the vector estimates $\hat{\beta}$ after that Y are regressed on X . It helps to administrate the selection bias especially in the presence of truncated normal distributions. OLS estimates on Y are biased when one comes to reject the hypotheses that the IMR is zero. A combination of Heckman Method and BMA approach gives HeckitBMA. The strength of HeckitBMA over the Heckit model is to addresses model

1. The HeckitBMA developed by Eicher et al. (2012) has permitted to identify the determinants of margins of FDI (Foreign Direct Investment) (Eicher et al., 2012).

2. The ratio of the probability density function over the distribution of \tilde{T} .

uncertainty in both stages (Jordan and Lenkoski, 2012).

It's easy to understand the HeckitBMA after understanding the BMA approach. The BMA presented by Hoeting et al (1999) is a general case of bayesian approach³. We consider Δ as the quantity of interest and the data D and p models considered (M_1, \dots, M_p) . According to the literature, the model space or the model prior is the uniform distribution which shows that all models have the same prior probability ($pr(M_p) = 1/p$ for each p) (Eicher et al., 2011). The posterior probability of each model is :

$$pr(M_p|D) = \frac{pr(D|M_p)pr(M_p)}{\sum_{k=1}^P pr(D|M_k)pr(M_k)} \quad (5.4)$$

Where

$$pr(D|M_p) = \int pr(D|\theta_p, M_p)pr(\theta_p|M_p)d\theta_p \quad (5.5)$$

is the integrated likelihood of model M_p with the vector of parameters θ_p . The prior densities for parameters are $pr(\theta_p|M_p)$, the likelihood is $pr(D|\theta_p, M_p)$ and the prior probability that M_p is the true model is $pr(M_p)$. The posterior means and variances weighted by the posterior model probabilities are given by :

$$E[\theta|D] = \sum_{p=0}^P \hat{\theta}_p pr(M_p|D), \quad (5.6)$$

$$Var[\theta|D] = \sum_{p=0}^P (Var[\theta|D, M_p] + \theta_p^2)pr(M_p|D) - E[\theta|D]^2, \quad (5.7)$$

where $\theta_p = E[\theta|D, M_p]$ (Hoeting et al., 1999).

According to the BMA approach, HeckitBMA determine the posterior model probabilities $pr(M_p|D)$ and the fitted values for each model M_p in the first stage. The model averaged fitted value formed by

$$\tilde{T}^{BMA} = \sum_{p=1}^P pr(M_p|D)\tilde{T}_p \quad (5.8)$$

after that, the inverse mills ratio (IMR) derived, $\tilde{\lambda}^{BMA} = \phi[\tilde{T}^{BMA}]/\Phi[\tilde{T}^{BMA}]$.

As Hoeting et al. (1999) mentioned, the model selection follows the standard linear regression BMA in the second stage. The IMR is considered as an additional regressor in the averaged model. We suppose that $N = (N_1, \dots, N_L)$ are the models of the second stage. The second stage posterior model probabilities, $r_l = pr(N_l|D)$ and the parameter estimates, $\tilde{\beta}_l$ determined by HeckitBMA which using \tilde{T}^{BMA} and D . The posterior mean

3. For more details see Kass and Raftery (1995).

and variance derived by HeckitBMA are determined by

$$\tilde{\beta}^{HeckitBMA} = \sum_{l=1}^L r_l \tilde{\beta}_l \quad (5.9)$$

$$\tilde{\sigma}^{HeckitBMA} = \sum_{l=1}^L (Var[\beta_l|D, N_l, \tilde{\lambda}^{BMA}] + (\beta_l)^2)r_l - E[\beta_l|D, \tilde{\lambda}^{BMA}]^2 \quad (5.10)$$

The combination of the IMR $\tilde{\lambda}^{BMA}$ and model N_l in the second stage gives the HeckitBMA which is the average of each estimate. The results given by the HeckitBMA may be interpreted similarly to that of BMA. Eicher et al. (2012) mention that the only difference is that « the inclusion probability is based on estimates and model probabilities »⁴.

5.2.2 An extension of Eicher et al. model : the parameter priors

Statistics and economics literature propose twelve candidates default parameter priors (Eicher et al., 2011; Fernandez et al., 2001). Eicher et al. (2012) applied the HeckitBMA using only one parameter prior : the unit information prior (UIP). The BIC is an approximation of UIP (Bollen et al., 2012). Moreover, they used just one model prior (we can say « model space ») : the prior probability is equal for all models according to the bayesian approach, $pr(M_p) = \frac{1}{p}$ (Eicher et al., 2011). We also use only one model space and they assume a priori that all models have the same probability, but we add two more parameters priors : IBIC and AIC. The BIC is equal to « $-2(\log \text{maximized likelihood}) + (\log N)(\text{number of parameters})$ » does not depend on sample size (Kass and Raftery, 1995). The BIC is useful to compare and evaluate « competing models » (Bollen et al., 2012). Also, it helps to compare « the fit of nested and non-nested models » (Raftery, 1995). The BIC approximation of the UIP is widely used because it is easy to apply (Burnham and Anderson, 2004). Moreover, the UIP is the only parameter prior may select the right regressors for the best model (Eicher et al., 2011).

The AIC (AIC= $-2(\log \text{maximized likelihood}) + 2(\text{number of parameters})$) is focused

4. For applying HeckitBMA, Eicher et al.(2012) used the Mode Oriented Stochastic Search (MOSS) algorithm made up by Lenkoski and Dobra (2011). This algorithm is used to avoid the presentation of all the possible models shown by the posterior density (eq.4). For instance, in regression with k cases and « N candidate independent variables, the possibility of outliers and four possible transformations of each variable gives an initial set of around $(2^J \times (O_{max}^n) \times 4^{J+1})$ models, where O_{max} is the maximum number of possible outliers envisaged » (Kass and Raftery, 1995). To represent the model space, the MOSS algorithm runs over several iterations to determine the Occam's window. The Occam's window is an interval including the certain and best models among all the possible models in the model space. To determine the Occam's window, the MOSS algorithm runs from different starting points until to obtain the same models in the interval for each iteration. The best model in the Occam's window which has the lowest BIC (or other priors like IBIC or AIC). We choose the number of models which compose the Occam's window and the MOSS algorithm selects it from the model space according to the lowest prior. The sum of the probabilities of all models in Occam's window is equal to 1. The probability of a parameter (variable) is equal to the sum of probabilities of the models of Occam's window where it appears there. Using the MOSS algorithm, we can obtain equal or better results than other algorithms such as MC3 or Leaps and Bounds (Eicher et al., 2011).

on a predictive argument (Kass and Raftery, 1995). It selects the best approximation « if the predictive distribution is conditional on a single model and on its estimated parameters » (Kass and Raftery, 1995). But this prediction is biased when model uncertainty is neglected. Also, the AIC may overestimate the number of parameters included in the model. The number of parameters increases with sample size (Kass and Raftery, 1995; Burnham and Anderson, 2004). According to Burnham and Anderson (2004), the AIC may have a « Bayesian derivation ». AIC had been designed « to solve the Akaike prediction problem⁵ ». But the BIC seeks to select « the most probable model given the data » (Wasserman, 2000).

The reason for using the Information matrix-based Bayesian Information Criterion (IBIC) is that it is less approximative than the BIC with small samples (Bollen et al., 2012). The IBIC is based on modifications of theoretical derivations of BIC. It is defined by :

$$IBIC = -2(l(\hat{\theta}_p)) + d_p \log\left(\frac{N}{2\pi}\right) + \log |\bar{I}_E(\hat{\theta}_p)| \quad (5.11)$$

where $l(\hat{\theta}_p) \equiv \log(p(D|\theta_p, M_p))$, d_p is the number of distinct parameters estimated in model M_p , π is the usual mathematical constant, \bar{I}_E is the average estimated information matrix derived from Hessian matrix⁶. In the case of the smaller sample, the IBIC may be more relevant than BIC.

5.3 Study area and survey

Tunisia, which holds more than sixty islands, has established two nature reserves coastal protected (Zembra and Zembretta, The Galitte) and more are planned. These future protected areas include the Kuriat islands in Monastir which are chosen to be a marine protected area (MPA) project according to the Coastal Protection and Planning Agency (CPPA) of Tunisia (APAL/SCET-TUNISIE, 2000).

The Kuriat islands are located 20 km seaward of the Bay of Monastir (Tunisia). They are home to coastal and marine ecosystems whom play an important role in the sustainability of many socioeconomic activities such as small-scale coastal fisheries, tourism, scuba diving, boating, recreational fishing, etc. Two nautical miles surrounding Kuriat islands are characterized by a particularly rich in the ecosystem. These surroundings are home to fields such as marine seagrass *Posidonia*⁷ (*Posidonia oceanica*), which is impor-

5. Based on the same asymptotic properties as the BIC, the AIC prior is used to overcome the errors related to prediction. It predicts with minimizing errors and may allow to obtain reliable results.

6. $\bar{I}_E = -E \left[\frac{\partial^2 [p(D_i|\theta_p, M_p)]}{\partial \theta_p \partial \theta_p'} \right]$, for more detail see Bollen et al. 2012.

7. *Posidonia Oceanica* is endemic to the Mediterranean, and is the most-widespread seagrass species in the region. It is an important habitat forming species and provides habitat for many species. (Accessed February 17, 2014 : <http://www.iucnredlist.org/details/153534/0>).

tant for nesting fish as well as the regeneration of stocks of fish resources mainly pelagic fish (APAL/SCET-TUNISIE, 2000; CAR/ASP-PNUE/PAM, 2008). Moreover, these two islands are also home to several endangered species such as the sea turtle *Caretta caretta*.

According to the statistics of year 2014, the production of the inshore fishery in Monastir is 10% of the national production of coastal fisheries. This is essentially a coastal fishery (70% of coastal fishermen). The Kuriat islands contribute significantly to the activity of inshore fishing in this area according to local authorities⁸. The stakeholders involved in the Kuriat islands usage are diverse and do not necessarily share the same interests. Therefore, we can say that the Kuriat islands' management represent a complex and difficult challenge for a decision maker.

We have conducted surveys over three periods⁹ (December 2009, December 2011 and January 2013). The sample was selected by the stratification method. The total target population is all motorized coastal fishing units (532 units in the area). They are spread over six fishing ports. These six ports represent our strata. In each port, we randomly sampled fishermen. The sample includes 272 individuals (Table 5.1).

	Monastir	Ksibet El Madiouni	Sayada	Tebolba	Bekalta	Khnis	Total
December 2009	10 (15.15%)	4 (6.06%)	18 (27.27%)	27 (40.90%)	5 (7.57%)	2 (3.03%)	66 (100%)
December 2011	11 (16.66%)	2 (3.84%)	13 (19.69%)	22 (42.30%)	3 (5.76%)	1 (1.92%)	52 (100%)
January 2013	35 (22.72%)	8 (5.19%)	38 (24.67%)	61 (39.61%)	9 (5.84%)	3 (1.94%)	154 (100%)
Total of interviewees	56 (20.58%)	14 (5.14%)	69 (25.36%)	110 (40.44%)	17 (6.25%)	6 (2.20%)	272 (100%)
Total number of fishermen per port	115 (21.61%)	23 (4.32%)	132 (24.81%)	221 (41.54%)	29 (5.45%)	12 (2.25%)	532 (100%)
Sample rate per port	48,70%	60,80%	52,20%	49,70%	58,60%	50%	100%

TABLE 5.1 – Distribution of interviewees by port and survey period

During the three periods, we used the same questionnaire but every fisherman has been surveyed only once. The questionnaire lasts 30 minutes and is carried on directly with fishermen already in the fishing port. A topographic map showing Kuriat islands and the system proposed for the future MPA zoning were presented to fishermen to facilitate identification of the MPA.

To minimize misreporting, each fisherman was invited to talk about the activity of colleagues and neighbors and tell us if they share with him the same perceptions. These informations have allowed us to have a general idea of the activity in each port and reduce biased statements for some interviewees. Several factors may cause respondents not to report actual information. Among these factors, there is the fear that the investigator be sent by administrative services to disclose their income and make a tax audit. For some

8. Regional Commission for Agricultural Development of Monastir (interview took place January 12, 2013 with the responsible management of fisheries).

9. The choice of conducting surveys into several periods between the years 2009 and 2013 is motivated by a change in the behavior of fishers (to the acceptability or rejection of the MPA).

fishermen using illegal means and materials, there is also the fear of closure of certain fishing areas or that of fishing be prohibited.

After the completion of twenty preliminary interviews in December 2009, we established the final structure of the questionnaire. It is composed of three main parts. The first concerns the sociodemographic characteristics of the fisherman and investigated its activity. The second is devoted to the perception of the respondent to the general state of fisheries resources and the environment in the area. The third part deals with the perception of the MPA by the fisherman and aims to assess the acceptance of the implementation of the MPA.

The sample includes 272 individuals spread over the different fishing ports of the Bay of Monastir (Tab 5.1). It represents 51.1% of the total number of units of coastal fisheries. 20.6% of the sample were interviewed at the port of Tebolba, 12.9% at the port of Sayada, 10.5% at the port of Monastir and the rest (7%) for other ports. 15.4% of the interviewees are under 30, 54.7% are between 30 and 49 years and the rest (29.9%) more than 50 years. Near a fisherman by ten (11.7%) is illiterate and two thirds (65.4%) were the primary level. The small remaining quarter (22.8%) had secondary education (Tab 5.2).

Age	Education level			Total by range	Total in the sample
	illiterate	primary	secondary		
<30years	2.4%	47.6%	50%	100%	15.4%
[30-40years[3.8%	67.1%	29.1%	100%	29%
[40-50years[1.4%	81.4%	17.2%	100%	25.7%
>50years	33.3%	59.3%	7.4%	100%	29.9%

TABLE 5.2 – Distribution of respondents according to age and education level

Many fishermen (61.7%) learned the art of fishing by their parents. 26.4% of them have learned it from experience and only 11.7% have learned by monitoring vocational training. There is a strong dependence between the educational level and method of teaching the art ($\chi^2 = 81.12, df = 4, p - value < 0.01$). Only 16.1% of the fishermen reported some other activity than fishing to meet their needs.

Most interviewees use a traditional and modest equipment. 53.3% of interviewees have a low-power motor of fishing boats (less than 30 IH¹⁰), 27.5% have an average power (between 30 and 50 IH) and 19.2% have a high power (more than 50 IH).

Over 90% of the interviewees said they fish near the coast and in the area of Kuriat islands during more than 25% fish beyond them. 74.6% of fishermen ensure between 1 and 4 trips per week. 86.3% of the interviewees reported that their fishing trips last only

10. The engine power boat is measured by industrial horse (IH).

one day while others, mainly those having powerful boats, spend two days at sea in each outing.

Regarding fishing in the area Kuriat, 29% of fishermen reported that their fishing effort is made between 0 and 30%, 54% of them say that it is between 30 and 60% and 17% only of fishermen believe that their effort in this area is between 60 and 100%. In fact, there is a negative dependency relationship between fishing effort in the area of Kuriat and engine power boats (Tab 5.3).

Fishing effort	Power engine Boat				Total by range	Total in the sample
	<45 IH	[45-70 IH[[70-100 IH[>100 IH		
<30%	58.3%	20.5%	13.2%	8%	100%	30.2%
[30-50%[69.6%	19.3%	10.2%	0.9%	100%	32.2%
[50-60%[79.6%	15.3%	5.1%	0%	100%	21.6%
[60-100%]	68.8%	31.2%	0%	0%	100%	16%
Total	68.2%	20.7%	8.4%	2.7%	100%	100%

N=272

TABLE 5.3 – Power engine boats and Fishing effort in Kuriat islands

Over 66% of respondents say their catch per trip is less than 40 kg and 49% of them said they did not join the union¹¹. 25% of the fishermen said that their annual income is less than 7 000 DT¹² (equivalent to 3 500 euros), 57% of these have their income between 7 000 and 15 000 DT, whereas for those, who have a large boats, their income exceeds 15 000 DT. Almost all fishers surveyed (93%) perceive a degradation of the state of fish stocks in the area. 46% of them say that overfishing is the main reason for this decline, while 45% of the total interviewed fishermen think it's related to the use of illegal means and equipment. 47% of fishermen said that the limiting fishing effort would end this resource degradation and promote the regeneration of the fish stock, while 50% believe that the solution lies in banning illegal means.

When asked about the impact of closing some fishing areas on their business, 55% think the MPA would have partial negative effects while others consider that the effects would be purely negative. 69% of the interviewees adhere to the idea that the government should provide financial compensation in return for accepting the closure of certain fishing areas. 31% oppose the principle of financial compensation. For 68% of fishermen, the development of an MPA in Kuriat islands will have negative effects on their fishing activity. Thus they disagree with its implementation.

5.4 Results

As we have mentioned above, the goal of the survey is to determine the factor influencing acceptance or refusal of the financial compensation to give up fishing in Kuriat zone

11. In Monastir, fishermen join that union of fishing, other fishing associations are not recognized.

12. DT : Tunisian national currency, 1 euro = 2 DT

If the interviewees accept the financial compensation for establishing the MPA	
Yes	68.75%
No	31.25%

N=272

TABLE 5.4 – View of the interviewees regarding the financial compensation for establishing the MPA in Kuriat Islands

and the variables determining the WTA. We have encountered several difficulties to reach this goal. It seems difficult to choose the right model and then the right regressors for its construction. First, we had applied linear model estimated with Only Least Square (OLS) to our data and the stepwise regression with two information criterion : AIC and BIC. In the three cases, we had obtained different results. After that, we applied Tobit I model as our data is censored at the left. Furthermore, we used the Heckit model (two steps Heckman model) which represents an appropriate model for the goals mentioned above. The same variables are using as in Tobit. The stepwise OLS base on BIC and the outcome step of Heckman model (Heckit : stage 2) have selected different variables than the other. Only three variables have been selected approximately by the models : the fishing activity per percentage in Kuriat zone, the date of the interviews and the catch fish quantity (Table 5.5 and appendix 5.B). At this level, we couldn't identify a stable and certain model which explain less the behavior of the interviewers concerning the establishment of the MPA in Kuriat Island and the explanations of their declarations of the WTA. This situation motivates us to use other statistical and econometric tools to formulate the best model with the minimum of uncertainty and to choose the variables easily. Thus, we have used the BMA theory to Heckit model with the Bayesian information criterion (BIC) such as Eicher et al. (2012) have suggested. After that, we used other parameter priors (ABIC¹³, IBIC¹⁴ and AIC) to ensure the stability of our results by the robustness tests. After this survey, we kept just BIC, IBIC and AIC because the ABIC and AIC have given approximately the same HeckitBMA posterior probability results and the same regressors included in the best model.

13. ABIC : Adjusted BIC, defined by (Sclove, 1987) as following :
 $ABIC = -2 \times (\log \text{maximized likelihood}) + (\log \left[\frac{N+2}{24} \right]) \times (\text{number of parameters})$.

14. IBIC : Information matrix-based BIC

Variables	Tobit I	OLS			Heckit : stage1		Heckit : stage2		HeckitBMA : Stage1			HeckitBMA : Stage2		
		Normal	step AIC	step BIC	Normal	stepwise	Normal	stepwise	BIC	AIC	IBIC	BIC	AIC	IBIC
Intercept	+	+	+	+		+		+	+	+			+	+
GPS								+						
SPE1														
SPE2					+			+						
SPE3	+	+	+											
C.Z.effect	+	+	+	+										
zone1														
zone2														
synd								+						
ln_F.activity	+	+	+	+	+	+		+	+	+				
ln_age														
ln_income				+				+	+				+	+
ln_E.Power								+					+	+
res_scarcity	+	+	+											
N_staff						+				+				
R_P_F														
R_actors														+
R_R_F					+									+
R_visitors														+
P_catches														
close.area			+	+				+						
p_monastir														
p_sayada	+	+	+					+	+				+	+
p_tebolba	+	+	+					+	+				+	+
dec_2011	+	+	+	+	+	+		+	+	+			+	+
jan_2013	+	+	+	+		+				+	+	+		
nb.outlet			+											
QTF2_[20-40[+	+			+									+
QTF3_[40-60[+	+	+					+						
QTF4_[60-80[+	+			+				+				
QTF5_>80	+	+	+			+		+		+	+	+	+	+
res_state					+	+				+	+	+		
EL_illiterate														+
EL_primary														+
L.F_parents	+	+												
L.F_training								+						
other_jobs										+				
d.outlet														
over_EXP										+	+	+		
IMR													+	+

+ : variable has a significant impact.

TABLE 5.5 – The selection of the variables by different models

5.4.1 HeckitBMA using different parameter priors

As we have mentioned above, we have applied just three among four different parameter priors (BIC, AIC and IBIC) to the heckitBMA. Like Eicher et al. (2012), we include only the regressor with a posterior probability exceeding 50%. This threshold for regressor inclusion has been argued by Jeffreys (1961) and elaborated by Kass and Raftery (1995) who mention that the level of posterior probability for each regressor selected must be greater than or equal 50% (Eicher et al., 2012). Among the 38 regressors included, the HeckitBMA model has selected 10 regressors using BIC prior (5 regressors in the first stage and 5 in the second stage), 21 regressors using AIC prior (11 regressors in the first stage and 10 in the second stage) and 10 using IBIC prior (6 regressors in the first stage and 4 in the second stage). All the parameter priors have selected 5 regressors in the first stage and 4 in the second stage (Table 5.6)¹⁵.

We begin with the regressors selected by all the parameter priors. In the first stage, those who were interviewed in December 2011 and January 2013 are more able to accept

15. For more detail see the appendix 5.C.

the financial compensation program for the establishment of MPA in Kuriat islands than the other who had been interviewed in December 2009. This may be explained by the rise of awareness among fishermen about the degradation of fishery resources and their awareness through studies and surveys conducted by students and researchers on the islands Kuriat¹⁶. Fishermen who are aware of the negative effects of overfishing are more motivated to accept the MPA project than the other. They consider that a conservation policy can help to regenerate the fish stocks in the area especially if their fish capture decreased in recent years¹⁷. The interviewees who have a high level of fish capture and are distinguished by their high fishery dependence on Kuriat islands, refuse it. The MPA project is more disputed by fishermen who much of their activity takes place in Kuriat zone because they will be the main losers once the project established and there is no alternative for their compensation by the authorities. In the second stage (outcome), those who have their home port in Sayada or in Tebolba request more financial compensation amount than others. It seems logical because these ports are close to Kuriat islands in relation to other ports and the fishermen who are connected are more dependent in terms of their activity. The HeckitBMA model has shown that the WTA is explained positively by the income. The interviewees who accept the compensation program and have a high level of fish capture request less compensation than the other. This is explained by their lower dependence on the Kuriat zone as they practice their activity in other fishing zones which need a large boat and powerful materials and equipment.

The same regressors are selected by the models using BIC and IBIC priors. The IBIC takes account of the fisheries state in the first stage. In fact, those who consider that the fish resources are stable aren't able to accept the MPA project which threatens their activity. Furthermore, using BIC, one more regressor (power engine boat) has been selected in the second stage than using IBIC. Actually, those who have a high-power engine boat, have a higher revenue than others and therefore they request more financial compensation amount for the shortfall once the MPA had been established in Kuriat zone.

16. The fishermen represent the main stakeholders in Kuriat zone. Concerning an environment and ecosystem projects in Kuriat zone, they had been interviewed several times by students (master and PhD) and the researchers of many institutions such as Regional Activity Center for Specially Protected Area (RAC/SPA : <http://www.rac-spa.org>).

17. According to official statistics of fish, the quantities of coastal fishing is decreased in recent years nationally and especially in Monastir region.

	BIC				AIC				IBIC			
	Prob	Est	sd	M1	Prob	Est	sd	M1	Prob	Est	sd	M1
1st stage												
Intercept	1.000	28.464	4.894	28.116	1.000	41.397	9.371	39.389	1.000	30.469	5.755	28.116
res_state	0.320	-0.639	1.053	0.000	0.646	-1.430	1.557	-2.081	0.533	-1.015	1.652	0.000
other_job	0.083	0.090	0.379	0.000	0.976	2.382	1.535	2.280	0.252	0.304	0.701	0.000
over_EXP	0.508	0.816	0.925	1.791	0.867	1.326	0.955	1.460	0.695	1.077	0.914	1.791
p_sayada	0.027	0.009	0.104	0.000	0.950	1.739	0.962	1.5510	0.042	0.038	0.254	0.000
p_tebolba	0.050	0.023	0.141	0.000	0.945	1.528	0.860	1.433	0.049	0.043	0.252	0.000
dec_2011	1.000	3.824	0.658	3.887	1.000	4.583	0.957	4.576	1.000	4.076	0.695	3.887
jan_2013	0.994	1.519	0.510	1.593	1.000	2.585	0.886	2.470	0.999	1.698	0.565	1.593
QTF4[60-80[0.089	-0.125	0.496	0.000	0.993	-3.618	1.677	-3.510	0.385	-0.804	1.291	0.000
QTF5_>80	0.731	-1.992	1.508	-2.793	1.000	-5.336	1.874	-5.305	0.959	-2.993	1.439	-2.793
N_staff	0.028	0.012	0.150	0.000	0.997	2.084	0.962	2.063	0.200	0.276	0.673	0.000
ln_F.activity	1.000	-7.636	1.235	-7.822	1.000	-11.467	2.453	-11.014	1.000	-8.268	1.488	-7.822
Prob	0.000	0.000	0.000	0.038	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.018
2d stage												
Intercept	1.000	3.798	0.257	3.818	1.000	3.609	0.163	3.551	1.000	4.018	0.385	3.823
REL_visitors	0.063	0.007	0.033	0.000	0.972	0.150	0.034	0.154	0.012	0.000	0.009	0.000
p_sayada	1.000	0.464	0.023	0.463	1.000	0.445	0.035	0.404	1.000	0.481	0.023	0.466
p_tebolba	1.000	0.444	0.022	0.441	1.000	0.438	0.033	0.400	1.000	0.451	0.019	0.442
ln_income	1.000	0.405	0.034	0.382	1.000	0.421	0.019	0.431	1.000	0.392	0.045	0.381
QTF2_[20-40[0.163	0.015	0.036	0.000	0.634	0.046	0.037	0.068	0.076	0.009	0.031	0.000
QTF5_>80	0.938	-0.276	0.081	-0.302	1.000	-0.363	0.048	-0.363	0.606	-0.170	0.141	-0.308
EL_illiterate	0.410	0.065	0.083	0.000	1.000	0.197	0.023	0.200	0.079	0.011	0.038	0.000
EL_primary	0.201	0.021	0.043	0.000	0.991	0.098	0.017	0.090	0.011	0.001	0.007	0.000
R_actors	0.257	-0.031	0.059	0.000	0.991	-0.205	0.037	-0.210	0.076	-0.009	0.031	0.000
ln_E.Power	0.636	0.075	0.059	0.135	0.899	0.085	0.034	0.092	0.320	0.042	0.062	0.137
IMR		0.283	0.026	0.283		0.245	0.025	0.241		0.297	0.028	0.282
Prob	0.000	0.000	0.000	0.021	0.000	0.000	0.000	0.002	.000	0.000	0.000	0.141
Sigma	0.289	0.000	0.000	0.000	0.272	0.000	0.000	0.000	0.298	0.000	0.000	0.000
rho	0.978	0.000	0.000	0.000	0.900	0.000	0.000	0.000	0.996	0.000	0.000	0.000

Prob : the probability of the variables (between 0 and 1)

Est : the estimation of the variables

sd : the standard deviation

M1 : the first and best model chosen by the HeckitBMA

TABLE 5.6 – HeckitBMA results using BIC, AIC and IBIC

Aside the regressors selected by all the parameter priors (AIC, BIC and IBIC), AIC singled out 5 regressors in the first stage and 6 in the second. In the first stage, we find that those who have a high consciousness of a degraded fisheries stock, are more able to accept the financial compensation program than the other. However, interviewees who have other job support the MPA project in Kuriat islands because they are not too dependent financially fishing. Fishermen interviewed in the ports of Tebolba and Sayada are able to accept the MPA project if a financial compensation program will be adopted. We can add that those who consider negatively the closing of some areas are less favorable to the establishment of a MPA in Kuriat zone. They also claim a financial compensation. In the second stage, the HeckitBMA with AIC had shown that the interviewees, who have a good contact with the Kuriat islands visitors, are illiterate or have a primary school level and have a high-power engine boats, request high financial compensation level than the other for accepting the MPA project. Those who have a good contact with other stakeholders (professional and recreational fishermen) request less financial compensation amount because they aren't high dependent on the Kuriat zone in terms of their activity.

The HeckitBMA model with AIC included more variables than with other parameter priors (BIC and IBIC). With AIC, the model is estimated, for the two stages, with social, environmental and economic variables. Using the BIC and IBIC priors, the accepting of the financial compensation is explained by the environment and economic variables and the WTP is explained only by economic motivations of fishermen. This difference between the parameter priors concerning the selection of the variables, as mentioned in the literature, can be explained by the same criteria such as the sample size (Burnham and Anderson, 2004).

5.4.2 Regressors' marginal effects

It seems useful to determine the marginal effects of the regressors selected. To do this, we use the method presented by Yen and Rosinski (2008) to calculate « the marginal effects of variables in the log-transformed sample selection models », especially the regressor of compensation amount [WTA (Y)] included in HeckitBMA in logarithm (Bateman, 1996).

The Heckman equation (1979) mentioned above

$$Y = \log(WTA) = \beta'X + \eta(ifT = \theta'Z + \epsilon > 0) \quad (5.12)$$

help us to determine the marginal effects on probability, conditional and unconditional mean of a set of X and Z ¹⁸.

The marginal effects on probability of dependent variable, Y :

$$\partial Pr(Y > 0)/\partial x_j = \phi(\theta'Z)\alpha_j, \quad (5.13)$$

The conditional mean of Y :

$$\partial E(Y|Y > 0)/\partial x_j = [\Phi(\theta'Z)]^{-2} \exp(\beta'X + \sigma^2/2) \times \{[\Phi(\theta'Z)\phi(\theta'Z + \rho\sigma) - \phi(\theta'Z)\Phi(\theta'Z + \rho\sigma)]\alpha_j + \Phi(\theta'Z)\Phi(\theta'Z + \rho\sigma)\beta_j\} \quad (5.14)$$

The unconditional mean of Y :

$$\partial E(Y > 0)/\partial x_j = \exp(\beta'X + \sigma^2/2)[\phi(\theta'Z + \rho\sigma)\alpha_j + \Phi(\theta'Z + \rho\sigma)\beta_j] \quad (5.15)$$

where $\phi(\cdot)$ is the standard normal pdf and $\Phi(\cdot)$ is the normal standard cdf¹⁹. The marginal effects on the probability are determined by α_j , the marginal effects on the conditional and unconditional means may be estimated by β_j and depending on the signs of β_j , α_j and ρ (Yen and Rosinski, 2008; Hoffmann and Kassouf, 2005).

18. As Yen and Rosinski (2008) developed the method, $X = Z$ (X the set of variables for the first step and Z the set of variables for the second step of the model), but in our case $Z = X - 1$, because we excluded the regressor of fishing activity (%) in Kuriat zones in the second stage to avoid an endogenous problem.

19. For more detail, see Yen and Rosinski (2008).

Concerning the probit stage, the interviewees who consider that the fishery resources stocks are stable accept less financial compensation than the other. They have a negative marginal effects probability according to HeckitBMA using the priors IBIC and AIC, -1.4% and -0.18% respectively. Those who are aware of the overfishing effects are more likely to accept the MPA project and the financial compensation. They have a positive marginal effect around 1.5% (using the priors BIC and IBIC) and 0.16% (AIC) (appendix 5.D). HeckitBMA using the prior AIC shows a positive marginal effect probability of 0.2% for the regressors about Sayada and Tebolba home port. In fact, those who had been interviewed in both these fishing ports, accept more the idea to compensate the fishermen once the MPA took place. The fishermen who had been interviewed in December 2011 and January 2013 have a high marginal effect probability concerning the accepting of the financial compensation than the others who had been interviewed in December 2009.

The interviewees who are distinguished by high-fishing capture have less probability to accept the financial compensation than the other. The HeckitBMA show that they have a negative marginal effect probability : -4% using both priors BIC and IBIC and -0.6% with AIC. Moreover, our model has mentioned that there is, using all parameter priors, a negative marginal effect probability of the fishing activity (%) in Kuriat zones : -15.8% with BIC, -11.5% and -1.4% with AIC (appendix 5.D). In fact, those that their fishing activity is highly dependent on Kuriat islands, have a low probability to accept the establishment of the MPA even though a financial compensation was proposed. The interviewees who consider that the closing of certain fishing areas has a positive effect and those who have another job, they have a positive marginal effect probability and are able to accept widely the MPA project.

In order to calculate conditional and unconditional marginal effects²⁰, we use second stage of Heckman's procedure for dummies and continuous variables (Hoffmann and Kasouf, 2005). Under the BIC, the interviewees who are subscribed to a Sayada port have a conditional marginal effect of 1 533 DT²¹ and 1 522 DT for unconditional marginal effect (appendix 5.D). They request a high WTA in comparison with those are from a small fishing port (Khnis and Bekalta ports) because their fishing activity is widely dependent on the Kuriat islands. Besides, using IBIC and AIC by HeckitBMA gives approximately the same conditional and unconditional marginal effects, 4 000 DT and 2 000 DT respectively. As to those interviewed in Tebolba port, they have similar marginal effects to those in Sayada port with the priors IBIC and AIC, but slightly less depending on BIC, 1 466 DT and 1 457 DT for conditional and unconditional marginal effects. The conditional and

20. The conditional and unconditional marginal effects represent the additional amount of WTP declared by the interviewees according to their socioeconomic characteristics and environment perceptions. For the conditional marginal effect ; we have the information that the interviewee accept the financial compensation, but for the unconditional marginal effect ; we don't have it.

21. DT : Tunisian Dinar, national currency in Tunisia, 1 *Euro* \approx 2 DT (Accessed June 9, 2014 : <http://www.bct.gov.tn/bct/siteprod/index.jsp>).

unconditional marginal effects for an additional one percent of income using the priors IBIC and AIC are different, 4 000 DT and 2 000 DT respectively. For the HeckitBMA using BIC, the marginal effects for additional 1% of income are around 1 300 DT. Those who have a high-fishing capture quantities have a negative and thin marginal effect compared to the interviewees who declared a low fishing capture level. Their conditional and unconditional marginal effects are -841 and -971 under the using of BIC prior, -1 319 DT and -1 093 DT with IBIC prior, and under AIC prior they are -3 394 DT and -1 764 DT respectively. The interviewees who have a good relation with other stakeholders have negative conditional and unconditional marginal effects : -1 976 DT and -988 DT respectively. They have a lower WTA because their activity is less dependent on Kuriat zone. An additional 1% in power boat engines implies a large WTA of 246 DT for both conditional and unconditional marginal effects under BIC. These become 428 and 217 DT by using IBIC prior, but the AIC prior increases them to 817 and 410 DT respectively (appendix 5.D).

In regard to the WTA, there is a slight difference between the observed and estimated values. The average WTA of the observed data is 3 400 DT, with aggregate WTA equal to 1 808 800 DT. For the estimated value with HeckitBMA, the average WTA are 3 334 DT with BIC (the total is 1 773 688 DT), 3 322 DT with IBIC (the total is 1 767 304 DT) and 3,414 DT with AIC (the total is 1 816 248 DT) (appendix 5.D).

5.5 Conclusion

The HeckitBMA procedure proposed by Eicher et al. (2012) helped us to solve two main problems : uncertainty model and selection bias. They used this model with the unit information prior (UIP), whose BIC is an approximation. For our case, we add two more parameter priors : IBIC and AIC. Using HeckitBMA with different parameter priors seems important to overcome both difficulties mentioned above and to carry on robustness tests for our results, especially as our sample comes from a direct survey. The HeckitBMA results show that the three parameter priors (BIC, IBIC and AIC) which have been used, have selected commonly several variables such as the overfishing effect, the interview's period, the fishing capture level, the dependency of Kuriat islands zones, home port and income. The use of BIC or IBIC gives nearly the same results. Using prior based on AIC adds a few variables concerning the social elements and the environment perception of fishermen such as the state of fisheries, the job other the fishing, the effect of closing areas on fishing, the relation with other stakeholders and education level.

By using BIC and IBIC priors, the common variables which selected in the first stage, have more marginal effect probability than those have been shown with AIC. Meanwhile, the marginal effect amounts for common variables included in the second stage by using BIC, are less than those introduced with IBIC and AIC priors. The additional variables

selected by AIC prior have a weak marginal effect probability.

Consequently, the HeckitBMA procedure using BIC gives us the appropriate model which shows the decisive variables influencing the acceptability or rejecting the financial compensation program by fishermen and its amount (WTA). At this level, the decisive variables which influence the fishermen to accept or not the MPA project, are the fishing capture level and the dependency on Kuriat islands zones. Also, those who have been interviewed in December 2011 are more able to accept the MPA than others. This may be explained by the political shocks experienced by Tunisia in the beginning of 2011, departure of dictatorship and coming of the democratic process. However, those who are registered in Sayada and Tebolba port request more financial compensation amount than the other. And the WTA increase corollary with the income. On the contrary, those who have a high-fishing capture request less WTA amount than others. This may be cleared up by the characteristics of their activity such as fishing somewhere else of the Kuriat islands zones and the owned of high engine boat power. This elements may be helpful for the decision makers who search to establish a MPA in Kuriat zones. As the MPA literature mention, it's very important to take account of stakeholders features and perceptions of establishing a successful MPA (Jentoft et al., 2007; Jentoft, 2007; Jentoft and Chuenpagdee, 2009; Chuenpagdee et al., 2013).

Obviously, the HeckitBMA method gives an average model which has less bias and uncertainty. Stepwise selection procedures identified almost the same model as the one selected by HeckitBMA using AIC. The stepwise selection may help us to select the appropriate regressors, but it can't resolve the uncertainty problem. In spite of this high likelihood to have a misleading over the estimation, stepwise selection has been defended and the bayesian framework has been criticized because it is complex and difficult to carry out (Buckland et al., 1997).

Appendix

5.A Regressors' signification

Variables	Label	Description	n	Min	Mean	Max	Std. dev.
GPS	If the interviewee uses a GPS in his engine	1= If yes 0= If no	159				
SPE3	If the Dolphinfish is the main species captured in Kuriat zone by the interviewee	1= If yes 0= If no	123				
SPE2	If the Dentex is the main species captured in Kuriat zone by the interviewee	1= If yes 0= If no	149				
C.Z.effect	If the closing of some zones has a negative effect on the fishing's activity	1= If yes 0= If partially	101				
synd	If the interviewee is a member of a union	1= If yes 0= If no	171				
ZONE2	If the interviewee fishing in other areas outside Monastir	1= If yes 0= If no	121				
res_state	The fisheries state	1= If it degrades 0= If it's stable	151				
other_job	If the interviewee has another job besides fishing	1= If yes 0= If no	139				
d.outlet	Time at sea for fishing	1= If 1 day 0= If more than 1 day	133				
ZONE1	If the interviewee fishing in the area beyond Kuriat Islands	1= If yes 0= If no	47				
SPE1	If the Gilthead seabream is the main species captured in Kuriat zone by the interviewee	1= If yes 0= If no	225				
over_EXP	If the interviewee agree on the negative effects of overfishing	1= If yes 0= If no	253				
R_visitors	Relationship between fishermen and visitors to the islands Kuriat	1= If it's a good cooperation 0= If no contact	19				
P_catches	The state of pelagic catches	1= If it has been reduced 0= If it's stable	44				
res_scarcity	If the resources' scarcity is the main cause that hinders fishing trips	1= If yes 0= If no	228				
close.area	If the interviewee agrees to the closure of certain fishing areas	1= If yes 0= If no	237				
p_monastir	If the home port for the interviewee is the port of Monastir	1= If yes 0= If no	35				

p_sayada	If the home port for the interviewee is the port of Sayada	0= If no 1= If yes	216				
p_tebolba	If the home port for the interviewee is the port of Tebolba	0= If no 1= If yes	69				
dec_2011	If the interviewee is interviewed in December 2011	0= If no 1= If yes	203				
jan_2013	If the interviewee is interviewed in January 2013	0= If no 1= If yes	110				
ln_income	The natural logarithm income of the interviewee	0= If no 1= If yes	162				
L.F_parents	If the interviewee has learned fishing from his parents	0= If no 1= If yes	105				
L.F_exp	If the interviewee has learned fishing by experiences	0= If no 1= If yes	167				
nb.outlet	The number of fishing trips per week of the interviewee	If yes	101				
QTF2	If the amount caught by a fishing trip is between [20 to 40 kg [0= If no	171	8.006	9.187	12.766	0.53
QTF3	If the amount caught by a fishing trip is between [40 to 60 kg [1= If yes 0= If no	168				
QTF4	If the amount caught by a fishing trip is between [60 to 80 kg [1= If yes 0= If no	104				
QTF5	If the amount caught by a fishing trip is more than 80 kg	1= If yes 0= If no	72				
EL_illiterate	If the interviewee is illiterate	0= If no 1= If yes	200	0.6931	1.3380	1.7920	0.23
EL_primary	If the interviewee has a primary education level	0= If no 1= If yes	83				
ln_age	The natural logarithm of the interviewee's age	0= If no 1= If yes	189				
R_R_F	Relation of the interviewee with non-professional fishermen	0= If no 1= If yes	46				
R_P_F	Relation of the interviewee with other professional fishermen	0= If no 1= If yes	226				
N_staff	Number of personnel on board the fishing boat	0= If no 1= If yes	23				
		0= If no 1= If yes	249				
		0= If no 1= If yes	23				
		0= If no 1= If yes	249				
		0= If no 1= If yes	32				
		0= If no 1= If yes	240				
		0= If no 1= If yes	178				
		0= If no 1= If it's a good cooperation	94	2.890	3.717	4.304	0.28
		0= If no contact 1= If it's a good cooperation	63				
		0= If does exist a conflict 1= If the personal's number between [1-3]	209				
		0= If the personal's number is more than 3	206				
			66				
			213				
			59				

R_actors	Relation of the interviewee with others who visit the Kuriat islands					
ln_E.Power	The natural logarithm of The engine power of the fishing boat	1= If it's a good cooperation	59	2.303	3.395	4.787
ln_F.activity(%)	The natural logarithm of The fishing activity in Kuriat Islands	0= If no contact	213	2.303	3.726	4.5
ln_WTP	The natural logarithm of the interviewee's willingness to accept			0	5.767	8.854
MPA_cpt	If the interviewee accepts a compensation for the establishment of the Marine Protected Area in the islands Kuriat	1= If yes	195			
		0= If no	77			

5.B The OLS results from classic and stepwise regressions and Tobit I

Variables	OLS ^a			OLS stepwise with AIC ^b			OLS stepwise with BIC ^c			Tobit I ^d		
	Est	Sd	Sig	Est	Sd	Sig	Est	Sd	Sig	Est	Sd	Sig
Intercept	23.04	5.39	***	19.05	2.04	***	26.18	3.25	***	28.86	6.89	***
GPS_yes	-0.27	0.42								-0.32	0.53	
SPE1_yes	-0.36	0.44								-0.52	0.55	
SPE2_yes	-0.19	0.47								-0.29	0.61	
SPE3_yes	0.97	0.39	*	0.82	0.35	*				1.49	0.51	**
C.Z.effect_yes	-1.13	0.35	**	-1.35	0.32	***	-1.36	0.34	***	-1.63	0.44	***
zone1_yes	-0.04	0.48								0.91	0.72	
zone2_yes	0.53	0.56								-0.17	0.65	
synd_yes	-0.19	0.33								-0.23	0.43	
ln_F.activity	-4.67	0.49	***	-4.79	0.45	***	-3.56	0.38	***	-6.19	0.64	***
ln_age	0.60	0.61								0.85	0.79	
ln_income	-0.68	0.53					-1.05	0.30	***	-1.06	0.67	
ln_E.Power	0.32	0.49								0.56	0.62	
res_scarcity_yes	-0.80	0.33	*	-0.49	0.29	.				-1.02	0.42	*
N_staff_>3	0.58	0.67								1.09	0.89	
R_P_F_conflict	-0.27	0.38								-0.31	0.49	
R_actors_no contact	-0.22	0.77								-0.42	0.94	
R_R_F_no contact	0.36	0.55								0.34	0.67	
R_visitors_no contact	-0.49	0.69								-0.50	0.84	
P_catches_stable	0.19	0.92								0.14	1.17	
close.area_oui	0.49	0.42		0.68	0.38	.	1.07	0.38	**	0.72	0.56	
p_monastir	-0.28	0.56		-0.47	0.52					-0.35	0.71	
p_sayada	1.30	0.52	*	1.30	0.49	**				1.90	0.67	**
p_tebolba	1.14	0.47	*	1.08	0.45	*				1.55	0.61	*
dec_2011	4.29	0.49	***	4.36	0.39	***	4.39	0.36	***	5.65	0.65	***
jan_2013	1.38	0.41	***	1.45	0.38	***	1.60	0.39	***	1.81	0.55	**
nb.outlet	0.29	0.23		0.36	0.19	.				0.38	0.29	
QTF1_[20-40[-0.88	0.43	*	-0.56	0.37					-1.12	0.54	***
QTF3_[40-60[-1.40	0.52	**	-1.49	0.44	***				-2.57	0.73	***
QTF4_[60-80[-1.25	0.78		-1.47	0.59	*				-2.04	1.01	*
QTF5_>80	-3.18	1.00	**	-3.20	0.64	***				-4.47	1.28	***
res_state_stable	-0.87	0.88								-0.95	1.10	
EL_illiterate	0.07	0.54								0.16	0.69	
EL_primary	-0.61	0.69								-0.85	0.87	
L.F_parents	-0.62	0.35	.							-0.77	0.44	.
L.F_training	0.12	0.61								0.26	0.77	
other_job_yes	0.54	0.47		0.60	0.43					0.71	0.58	
d.outlet_2 days	-0.52	0.72								-1.20	0.95	
over_EXP_yes	1.15	0.70		1.00	0.61					1.38	0.90	
logSigma										1.02	0.05	***

a : Residual Std Error : 2.322, DF=233, R^2 : 0.65, AR^2 : 0.59, F - statistic : 11.49

b : Residual Std Error : 2.301, DF=254, R^2 : 0.62, AR^2 : 0.60, F - statistic : 25.16

c : Residual Std Error : 2.458, DF=265, R^2 : 0.55, AR^2 : 0.54, F - statistic : 55.46

d : Log-likelihood : -526.92, DF=40, total=272, Left-censored=77, 7 iterations

***/**/*/. indicate 0.1, 1, 5, 10 percent frequentist significant levels

5.C The HeckitBMA results

1st stage	HeckitBMA with BIC					HeckitBMA with AIC					HeckitBMA with IBIC					Heckit					Heckit(with stepwise)		
	Prob	Est	sd	MI		Prob	Est	sd	MI		Prob	Est	sd	MI		Est	sd	t value	Est	sd	t value		
Intercept	1.000	28.464	4.894	28.116		1.000	41.397	9.371	39.389		1.000	30.469	5.755	28.116		6.710	4.370	1.535	33.534	5.432	6.172 ***		
GPS	0.039	-0.015	0.102	0.000		0.139	-0.069	0.254	0.000		0.020	-0.007	0.073	0.000		0.047	0.326	0.146					
SPE3	0.026	0.007	0.085	0.000		0.369	0.314	0.573	0.000		0.038	0.019	0.137	0.000		-0.333	0.319	-1.043					
SPE2	0.024	-0.004	0.066	0.000		0.034	-0.005	0.115	0.000		0.011	0.000	0.043	0.000		0.790	0.375	2.104 *					
C.Z.effect	0.137	-0.093	0.277	0.000		0.046	-0.013	0.120	0.000		0.097	-0.062	0.228	0.000		-0.088	0.284	-0.311					
synd	0.024	-0.005	0.062	0.000		0.046	0.012	0.110	0.000		0.011	-0.001	0.041	0.000		0.148	0.260	0.570					
ZONE2	0.020	0.002	0.080	0.000		0.025	-0.001	0.102	0.000		0.023	0.005	0.091	0.000		0.525	0.437	1.200					
res_state	0.320	-0.639	1.053	0.000		0.646	-1.430	1.557	-2.081		0.533	-1.015	1.652	0.000		-1.191	0.698	-1.706 .			-3.255 **		
other_job	0.083	0.090	0.379	0.000		0.976	2.382	1.535	2.280		0.252	0.304	0.701	0.000		0.157	0.339	0.464			1.319		
d.outlet	0.074	-0.099	0.439	0.000		0.121	-0.217	0.852	0.000		0.115	-0.112	0.510	0.000		0.594	0.581	1.023					
ZONE1	0.026	0.005	0.078	0.000		0.059	0.021	0.151	0.000		0.024	0.009	0.089	0.000		-0.042	0.444	-0.095					
SPE1	0.024	-0.003	0.066	0.000		0.148	0.097	0.341	0.000		0.014	0.001	0.053	0.000		-0.236	0.339	-0.697					
over_EXP	0.508	0.816	0.925	1.791		0.867	1.326	0.955	1.460		0.695	1.077	0.914	1.791		-0.157	0.551	-0.285					
R_visitors	0.024	0.006	0.077	0.000		0.080	-0.059	0.343	0.000		0.018	0.004	0.065	0.000		0.221	0.532	0.417					
P_catches	0.252	-0.451	0.888	0.000		0.353	-0.670	1.362	0.000		0.334	-0.406	1.453	0.000		0.899	0.684	1.315					
res_scarcity	0.027	-0.007	0.070	0.000		0.037	-0.007	0.091	0.000		0.013	-0.003	0.049	0.000		0.109	0.260	0.419					
close.area	0.092	0.058	0.226	0.000		0.091	0.046	0.221	0.000		0.043	0.021	0.137	0.000		0.640	0.400	1.600					
p_monastir	0.055	-0.043	0.235	0.000		0.060	0.038	0.325	0.000		0.093	-0.073	0.312	0.000		0.652	0.427	1.527					
p_sayada	0.027	0.009	0.104	0.000		0.950	1.739	0.962	1.551		0.042	0.038	0.254	0.000		-0.285	0.424	-0.672					
p_tebolba	0.050	0.023	0.141	0.000		0.945	1.528	0.860	1.433		0.049	0.043	0.252	0.000		0.298	0.382	0.780					
dec_2011	1.000	3.824	0.658	3.887		1.000	4.583	0.957	4.576		1.000	4.076	0.695	3.887		0.881	0.411	2.142 *			5.989 ***		
jan_2013	0.994	1.519	0.510	1.593		1.000	2.585	0.886	2.470		0.999	1.698	0.565	1.593		0.199	0.334	0.595			3.312 **		
ln_income	0.055	-0.033	0.178	0.000		0.112	-0.079	0.341	0.000		0.035	-0.016	0.130	0.000		0.0496	0.422	0.117					
L.F_parents	0.024	-0.005	0.067	0.000		0.028	-0.001	0.080	0.000		0.014	-0.003	0.052	0.000		-0.052	0.268	-0.197					
L.F_exp	0.038	0.016	0.112	0.000		0.074	0.028	0.174	0.000		0.034	0.015	0.112	0.000		0.243	0.465	0.524					
nb.outlet	0.025	-0.013	0.197	0.000		0.046	-0.034	0.335	0.000		0.095	-0.068	0.415	0.000		0.057	0.178	0.322					
QTF2_[20-40[0.109	0.061	0.211	0.000		0.300	0.187	0.384	0.000		0.051	0.026	0.140	0.000		0.579	0.318	1.819 .					
QTF3_[40-60[0.025	-0.008	0.093	0.000		0.340	-0.380	0.725	0.000		0.031	-0.014	0.130	0.000		-0.524	0.532	-0.986					
QTF4_[60-80[0.089	-0.125	0.496	0.000		0.993	-3.618	1.677	-3.510		0.385	-0.804	1.291	0.000		0.010	0.624	0.017			-2.345 *		
QTF5_>80	0.731	-1.992	1.508	-2.793		1.000	-5.336	1.874	-5.305		0.959	-2.993	1.439	-2.793		-1.168	0.814	-1.435			-3.101 **		
EL_illiterate	0.022	0.005	0.088	0.000		0.025	0.001	0.113	0.000		0.024	0.005	0.094	0.000		-0.513	0.411	-1.248					
EL_primary	0.021	-0.002	0.060	0.000		0.031	0.005	0.092	0.000		0.012	-0.001	0.045	0.000		-0.105	0.512	-0.206					

	0.053	0.039	0.217	0.000	0.073	0.042	0.252	0.000	0.083	0.060	0.271	0.000	0.308	0.481	0.641				
	0.020	0.001	0.062	0.000	0.159	-0.104	0.349	0.000	0.014	0.000	0.054	0.000	-0.967	0.409	-2.364 *				
	0.037	0.014	0.103	0.000	0.055	0.016	0.127	0.000	0.021	0.007	0.076	0.000	-0.111	0.309	-0.361				
	0.028	0.012	0.150	0.000	0.997	2.084	0.962	2.063	0.200	0.276	0.673	0.000	-0.128	0.608	-0.212	1.323	0.730	1.813 .	
	0.026	0.008	0.094	0.000	0.066	0.056	0.352	0.000	0.024	0.007	0.090	0.000	-0.266	0.572	-0.465				
	0.025	0.004	0.081	0.000	0.092	0.064	0.315	0.000	0.025	0.009	0.098	0.000	-0.406	0.376	-1.079				
	1.000	-7.636	1.235	-7.822	1.000	-11.467	2.453	-11.014	1.000	-8.268	1.488	-7.822	-2.172	0.437	-4.961 ***	-8.795	1.4102	-6.237 ***	
Prob	0.000	0.000	0.000	0.038	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.018	Est	sd	t value	Est	sd	t value	
2d stage																			
Intercept	1.000	3.798	0.257	3.818	1.000	3.609	0.163	3.551	1.000	4.018	0.385	3.823	2.298	1.028	2.235 *	1.442	0.409	3.520 ***	
GPS	0.111	0.010	0.030	0.000	0.139	0.008	0.022	0.000	0.070	0.008	0.030	0.000	0.154	0.089	1.719 .				
SPE3	0.066	0.005	0.018	0.000	0.370	0.023	0.032	0.000	0.025	0.002	0.013	0.000	-0.034	0.076					
SPE2	0.044	0.003	0.014	0.000	0.048	0.002	0.010	0.000	0.017	0.001	0.010	0.000	0.251	0.109	2.0302 *				
C.Z.effect	0.029	0.001	0.008	0.000	0.036	0.001	0.006	0.000	0.017	0.001	0.009	0.000	-0.029	0.066	-0.436	-0.023	0.039	-0.598	
synd	0.069	0.004	0.016	0.000	0.073	0.003	0.010	0.000	0.020	0.001	0.010	0.000	0.103	0.058	1.755 .				
ZONE2	0.013	0.000	0.004	0.000	0.044	0.002	0.011	0.000	0.010	0.000	0.005	0.000	0.255	0.209	1.219				
res_state	0.019	0.001	0.008	0.000	0.039	-0.002	0.016	0.000	0.021	0.002	0.014	0.000	-0.042	0.255	-0.165				
other_job	0.015	0.000	0.004	0.000	0.019	0.000	0.002	0.000	0.008	0.000	0.003	0.000	-0.025	0.073	-0.348				
d.outlet	0.015	0.000	0.007	0.000	0.036	0.002	0.011	0.000	0.015	0.000	0.009	0.000	-0.077	0.169	-0.460				
ZONE1	0.026	-0.001	0.010	0.000	0.051	-0.002	0.011	0.000	0.011	0.000	0.006	0.000	-0.144	0.137	-1.055				
SPE1	0.029	-0.001	0.009	0.000	0.130	-0.007	0.018	0.000	0.008	0.000	0.004	0.000	-0.241	0.090	-2.676 **				
over_EXP	0.017	-0.001	0.008	0.000	0.032	0.001	0.009	0.000	0.016	-0.001	0.009	0.000	-0.046	0.148	-0.315				
R_visitors	0.063	0.007	0.033	0.000	0.972	0.150	0.034	0.154	0.012	0.000	0.009	0.000	-0.097	0.123	-0.790				
P_catches	0.084	0.011	0.036	0.000	0.162	0.015	0.038	0.000	0.045	0.006	0.030	0.000	0.131	0.246	0.532				
res_scarcity	0.017	0.000	0.004	0.000	0.028	-0.001	0.004	0.000	0.006	0.000	0.002	0.000	0.026	0.056	0.475				
close.area	0.177	-0.019	0.042	0.000	0.456	-0.037	0.042	0.000	0.092	-0.012	0.039	0.000	-0.078	0.130	-0.599	-0.115	0.046	-2.463 *	
p_monastir	0.050	-0.004	0.019	0.000	0.415	-0.037	0.046	-0.099	0.018	-0.001	0.011	0.000	0.026	0.093	0.283				
p_sayada	1.000	0.464	0.023	0.463	1.000	0.445	0.035	0.404	1.000	0.481	0.023	0.466	0.285	0.117	2.429 *	0.307	0.047	6.404 ***	
p_tebolba	1.000	0.444	0.022	0.441	1.000	0.438	0.033	0.400	1.000	0.451	0.019	0.442	0.450	0.091	4.899 ***	0.270	0.043	6.233 ***	
dec_2011	0.184	0.018	0.040	0.000	0.088	0.006	0.022	0.000	0.118	0.013	0.037	0.000	-0.050	0.105	-0.477	-0.094	0.056	-1.681 .	
jan_2013	0.019	0.000	0.007	0.000	0.100	0.006	0.021	0.000	0.010	0.000	0.005	0.000	-0.023	0.072	-0.328	0.009	0.051	0.184	
ln_income	1.000	0.405	0.034	0.382	1.000	0.421	0.019	0.431	1.000	0.392	0.045	0.381	0.572	0.104	5.457 ***	0.483	0.032	14.714 ***	
L.F_parents	0.028	0.001	0.007	0.000	0.019	0.000	0.002	0.000	0.008	0.000	0.004	0.000	-0.002	0.059	-0.049				
L.F_exp	0.012	0.000	0.002	0.000	0.018	0.000	0.002	0.000	0.005	0.000	0.001	0.000	-0.266	0.121	-2.199 *				

nb.outlet	0.018	0.001	0.009	0.000	0.028	0.001	0.008	0.000	0.016	0.001	0.009	0.000	0.537	0.406	1.322	-0.003	0.0382	-0.096
QTF2_[20-40[0.163	0.015	0.036	0.000	0.634	0.046	0.037	0.068	0.076	0.009	0.031	0.000	-0.045	0.105	-0.434			
QTF3_[40-60[0.061	0.008	0.037	0.000	0.112	0.009	0.027	0.000	0.061	0.009	0.038	0.000	-0.635	0.341	-1.862			
QTF4_[60-80[0.049	-0.006	0.027	0.000	0.246	-0.028	0.052	0.000	0.020	-0.001	0.015	0.000	-0.525	0.376	-1.398			
QTF5_>80	0.938	-0.276	0.081	-0.302	1.000	-0.363	0.048	-0.363	0.606	-0.170	0.141	-0.308	-0.694	0.405	-1.712			
EL_illiterate	0.410	0.065	0.083	0.000	1.000	0.197	0.023	0.200	0.079	0.011	0.038	0.000	-0.119	0.109	-1.086			
EL_primary	0.201	0.021	0.043	0.000	0.991	0.098	0.017	0.090	0.011	0.001	0.007	0.000	-0.052	0.124	-0.420			
ln_age	0.021	0.001	0.009	0.000	0.022	0.000	0.005	0.000	0.014	0.001	0.007	0.000	-0.094	0.107	-0.873			
R_R_F	0.071	-0.005	0.019	0.000	0.028	-0.001	0.006	0.000	0.031	-0.003	0.015	0.000	0.005	0.122	0.04			
R_P_F	0.235	-0.024	0.044	0.000	0.481	-0.035	0.038	-0.077	0.068	-0.008	0.029	0.000	-0.003	0.074	-0.042			
N_staff	0.022	0.001	0.010	0.000	0.051	0.003	0.015	0.000	0.016	0.001	0.011	0.000	0.537	0.406	1.322			
R_actors	0.257	-0.031	0.059	0.000	0.991	-0.205	0.037	-0.210	0.076	-0.009	0.031	0.000	0.074	0.135	0.548			
ln_E.Power	0.636	0.075	0.059	0.135	0.899	0.085	0.034	0.092	0.320	0.042	0.062	0.137	-0.160	0.086	-1.851			
ln_F.activity													0.406	0.140	2.899	0.606	0.0615	9.853 ***
IMR	1.000	0.283	0.026	0.283	1.000	0.245	0.025	0.241	1.000	0.297	0.028	0.282	0.138	0.136	1.012	-0.058	0.0741	-0.794
Prob	0.000	0.000	0.000	0.021	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.141		NA	NA		NA	NA
Sigma	0.289	0.000	0.000	0.000	0.272	0.000	0.000	0.000	0.298	0.000	0.000	0.000	0.195	NA	NA	0.230	NA	NA
rho	0.978	0.000	0.000	0.000	0.900	0.000	0.000	0.000	0.996	0.000	0.000	0.000	0.705	NA	NA	-0.255	NA	NA

Prob : the probability of the variables (between 0 and 1)

Est : the estimation of the coefficients of the variables

sd : the standard deviation

M1 : the first and best model chosen by the HeckitBMA

***/**/*/- indicate 0.1, 1, 5, 10 percent frequentist significant levels

5.D The marginals effects results of HeckitBMA

1st stage	BIC			IBIC			AIC			
	1st stage Prob	2d stage Prob	ME prob	cond ME	uncond ME	1st stage Prob	2d stage Prob	ME prob	cond ME	uncond ME
GPS	0.039	0.111	0	33.594	32.314	0.020	0.111	0	82.891	40.727
SPE3	0.026	0.066	0	16.278	16.635	0.038	0.066	0	17.805	11.686
SPE2	0.024	0.044	0	10.060	9.711	0.011	0.044	0	10.238	5.154
C.Z.effect	0.137	0.029	-0.001	6.637	0.215	0.097	0.029	0	18.957	0.661
synd	0.024	0.069	0	13.402	12.959	0.011	0.069	0	10.379	5.082
ZONE2	0.020	0.013	0	-0.072	0.066	0.023	0.013	0	-0.703	0.362
res_state	0.320	0.019	-0.013	26.193	-17.785	0.533	0.019	-0.014	163.215	-63.256
other_job	0.083	0.015	0.001	-3.224	2.967	0.252	0.015	0.004	-42.751	22.033
d.outlet	0.074	0.015	-0.002	3.546	-3.264	0.115	0.015	-0.001	15.750	-8.117
ZONE1	0.026	0.026	0	-3.485	-3.116	0.024	0.026	0	-1.266	0.652
SPE1	0.024	0.029	0	-3.198	-3.380	0.014	0.029	0	-0.141	0.072
over_EXP	0.508	0.017	0.016	-32.533	23.620	0.695	0.017	0.015	-161.696	72.904
R_visitors	0.024	0.063	0	22.925	23.164	0.018	0.063	0	-0.563	0.290
P_catches	0.252	0.084	-0.009	52.516	21.221	0.334	0.084	-0.005	118.525	1.500
res_scarcity	0.027	0.017	0	0.251	-0.231	0.013	0.017	0	0.422	-0.217
close.area	0.092	0.177	0	-64.886	-60.425	0.043	0.177	0	-125.813	-60.329
p_monastir	0.055	0.050	0	-11.683	-14.541	0.093	0.050	-0.001	0.028	-10.445
p_sayada	0.027	1	0	1533.522	1522.627	0.042	1	0	4919.274	2481.943
p_tebolba	0.050	1	0	1466.907	1457.470	0.049	1	0	4611.422	2327.678
dec_2011	1	0.184	0.079	-77.464	185.123	1	0.184	0.057	-440.106	362.423
jan_2013	0.994	0.019	0.031	-54.407	50.077	0.999	0.019	0.023	-238.788	123.066
ln_income	0.055	1	0	1339.990	1327.670	0.035	1	0	4015.660	2019.302
L_F_parents	0.024	0.028	0	3.485	3.116	0.014	0.028	0	0.422	-0.217
L_F_exp	0.038	0.012	0	-0.573	0.527	0.034	0.012	0	-2.109	1.087
nb.outlet	0.025	0.018	0	3.771	2.852	0.095	0.018	0	19.801	0.226
QTF2_[20-40[0.109	0.163	0.001	47.401	51.224	0.051	0.163	0	88.488	48.273
QTF3_[40-60[0.025	0.061	0	26.732	25.983	0.031	0.061	0	94.113	45.373
QTF4_[60-80[0.089	0.049	-0.002	-15.357	-23.806	0.385	0.049	-0.011	102.827	-63.426
QTF5_>80	0.731	0.938	-0.041	-841.025	-971.195	0.959	0.938	-0.041	-1319.607	-1093.145
EL_illiterate	0.022	0.410	0	214.691	213.422	0.024	0.410	0	111.918	57.059
EL_primary	0.021	0.201	0	69.491	68.833	0.012	0.201	0	10.379	5.082

In_age	0.053	0.021	0	1.909	4.567	0.083	0.021	0.05	1.801	9.503	0.073	0.022	0	-0.810	0.109
R_R_F	0.020	0.071	0	-16.564	-16.371	0.014	0.071	0	-30.715	-15.463	0.159	0.028	0	-7.629	-5.093
R_P_F	0.037	0.235	0	-79.838	-78.280	0.021	0.235	0	-82.891	-40.727	0.055	0.481	0	-337.555	-168.752
N_staff	0.028	0.022	0	2.876	3.676	0.200	0.022	0.003	-28.575	25.158	0.997	0.051	0.002	-11.298	19.876
R_actors	0.026	0.257	0	-102.763	-101.444	0.024	0.257	0	-93.129	-45.881	0.066	0.991	0	-1976.378	-988.505
In_E.Power	0.025	0.636	0	247.784	246.198	0.025	0.636	0	428.743	217.130	0.092	0.899	0	817.791	410.094
In_F.activity	1	-0.158	-0.158	273.503	-251.738	1	0.636	-0.115	1162.720	-599.243	1	0.899	-0.014	221.222	-29.756

Prob : the probability of the variables (between 0 and 1)

ME Prob : the marginal effect probability for the 1st stage

cond ME : the conditional marginal effect

uncond ME : the unconditional marginal effect

Chapitre 6

Using multiple imputation for a zero-inflated contingent valuation with potentially biased sampling

Résumé :

Ce chapitre analyse les déterminants et de l'estimation de consentement à payer (CAP) des visiteurs pour accéder à l'AMP qui sera établie aux îles Kuriat à Monastir. Le CAP est proposé comme un moyen de financement de la politique de compensation entre les différents acteurs concernés (pêcheurs et visiteurs). Il est estimé avec un modèle « Zero inflated ordered probit (ZIOP) ». Ce modèle permet de distinguer les vrais des faux zéros¹. Pour faire face au biais d'échantillonnage, nous utilisons des techniques d'imputation multiple. Le ZIOP est un modèle hybride en deux parties : une première partie propose un probit binaire et la deuxième présente un probit ordonné. Le probit ordonné précise les éléments qui influencent la réponse de l'enquêté quant à l'acceptation ou le refus de l'AMP aux îles Kuriat. Par ailleurs, le probit ordonné estime le CAP moyen des enquêtés en précisant ses déterminants. Les résultats du modèle ZIOP montrent que l'âge ainsi que le niveau d'éducation sont les principaux déterminants de la déclaration des visiteurs enquêtés quant à l'acceptation de l'AMP. Alors que le revenu, la nationalité, et le niveau d'éducation sont les variables qui déterminent leur CAP. Les résultats générés par le ZIOP avec les données imputées sont semblables à celles observées, mais la variable concernant la manière selon laquelle les visites sont organisées est devenue significative.

Mots-clés : Évaluation contingente, Imputation multiple, Échantillon, Non-réponse.

Abstract :

This chapter analyzes the determinants and the estimation of willingness to pay (WTP) of visitors to access the MPA that will be established in Kuriat islands in Monastir. The WTP is proposed as a way to finance the compensation policy between the

1. Ici la valeur zéro signifie la non-implication de l'enquêté dans le projet d'AMP en déclarant un CAP nul.

various stakeholders (fishermen and visitors). It is estimated with a model « Zero inflated ordered probit (ZIOP) ». This model allows us to distinguish true from false zeros². To address the sampling bias, we use multiple imputation techniques. The ZIOP is a hybrid model in two parts : the first part is a binary probit and the second one is an ordered probit. The binary probit specifies the elements that influence the respondent's answer to accept or refuse of the MPA in the Kuriat islands. Moreover, the ordered probit estimates the average WTP of respondents stating its determinants. The results of the model show that ZIOP age and level of education are the main determinants of the declaration of visitors surveyed on the acceptance of the MPA. While the income, nationality and education level are the variables that determine their WTP. The results generated by the ZIOP with imputed data are similar to those observed, but the variable of how the tours are organized has become significant.

Key words : Contingent valuation, Multiple Imputation, Sample, Non-response.

6.1 Introduction

The determination of non-market goods' value is important to assess the economic effects of environmental policies (Carson et al., 2001). To give a monetary value of non-marketed amenities is very important for the decisions makers. It helps them to choose the appropriate environmental and conservation policies.

To evaluate non-market goods, several methodologies have been proposed such as stated preferences (SP) methods. SP methods are largely used to evaluate environmental goods (Andersson and Svensson, 2008). Among the SP methods, we find the contingent valuation method (CVM) which has been developed as a non-market valuation and become increasingly known in environmental economics especially for amenities and damages evaluation (Noonan, 2003; Carson et al., 2001; Mitchell, 2002). It allows to determine the use and existence value of assets (Mitchell and Carson, 1989). It consists to go directly to individuals to determine the price of a natural asset (example : « What would you pay for environmental safety ? », « What would you pay for wilderness ? » (Hanemann, 1994)), which is represented by the willingness to pay (WTP) or the willingness to accept (WTA). This method has succeeded in some measure to help decision makers to choose whether or not such an environmental and conservation policies. However, its reliability for determining the economic value of non-market goods steels a persisting debate which doesn't have an end (Carson et al., 2001). This is due to the existing of several biases and limitations of the CVM (Diamond and Hausman, 1994; Ariely et al., 2003; Blumenschein et al., 2008). Recent works have considered the sources of bias regarding the use of CVM with bad survey design in many cases (Blumenschein et al., 2008; Bateman et al., 2008; Zhang et al., 2010; Lusk and Hudson, 2004; Clinch and Murphy, 2001; Andersson and

2. Here zero means the non-involvement of the respondent in the MPA project declaring null WTP.

Svensson, 2008).

In several surveys which have been conducted using the CVM, some respondents may do not give their real value for the good, and thereafter, the SP methods will determine incorrectly the value of the good in question (Meyerhoff and Liebe, 2008). Indeed, it's difficult to know if these respondents, which give a false value for the good, have a zero or positive WTP. In which case, the good's economic value may be underestimated or overestimated. In addition, there is no consensus about the procedure to distinguish the true zero from protest responses. There are a lot of reasons that respondents state wrong value of the good such as they may not understand the survey and give a false valuation, they may prefer that the change in the good will be paid by other people, etc. (Meyerhoff and Liebe, 2008). To overcome this problem, the solution which has been proposed is to keep only the true responses in the sample. But this solution, which means to exclude protest responses, hasn't any theoretical conception (Meyerhoff and Liebe, 2008).

To improve the CVM's results and overstep its hypothetical bias, practitioners have used an additional technique for the robustness and reliability tests such as « split sample approach » and « entreaties ». The split sample approach means to state the same questionnaires to independent samples at two different points in time for comparing the individual preferences (exemple : WTP) if they will change. Some surveys in this sense had shown the same results (WTP) at different times (Carson et al., 2001). Among the entreaties, we find the « cheap talk » which sends in « the costless of transmission of signals and information » (Cummings and Taylor, 1999; Atkinson et al., 2012). These additional techniques to CVM may be effective to decrease the hypothetical bias and can partially tackle protest responses. In this way, how the advocates of CVM can distinguish the true responses from the protest responses which, technically, are represented by an excess zeros in the databases ?

Some work in medical research has first highlighted the databases with excess zeros (Moulton and Halsey, 1995; Aitchison, 1955). This statistical analysis issue is very common in other fields like finance, economics, insurance, etc. It's admitted as a recurring problem because databases with excess zeros cannot give full information and may give erroneous and biased estimates (Lachenbruch, 2002). To overtake this problem, an alternative model has been introduced such as Heckman model³. However these models encounter difficulties to achieve their goal and give a skewness estimations especially with a specific databases like health insurance data (Duan et al., 1983; Lachenbruch, 2002). Excess zeros in databases leads to overdispersion which makes standard errors and chi-square statistics worthless and maximum likelihood estimates inefficient. As mentioned

3. Among the alternative models we can cite : Heckman model or two part models (Lachenbruch, 2001, 2002; Berk, 2002), probit regression for the individuals with or not a count of zero and multiple regression for the nonzero part (Duan et al., 1983), censored log-gamma (Moulton and Halsey, 1996), censored lognormal mixture model (Taylor et al., 2001), lognormal distribution (Xiao-Hua and Tu, 1999).

above, the conventional models have failed to resolve the overdispersion and fit poorly when the number of individuals with a count of zero is large in databases (Allison, 2012, chap 9). To overcome this problem, a zero inflated models⁴ have been presented to give treatment to the excess zeros (Allison, 2012; Greene, 2007). Databases with excess zeros are called *zero-inflated data*. To mention the excess zeros, the term « inflation » has been used (Pimentel et al., 2015). The zero inflated model is introduced in the case where there are two regimes of zeros in the databases. It's considered like a latent class model (Greene, 2007).

Zero inflated models are appropriate models to analyze databases with excess zeros with two regimes. There have been suggested to overtake the problem of incomplete and missing data (Xie et al., 2013). Their success to reach this goal is still partial because of the treatment of missing data for example needs other statistical techniques like multiple imputation and bootstrap, besides zero inflated models.

Our case study is a contingent valuation of the WTP (willingness-to-pay) to access a MPA (Marine Protected Area) in a developing country (Tunisia). To our knowledge, previous studies did not correct for biased sampling (e.g. (Petrosillo et al., 2007)). In July and August 2012, 315 among 40 000 visitors were surveyed randomly during their visit to Kuriat islands (Monastir, Tunisia). We use ZIOP (Zero-inflated ordered probit) model which is a double-hurdle combination of a split probit model and an ordered probit model (Harris, 2007) and its extension the ZIOPC which assumes that the two errors terms are correlated (Bagozzi et al., 2015). This model address the problem of two distinct data generating process for the zero. One type of zero corresponds to individuals who will always refuse to pay for MPA (because of ideological reasons), whereas the other type refers to a corner solution. ZIOP models will be completed by a sensitive analysis using multiple imputation (MI) to address a potentially biased sampling (Van Buuren, 2012). Before the presentation of the econometric models in the section 3, we present the MPA in the section 2. The case study will be presented in the section 4 and the results and conclusion take place in the sections 5 and 6 respectively.

6.2 MPA and the CVM

Due to the convention on biological diversity in 1992, the number of marine protected areas around the world has increased to attend more than 10 000 in 2012 (Spalding et al., 2013). The aim of the establishment of MPA is the protection of marine and coastal ecosystems and the development of several human activities such as coastal fisheries, ecotourism, scuba diving and other recreational activities. Most of the MPA didn't reach

4. Among zero inflated models, we can evoke the zero inflated poisson, zero inflated negative binomial, zero inflated ordered probit model, etc. For our database, we use a zero inflated ordered probit model because the dependent variable in the second stage is a categorical variable and not a continuous one. For more detail, see section 3.

their goal because the actors involved are various, numerous, and have a divergent interests regarding the use of the resource. This proves the challenge to overcome by the system governing of MPA. Also, they don't find a satisfactory fund to ensure their sustainable management especially in the developing countries which receive external short funds for taking place MPAs (Jentoft, 2007; Baral et al., 2008). Practitioners have suggested a self financing of MPA to overtake their failure. In most cases, the MPA management is warranted by the fees access paid by the visitors. This solution helps MPA to be financed and managed in the long run.

To make up a consistent management system, it's recommended to carry out a fee amount equals to the marginal willingness to pay (WTP) declared by the visitors. This fee amount may be determined by the CVM which requires to conduct direct interviews with visitors. The choice to use CVM returns to the sort of MPA benefits which, in most of the time, don't have a market value⁵. Among the first organization which used the CVM to assess the WTP of visitors and help the decision makers to establish various types of MPA, we find the National Oceanic and Atmospheric Association (NOAA)⁶ which had conducted their CVM survey in 1989 (Hall et al., 2002). From that, the use of the CVM has increased to determine the non-use value of MPA such as the improvement of the environmental area which evaluated as tourist entry fees (Baral et al., 2008; Hall et al., 2002; Bhat, 2003; Asafu-Adjaye and Tapsuwan, 2008; Lee and Han, 2002; Dharmaratne et al., 2000; Sumaila et al., 2000; Arin and Kramer, 2002).

To take place MPA, some surveys conducted using the CVM may have a missing data. Such case makes the conventional models and statistical techniques unable to give a fair estimate of WTP especially with missing data or excess zeros. For this reason, we use for our study one of the zero inflated models : zero inflated ordered probit model which take into account seriously the weakness of CVM evoked above.

6.3 Econometric models

Zero inflated models⁷ represent an alternative to conventional models using databases with missing data or excess zeros. As we explained above, there are different zero inflated models such as zero inflated Poisson, zero inflated negative binomial, zero inflated ordered probit. The choice to one of these models depends on the nature of the databases, particularly the dependent variable in the model. For our case, the dependent variable - WTP - is a discrete ordered variable which is characterized by excess zero. The conventional or-

5. Here we mention that much of MPA benefits don't have market value and need a hypothetical market to be valued such as the improvement of the coastal and marine ecosystem which attracts more visitors, increase of fish quality, upturn of environment, protection of threatened species, etc.

6. For more detail, see the work of Hall et al. (2002) which presents an exhaustive list of the surveys of NOAA and other using CVM to determine the WTP of visitors.

7. Allison P (2012) detailed the different zero inflated models and carries out their comparison with the conventional models (Allison, 2012, chap 9).

dered probit model may encounter the problem of overdispersion and give an inconsistent estimates (Weiss, 1993). Thus, we choose the zero inflated ordered probit model which best corresponds to our database.

6.3.1 Zero inflated ordered probit (ZIOP) model

Like zero inflated (ZI) models, the ZIOP is a two part model. The ZI model has a logistic regression in the first part and a poisson regression in the second part. The ZIOP model has, respectively, a probit « splitting » model and an ordered probit model⁸. The two different sets of covariates split the observations into two regimes (Harris, 2007). We denote l a binary variable which determines the two regimes (regime 0 : non participant if $l = 0$ and regime 1 : participant if $l = 1$). The propensity for participation is l^* with $l^* > 0$ if $l = 1$ and $l^* \leq 0$. It is defined as $l^* = \Gamma'\alpha + \mu$, where Γ is a vector of variables which determine the two regimes, α a vector of coefficients, and μ the error term.

The probability of an individual to be in regime 1 is :

$$Pr(l = 1|\Gamma) = Pr(l^* > 0|\Gamma) = \Psi(\Gamma'\alpha)$$

where $\Psi(\cdot)$ is the cumulative distribution function (*c.d.f*) of the univariate standard normal distribution. In our case, the WTP is a discrete random variable λ which has discrete ordered values. In the case that $l = 1$, the WTP under regime 1 is given by a discrete variable $\tilde{\lambda}$ ($\tilde{\lambda} = 0, 1, \dots, J$) that is estimated by an ordered probit in the second stage in ZIOP and given by $\tilde{\lambda}^* = \tau'\beta + \nu$ where τ is a vector of covariates with unknown weights β and ν the error term. The mapping between $\tilde{\lambda}^*$ and $\tilde{\lambda}$ may be written as

$$\tilde{\lambda} = \begin{cases} 0 & \text{if } \tilde{\lambda}^* \leq 0 \\ j & \text{if } \nu_{j-1} < \tilde{\lambda}^* \leq \nu_j (j = 1, \dots, J-1) \\ J & \text{if } \nu_{J-1} \leq \tilde{\lambda}^* \end{cases}$$

where ν_j ($j = 1, \dots, J-1$) are parameters to be estimated in addition to β . The ordered probit probabilities are represented by (Harris, 2007) :

$$Pr(\tilde{\lambda}) = \begin{cases} Pr(\tilde{\lambda} = 0|\tau, l = 1) = \Psi(-\tau'\beta) \\ Pr(\tilde{\lambda} = j|\tau, l = 1) = \Psi(\nu_j - \tau'\beta) - \Psi(\nu_{j-1} - \tau'\beta) (j = 1, \dots, J-1) \\ Pr(\tilde{\lambda} = J|\tau, l = 1) = 1 - \Psi(\nu_{J-1} - \tau'\beta) \end{cases}$$

with $\lambda = l\tilde{\lambda}$. There are two cases where the individual mentions a null WTP ; $l = 0$ leads to $\lambda = 0$ and $l = 1$ may lead to $\tilde{\lambda} = 0$. The case when WTP is positive, $l = 1$ and $\tilde{\lambda}^* > 0$. The probabilities for λ may be presented by

$$Pr(\lambda) = \begin{cases} Pr(\lambda = 0|\tau, \Gamma) = Pr(l = 0|\Gamma) + Pr(l = 1|\Gamma)Pr(\tilde{\lambda} = 0|\tau, l = 1) \\ Pr(\lambda = j|\tau, \Gamma) = Pr(l = 1|\Gamma)Pr(\tilde{\lambda} = j|\tau, l = 1) (j = 1, \dots, J) \end{cases}$$

8. The probit and ordered probit models are estimated at the same time with different sets of variables.

$$= \begin{cases} Pr(\lambda = 0|\tau, \Gamma) = [1 - \Psi(\Gamma'\alpha)] + \Psi(\Gamma'\alpha)\Psi(-\tau'\beta) \\ Pr(\lambda = j|\tau, \Gamma) = \Psi(\Gamma'\alpha)[\Psi(\nu_j - \tau'\beta) - \Psi(\nu_{j-1} - \tau'\beta)] (j = 1, \dots, J) \\ Pr(\lambda = J|\tau, \Gamma) = \Psi(\Gamma'\alpha)[1 - \Psi(\nu_{J-1} - \tau'\beta)] \end{cases}$$

with the condition that μ and ν follow the standard Gaussian distributions. In ZIOP, the probability of a zero observation is a combination of the probability of « zero consumption » from the OP process and the probability of « non participation » from the « split probit model » (Harris, 2007). The parameters of the model $\omega = (\alpha', \beta', \nu)'$ can be estimated by maximum likelihood criteria. The log-likelihood function can be represented as follows :

$$l(\omega) = \sum_{i=1}^N \sum_{j=0}^J \zeta_{ij} \ln[Pr(\lambda_i = j | \beta, \nu, \omega)]$$

with $i = 1, \dots, N$ and $j = 0, 1, \dots, J$. The function ζ is defined as :

$$\zeta_{ij} = \begin{cases} 1 & \text{if individual } i \text{ chooses outcome } j \\ 0 & \text{otherwise} \end{cases}$$

6.3.2 ZIOP Correlated

The result of the two separate equations, $l^* = \Gamma'\alpha + \mu$ and $\tilde{\lambda}^* = \tau'\beta + \nu$, with uncorrelated terms, gives the observed variable λ . According to Harris and Zhao (2007), the two errors term μ and ν are related in view of λ , which is given by « two separate latent equations » in the « standard » ZIOP. They mention that these error term may be correlated because they correspond to the same individual. The two authors had extended the model to include (μ, ν) . These two stochastic terms follow a bivariate normal distribution with the correlation coefficient ρ . Thus, the observations can be presented as follows :

$$\lambda = l\tilde{\lambda} = \begin{cases} 0 & \text{if } (l^* \leq 0) \text{ or } (l^* > 0) \text{ and } (\tilde{\lambda}^* \leq 0) \\ j & \text{if } (l^* > 0) \text{ and } (\nu_{j-1} < \tilde{\lambda}^* \leq \nu_j) (j = 1, \dots, J-1) \\ J & \text{if } (l^* > 0) \text{ and } (\nu_{J-1} < \tilde{\lambda}^*) \end{cases}$$

and the probabilities become :

$$Pr(\lambda) = \begin{cases} Pr(\lambda = 0|\tau, \Gamma) = [1 - \Psi(\Gamma'\alpha)] + \Psi_2(\Gamma'\alpha, -\tau'\beta; -\rho) \\ Pr(\lambda = j|\tau, \Gamma) = \Psi_2(\Gamma'\alpha, \nu_j - \tau'\beta; -\rho) - \Psi_2(\Gamma'\alpha, \nu_{j-1} - \tau'\beta; \rho) (j = 1, \dots, J-1) \\ Pr(\lambda = J|\tau, \Gamma) = \Psi_2(\Gamma'\alpha, \tau'\beta - \nu_{J-1}; \rho) \end{cases}$$

where Ψ_2 is the cumulative distribution function of the bivariate normal distribution with the correlation coefficient ρ between the two « univariate random elements ». The parameters of the model ω are redefined and become $\omega = (\alpha', \beta', \nu', \rho)'$. Harris and Zhao (2007) show that the presence of correlation between the two parts of the model can be

tested using a Wald test of $\rho = 0$. This test helps us to assess the superiority of ZIOPC over ZIOP.

6.3.3 Multiple imputation (MI)

Multiple imputation is a way to deal with missing data which is a common issue in survey data (Meng, 1994; Rubin, 2004; Van Buuren, 2012, chap 2). For each missing element in the data matrix, MI impute z values. Therefore, we obtain z « completed » database comprising observed and unobserved data (Honaker et al., 2012). Lets us denote observed and missing data as $\mathbf{D} = \langle \mathbf{D}^{obs}, \mathbf{D}^{mis} \rangle$. \mathbf{D} follows multivariate normal distribution with mean vector σ and covariance matrix θ , $\mathbf{D} \sim \mathcal{N}(\sigma, \theta)$.

T represents the missing data, with elements $z_{ij} = 1$ if $d_{ij} \in \mathbf{D}^{mis}$ and $z_{ij} = 0$ otherwise. The data are *missing at random* (MAR) in multiple imputation, which means that T may be imputed only by the observed data \mathbf{D}^{obs} . The MAR assumption is defined as $p(T|\mathbf{D}) = p(T|\mathbf{D}^{obs})$. The data are *missing completely at random* (MCAR)⁹ in the case where missingness is not dependent on the data (Honaker et al., 2012; Honaker and King, 2010; Van Buuren, 2012).

The likelihood of observed data is $p(\mathbf{D}^{obs}, T|\Delta)$, which \mathbf{D}^{obs} is the observed data, T is the missingness matrix and Δ is the complete data parameters ($\Delta = (\sigma, \theta)$). Under the MAR assumption, it can be written as (Honaker et al., 2012) :

$$p(\mathbf{D}^{obs}, T|\Delta) = p(T|\mathbf{D}^{obs})p(\mathbf{D}^{obs}|\Delta)$$

The likelihood of complete data is :

$$L(\Delta|\mathbf{D}^{obs}) \propto p(\mathbf{D}^{obs}|\Delta)$$

By iterated expectations, we can rewrite it as :

$$p(\mathbf{D}^{obs}|\Delta) = \int p(\mathbf{D}|\Delta) dD^{miss}$$

The posterior can be determined by the likelihood for complete data and a flat prior on Δ

$$p(\Delta|\mathbf{D}^{obs}) \propto p(\mathbf{D}^{obs}|\Delta) = \int p(\mathbf{D}|\Delta) dD^{miss}$$

The mode of the posterior may be found using the *expectation maximization* (EM) algorithm. The first algorithms used to impute the missing data are the *imputation-posterior* (IP), which represents a Markov chain, and the *expectation maximization with importance sampling* (EMis) (Honaker and King, 2010). The implementation of these

9. See Van Buuren 2012 (chapter 1) for more detail about missing data problems.

algorithms encounters many difficulties such as long run-times, software kinks and not able to impute in the case of large data sets with a high number of variables. For this reason, the combination of expectation maximization and bootstrapping (EMB) has been proposed as an alternative of IP and EMis. The EMB algorithm gives the same results as IP and EMis and outstrips their problems (Honaker and King, 2010; Honaker et al., 2012).

Based on the access to an auxiliary data, our approach assumes that the bias depends on known covariates (coming from official statistics) which are fully observable. Therefore it meets the MAR (Missing At Random) assumption. We also assume that the distributions of some covariates are known. These assumptions are not different from those which are usually necessary for the classical method (post stratification or weighting to known population totals) (Gelman, 2007). Two recent papers have shown that MI offers the potential for lower variances and total survey errors in comparison to alternative methods (Peytchev, 2012; Alanya et al., 2015), as all the informations contained in the survey are used. But following S. Van Buuren (2012), as « Imputation provides fine-grained control over the correction process », we also highlight that MI can help us therefore to introduce sensitivity analysis. It is especially an interesting response to various critics of contingent valuation (Haab et al., 2013).

6.4 Case study

Since 2000, the environmental institutions in Tunisia continue to make much effort to establish a marine protected area (MPA) in Kuriat islands (Monastir, Tunisia) in which ecosystem is threatened by both natural and anthropic pressures (elevation of sea level, marine and coastal erosion, overfishing, pollutions, etc.). The MPA project highlights the environmental effects but lays aside the economic interests of stakeholders (APAL/SCET-TUNISIE, 2000; CAR/ASP-PNUE/PAM, 2008). Among these stakeholders with professional and recreational activities that may be impacted, there are nearly 40,000 persons (residents and non-residents) who come visiting for one day on average Kuriat islands for swimming and benefit from their virgin nature.

Once MPA will be established, the visitors behavior may be changed if the islands' access price¹⁰ is increased in order to finance the project. For this reason, the objective of our survey is to determine the willingness to pay (WTP) of visitors. Our survey consists of two main parts : socioeconomic data and visitors perceptions of MPA and WTP¹¹. 315 direct interviews have been conducted randomly between July and August 2012 with visitors during their visit to Kuriat islands. 78.43% of the interviewees are between 20

10. Currently, the price of a daily excursion in Kuriat islands is 20 euros per person. This amount includes transportation and a meal.

11. See appendix 6.A.

and 50 years old and 54.3% of them are women. Almost all the interviewees have a high educational school (secondary and university school). 44.76% of them had visited Kuriat island using a local touristic agency. Residents visitors in our sample represent 51.43% and the rest are foreigners (21.59% are French, 7.94% are German, 3.81% are Russian, 4.44% are Belgium, 8.57% are Italian and 2.22% are Canadian).

	<20	[20-30[[30-40[[40-50[[50-60[≥ 60	Total
Women	2.54%	11.43%	22.23%	13.34%	1.90%	2.86%	54.30%
Man	3.80%	9.84%	9.84%	11.75%	8.57%	1.90%	45.70%
Total	6.34%	21.27%	32.07%	25.09%	10.47%	4.76%	100%

TABLE 6.1 – Distribution of interviewees by age and gender

50.8% of the interviewees consider that the natural resources (especially the marine resources) are overexploited. 54.9% of them mentioned that they know what is a MPA. 50% of them are for the establishment of a MPA in Kuriat islands and they consider that such as project will contribute to protecting their environment richness and improve their coastal and marine ecosystems. On the contrary, 21.9% of the interviewees refuse categorically the project and they display a null willingness to pay (WTP). The rest mention a WTP varying between 5 and 50 DT¹². The WTP is proposed as a payment card which had been fixed and chosen according to the preliminary interviews. To determine the WTP amount, a dichotomous choice question had been asked as follows : *Would you be willing to pay 5, 10, 15, 20, 30, 40, 50 DT in additional per visit ?* (The interviewee chooses one of the payment card's amounts)¹³

	0 DT	5 DT	10 DT	15 DT	20 DT	30 DT	40 DT	50 DT
WTP	21.90%	3.81%	19.04%	17.14%	15.24%	10.48%	10.48%	1.91%

TABLE 6.2 – WTP of interviewees

6.5 Results

6.5.1 OP, ZIOP and ZIOPC

As evoked above, 21.9% of the interviewees have announced a null WTP, which may represent an excess zeros. Moreover, we highlight here the weakness of our sample which represents 0.7% of all the population (40 000 visitors to Kuriat island annually). It may suffer from misrepresentation which can give an incorrect estimation. To sum up, we encounter two main difficulties : excess zero and potentially biased sampling.

The choice of ZIOP model is to resolve the excess zero and the use of multiple im-

12. Tunisian Dinar, local currency ; 1 DT \approx 0.5 euro.

13. The question for determining the WTP has been inspired by Hall et al's (2002) study(Hall et al., 2002).

putation¹⁴ to correct our sample size by the addition of artificial observations. To carry out this objective, we use the official statistics and informations on the tourism in Tunisia about the nationalities of the population for generating 185 additional artificial record. The ordered dependent variable, WTP, has two types of zeros. The first type refers to economic conditions of the interviewee who is not able to pay for an environmental improvement. The second type is the false zeros : the interviewee refuse to pay because he has a strategic behavior (the improvement will be paid by others, it is difficult to understand the hypothetical survey. . .). Compared to a standard OP, the ZIOP model allows to get relevant estimates which have a huge coverage of the probabilities and they have a low level of bias (Hill et al., 2011).

To estimate the conditional OP, ZIOP and ZIOPC, we used the R program and code which had been developed by Bagozzi et al (2011) and Hill et al (2011). The covariates which have been incorporated in standard OP have been selected by stepwise method. Those which have been included in OP are the same in ZIOP and ZIOPC. We chose different covariates for the splitting and ordered equations. All maximum likelihood estimated models must begin with an initial set of starting parameters. For our application, we use the OP estimates as starting parameter values for the more complicated model and then « reasonable » values (we used 0.1) for any additional parameters estimated for the covariates in splitting equation.

Seven covariates are selected using stepwise selection : gender, age, matrimonial situation, education level, income, how the visit organized and the residency of the interviewees. We have excluded the covariates linked to environment and MPA perceptions to sidestep any endogeneity problem. Table 6.3 proposes the results of OP, ZIOP and ZIOPC models. For the three models, income, education and residency are significant in ordered equation. They explain what influences the WTP and determine its amount. It is quite normal since the literature has shown the importance of income in the contingent labor. The age is significant in the splitting equation for ZIOP and ZIOPC models. The ZIOPC shows the non-significance of covariates gender and marital situation in the splitting equation and the manner of visit's organization in ordered equation. Referring to the information criterion, the ZIOP and ZIOPC models are more relevant than the OP model. To sum up, the acceptability of the MPA project may be explained by the age and the education level of the interviewees. Furthermore, the three models (OP, ZIOP, and ZIOPC) identify that

14. The sample is augmented by new artificial records using various hypotheses and priors. Our MI benchmark algorithm will be *AMELIA* (Honaker et al., 2012) because informative Bayesian priors about individual missing data cells can be included. *AMELIA* has also an advantage in its flexibility and its efficiency. The incorporation of priors follows basic Bayesian analysis where the imputation turns out to be a weighted average of the model-based imputation and the prior mean, with weights depending on the relative strength of the data and prior (Honaker and King, 2010). These informative prior can come from the elicitation of expert beliefs or from the analysis of previous studies (Garthwaite et al., 2005). There are helpful for handling sparse data (Lenk and Orme, 2009), which can appear if the sample is strongly biased, as more additional artificial records are needed.

the same covariates determine WTP amounts. These covariates are the income, education level and residency of the interviewees.

Harris and Zhao (2007) have proposed the Vuong test (Vuong, 1989) to compare the ZIOP and ZIOPC models to the OP model. The Vuong test described is calculated as follows :

$$v = \frac{\sqrt{N}(\frac{1}{N} \sum_i^N m_i)}{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_i^N (m_i - \bar{m})^2}}$$

where m_i is the natural logarithm of the ratio of the predicted probability that $\lambda_i = j$ in the OP model (in the numerator) and in the ZIOP and ZIOPC models in the denominator. If $v < -1.96$ ZIOP or ZIOPC model are favored. If $-1.96 < v < 1.96$ the test supports no model. If $v > 1.96$ the test favors OP model (Vuong, 1989; Hill et al., 2011; Harris, 2007). The Vuong test results favor the ZIOP model over the OP model ($v = -2.872$) and similarly favors ZIOPC model over the OP model ($v = -3.270$). These results show that ZIOPC and ZIOP model are superior to the OP model. The zeros in our sample represent 21.9%, and the predicted probability of the ZIOP mentioned that 29% of null WTP with 54.4% protest response or non economic zeros.

For an average individual who would be willing to pay, the WTP will be 41.8 DT (conditional WTP). Besides that, for an average individual whom we know nothing a priori, the WTP will be 35.036 DT ($41.8 * 0.83$).

Turning to the results of ZIOP and ZIOPC models, persons who have a high education level among the interviewees are more willing to pay for the MPA project than the other, and pay an additional amount to benefit from the environment change in the two islands. Furthermore, the residency of the interviewees plays an important role for the accepting of the project and the WTP declared. In fact, the interviewees are residents (Tunisians) and non-residents (foreign). The foreign are more able to accept the MPA project and to declare a higher willingness to pay than the residents. This may be a source of bias. A part of the interviewees proclaims a positive WTP because they are on holiday and visit the Kuriat islands for the first time and it's not sure that they will come back for a second time. On the other hand, the non-residents have a high income level than the resident and their culture allows them to be more involved in the environment conservation projects. Thence, we can evoke that the contingent valuation survey is more reliable in the developed countries than in the developing countries, which result had been proved by the literature (Whittington, 2002).

	OP	ZIOP	ZIOPC
Splitting Parameters			
INTERCEPT	-1.235 (0.397)***	-1.240 (0.376)***	
GENDER1	0.146 (0.196)	0.259 (0.206)	
AGE2	1.506 (0.406)***	1.232 (0.425)***	
AGE3	2.324 (0.447)***	2.153 (0.446)***	
AGE4	2.197 (0.480)***	1.922 (0.521)***	
AGE5	1.465 (0.476)***	1.268 (0.476)***	
AGE6	1.619 (0.556)***	1.454 (0.532)***	
MS1	-0.178 (0.257)	0.017 (0.300)	
EL1	0.756 (0.191)***	0.845 (0.197)***	
Ordered Parameters			
0 1	3.077 (0.561)***	0.517 (0.603)	-0.021 (0.637)
1 2	-1.738 (0.280)***	1.561 (0.202)***	1.369 (0.300)
2 3	-0.246 (0.116)**	0.552 (0.119)***	0.498 (0.139)***
3 4	-0.473 (0.124)***	-0.185 (0.121)	-0.247 (0.139)*
4 5	-0.549 (0.132)***	-0.385 (0.129)***	-0.460 (0.157)***
5 6	-0.636 (0.161)***	-0.506 (0.160)***	-0.582 (0.184)***
GENDER1	0.217 (0.134)*		
AGE2	0.799 (0.386)**		
AGE3	1.448 (0.423)***		
AGE4	1.392 (0.438)***		
AGE5	0.951 (0.445)**		
AGE6	0.959 (0.493)*		
MS1	0.087 (0.174)		
EL1	0.794 (0.134)***	0.668 (0.150)***	0.459 (0.201)***
OV1	-0.033 (0.242)	-0.000 (0.243)	-0.021 (0.228)
NAT1	0.551 (0.254)**	0.627 (0.255)***	0.605 (0.239)***
lnINCOME	0.236 (0.056)***	0.719 (0.090)***	0.597 (0.140)***
ρ			-0.645 (0.331)**
AIC	1016.019	964.928	965.046
BIC	1079.813	1036.227	1040.098
IBIC	1151.609	1112.686	1120.810
CAIC	1096.813	1055.227	1060.098

Standard errors are in parentheses.

***, ** and * indicate significance at 1%, 5% and 10% sizes, respectively.

TABLE 6.3 – Estimated Coefficients for OP, ZIOP and ZIOPC

6.5.2 Multiple imputation

Comparing our sample (315 observations) with the official statistics (nationality of the visitors), we found a difference between them regarding the sample representativeness. We sampled too Tunisian, French, Italian, Belgian and Canadian (see table 6.4). By cons, we sampled within the Russian and German.

Nationality	Tunisian	French	German	Russian	Belgian	Italian	Canadian
Observed sample	51,4%	21,6%	7,9%	3,8%	4,4%	8,6%	2,2%
Official statistics	46,8%	19,8%	10,2%	13%	3,4%	5,4%	1,4%

TABLE 6.4 – Distribution of interviewees by nationality

We used multiple imputation to correct our sample and to carry on a sensitive analysis for our estimation. As a robustness check, we estimate the various models on the different imputed database. Table 6.3 reports the estimation for a given database. We have obtained approximately the same results for OP, ZIOP and ZIOPC models with a little difference. Note also that the estimations do not vary substantially across the imputed database¹⁵. The manner of visit's organization (OV1) has been selected in the ordered parameters for the ZIOP model. For the ZIOPC model, the visit's organization become significant, but the education level has been neglected. For the sample with imputed data, the zeros represent 21%, and the predicted probability of the ZIOP mentioned that 49% of null WTP with 58.7% protest response or structural 0. With the imputed data, the WTP of an average individual will be 28.4 DT (conditional WTP). Moreover, for an average individual whom we know nothing a priori, the WTP will be 20.16 DT (28.4×0.71).

15. In a future extension of this chapter, average estimations based on Rubin rules will be provided (see Van Buuren 2012).

	OP	ZIOP	ZIOPC
Splitting Parameters			
INTERCEPT		-0.486 (0.293)*	-0.537 (0.252)**
GENDER1		0.249 (0.189)	0.327 (0.152)**
AGE2		0.953 (0.281)***	0.863 (0.225)***
AGE3		1.786 (0.375)***	1.620 (0.282)***
AGE4		1.564 (0.343)***	1.459 (0.276)***
AGE5		1.145 (0.335)***	1.152 (0.262)***
AGE6		1.271 (0.426)***	1.203 (0.335)***
MS1		-0.139 (0.208)	0.019 (0.162)
EL1		0.617 (0.196)***	0.576 (0.205)***
Ordered Parameters			
0 1	1.233 (0.273)***	-0.763 (0.314)***	-0.844 (0.305)***
1 2	-1.332 (0.162)***	-0.688 (0.248)***	-0.773 (0.237)***
2 3	-0.515 (0.094)**	-0.245 (0.115)**	0.325 (0.111)***
3 4	-0.699 (0.102)***	-0.595 (0.105)***	-0.694 (0.104)***
4 5	-0.744 (0.110)***	-0.686 (0.110)***	-0.820 (0.114)***
5 6	-0.785 (0.131)***	-0.744 (0.130)***	-0.912 (0.137)***
GENDER1	0.173 (0.098)*		
AGE2	0.706 (0.215)***		
AGE3	1.300 (0.215)***		
AGE4	1.232 (0.219)***		
AGE5	1.020 (0.237)***		
AGE6	1.192 (0.283)***		
MS1	0.025 (0.112)		
EL1	0.536 (0.101)***	0.416 (0.120)***	0.201 (0.139)
OV1	-0.053 (0.117)	-0.311 (0.130)**	-0.221 (0.109)**
NAT1	0.479 (0.118)***	0.593 (0.132)***	0.515 (0.109)***
lnINCOME	0.053 (0.014)***	0.047 (0.016)***	0.054 (0.014)***
ρ			-0.879 (0.068)***
AIC	1780.294	1797.532	1779.469
BIC	1851.942	1877.609	1863.761
IBIC	1937.042	1960.624	1958.193
CAIC	1868.942	1896.609	1883.761

Standard errors are in parentheses.

***, ** and * indicate significance at 1%, 5% and 10% sizes, respectively.

TABLE 6.5 – Estimated Coefficients for OP, ZIOP and ZIOPC with imputed data

6.6 Conclusion

Many contingent surveys suffers from several biases¹⁶ especially the protest responses like in our sample. The ZIOP model seems able to treat this kind of issue; excess zeros

16. The bias of contingent valuation are numerous such as sampling bias, selection bias, overstated estimate.

in the databases ($\approx 21.9\%$). It uses a system of two latent equations allowing for zero observations to be generated by two different regimes. Harris and Zhao (2007) have underlined the importance of potential correlation between the two latent equations. For this reason, they have introduced the ZIOPC model which (for our data) is more efficient than the OP and ZIOP models (same results with imputed data). The ZIOP and ZIOPC models mention that the acceptability (in splitting equation) of the environment change (MPA establishment) depends on attitude and behavioral criteria such as the age, education level, gender, etc. Moreover, the ordered dependent variable (WTP) may be better explained by the economic criteria such as the income, residency and education level too. The ZIOP mentioned that 29% (49% with imputed data) of null WTP with 54,4% (58.7%with imputed data) non economic zeros.

Contingent valuation surveys conducted in developing countries have been widely criticized. For instance, Whittington (2002) criticized them for three reasons : (i) the CV surveys are « poorly executed and implemented », the CV scenarios had « poorly crafted » and the failure to conduct a robustness test such as using the « split-sample experiments » (Whittington, 2002). On the other side, some practitioners have mentioned the reliability of CV surveys in developing countries (see Memon and Matsuoka 2002 in Pakistan). They show that their CV survey has been conducted successfully because it has been well executed, its scenario had been lavishly crafted and the sensibility test had been done without difficulty (Memon and Matsuoka, 2002). In our case, although the CV survey may have been well implemented and its scenario may have been well explained to the interviewees, a biased sampling still occurs. The sensitivity analysis has been done using multiple imputation. These first robustness checks lead to approximately the same results as our initial estimation with original data. The results of the MI strengthen our analysis especially as the CV method has been largely criticized.

Appendix

6.A Variables signification of visitors survey

Variables	Label	Description	n	Min	Mean	Max	Std. dev.
Part 1 : socioeconomic data							
Gender		1= Man	144				
		0= Women	171				
NT	Nationality	0= Tunisian	162				
		1= French	68				
		2= German	25				
		3= Russian	12				
		4= Belgium	14				
		5= Italian	27				
		6= Canadian	7				
Age		1= <20 years	20				
		2= [20 - 30[67				
		3= [30 - 40[101				
		4= [40 - 50[79				
		5= [50 - 60[33				
		6= ≥ 60	15				
MS	Marital Status	0=Single	107				
		1= Not single	208				
EL	Education Level	0= primary and secondary school	140				
		1= University	175				
lnINCOME	Natural logarithm of income			0	9.178	11.156	2.171
INCOME	Income in dummies	1= <5000DT*	54				
		2= [5000 - 10000[56				
		3= [10000 - 15000[29				
		4= [15000 - 20000[20				
		5= [20000 - 30000[60				
		6= [30000 - 40000[42				
		7= [40000 - 60000[45				
		8= ≥ 60000	9				
MPA perception and WTP declared							
OV	If the visit is organized	0= by agency	141				
		0= by self	174				
NRU	Nature resources Usage	0= underexploited	38				
		1= operating under standards	117				
		2= overexploited	160				
THMPA	If the Kuriat islands are threatened	0= no	155				
		1= yes	160				
KMPA	Knowing MPA before	0= no	142				
		1= yes	173				
TMPA	If the MPA will attract more visitors	0= no	85				

NAT	The interviewee is resident or not	1= yes	230				
		0= resident	162				
		1= no resident	153				
WTP	Willigness to pay	0= 0 DT	69				
		1= 5 DT	12				
		2= 10 DT	60				
		3= 15 DT	54				
		4= 20 DT	48				
		5= 30 DT	33				
		6>= 40 DT	39				

*=1 DT \approx 0.5euro

Chapitre 7

Conclusion générale

La conclusion générale est constituée de trois parties. La première partie présente un résumé des travaux exposés dans les six chapitres et les apports de la thèse. La deuxième partie s'intéresse au prolongement du projet d'AMP aux îles Kuriat. Notre travail se base sur les travaux (proposition d'un système de zonage de l'AMP aux îles Kuriat [voir figure 3.2]) de l'APAL et CAR/ASP de l'an 2011. Ces deux institutions environnementales ont proposé un autre système de zonage pour l'AMP en 2015. Ce nouveau système de zonage est plus large et plus grand que celui de 2011 (voir figure 6.5). Il prend comme noyau les deux îles et s'étale sur d'autres espaces au-déla de la zone de Kuriat et vers le large de la baie de Monastir. Cette nouvelle limitation géographique et territoriale de l'AMP englobe plus d'espaces marins et côtiers. De plus, d'autres acteurs et parties prenantes seront concernés par le nouveau zonage, ce qui complique la tâche pour les gestionnaires et les décideurs publics en matière de gouvernance de l'AMP. Le maintien d'un consensus d'une manière durable, entre les différentes parties prenantes quant à la gestion de l'AMP, semble difficile à atteindre devant la multiplication et la divergence de leurs intérêts. L'évolution de l'AMP ne remet pas du tout en cause les résultats exposés dans cette thèse qui insiste bien sur la difficulté de gestion de l'AMP. Il est nécessaire en raison de la complexité de sa gestion de prolonger nos travaux et aller vers les théories de la gouvernance dans la troisième partie de cette conclusion générale.

Résumés et apports

En tant qu'un des outils de gestion des ressources naturelles, les aires marines protégées (AMP) ne cessent d'intéresser les décideurs publics en matière d'établissement des politiques de conservation. Cet outil de gestion est dédié principalement à la conservation et à la protection des ressources naturelles renouvelables (écosystèmes marins et côtiers, pêcheries, zones humides, espèces menacées d'extinction). De fortes divergences sont apparues concernant toutefois la bonne politique de conservation à mettre en place.

Au départ, les AMP ont été proposées et utilisées pour protéger et conserver les éco-

systèmes et la biodiversité qui subissaient des fortes pressions anthropiques. Cet objectif environnemental a rapidement conduit à un second objectif (de l'AMP), qui consiste à améliorer et à booster les activités socioéconomiques concernées (pêcheries, tourisme, recherche scientifique). Dans la plupart des cas, si le premier objectif apparaît comme raisonnablement atteignable, ceci n'est pas forcément le cas du second. La protection d'une zone donnée agit directement d'une manière positive sur son état biologique et écosystémique. Toutefois, ses répercussions sur les activités humaines, comme la pêche, demeurent incertaines. Ceci rend la mise en place des AMP contestée par les acteurs locaux qui n'en perçoivent pas totalement les bénéfices, mais tendent à souligner les pertes et les risques de manque à gagner. L'établissement d'AMP représente un réaménagement d'un territoire donné en modifiant les fonctionnements des activités existantes ainsi que la redistribution d'une certaine richesse.

Le nombre d'AMP qui n'atteignent pas leurs objectifs est élevé. Les raisons de leurs échecs sont nombreuses, diverses, et se distinguent d'une AMP à une autre (mauvais zonage, non-acceptation des acteurs locaux, manque de fonds pour leur gestion, AMP papiers (*Papers parks*)). À ce niveau, plusieurs praticiens se sont intéressés à l'étude des interactions produites au sein des AMP. À part son rôle de protection et de conservation en interdisant certaines pratiques et activités, l'AMP est bien présentée comme un ensemble des systèmes de gouvernance. L'AMP gère des systèmes divers, complexes, vulnérables et dynamiques. En premier lieu, *le système de gouvernance* est composé par des activités humaines, des institutions, des autorités régionales ainsi que les différentes parties prenantes qui sont concernées et interviennent dans la zone en question. Comme un deuxième système, l'AMP gère aussi *un système à gouverner* qui se constitue par deux parties : la partie sociale (système de gouvernance) et la partie naturelle (territoire, écosystèmes, biodiversité, biomasses, ressources halieutiques, caractéristiques naturelles). Aux premiers abords, la gestion des interactions dégagées par les différents systèmes gérés par l'AMP est difficile. Les membres du système social ne partagent pas forcément les mêmes intérêts et objectifs en matière d'exploitation des ressources extractives et non-extractives dans la zone protégée. Par exemple, les pêcheurs cherchent à atteindre une productivité élevée en ayant plus de captures de poissons, alors que les gestionnaires de l'AMP cherchent à maintenir un niveau d'exploitation assurant la pérennité des ressources.

À côté de la théorie de gouvernance, la théorie des jeux fut utilisée pour comprendre les comportements stratégiques des acteurs ainsi que les parties prenantes concernées par l'établissement des AMP. Elle permet de donner un sens ainsi qu'une explication au refus d'un tel projet environnemental par certains acteurs impliqués. Le fait de connaître les motivations de ceux qui contestent l'établissement des AMP aide les gestionnaires à déterminer leurs positions stratégiques ainsi que leurs comportements. Ceci permet de mieux choisir le plan de gestion qui intègre les acteurs locaux ayant pour but d'assurer la durabilité des AMP ainsi que leur réussite. Pour mieux comprendre l'interaction entre

les systèmes social et naturel, la modélisation bioéconomique permet de déterminer, dans une certaine mesure, les répercussions des AMP sur les écosystèmes des zones protégées ainsi que sur les activités humaines concernées. De plus, elle aide les gestionnaires des AMP en leur précisant le degré de protection ainsi que le zonage requis pour une telle zone.

Il y a une quasi-unanimité sur le rôle que jouent les acteurs concernés quant à une telle réussite ou un tel échec des AMP. Si la population locale ainsi que les acteurs y exerçant des activités professionnelles et récréatives n'adhèrent pas à leur mise en place et leur gestion, les AMP seront accompagnées d'un échec (Bennett and Dearden, 2014). Certains travaux suggèrent et recommandent la sensibilisation de toutes les parties prenantes avant la mise en place d'un tel projet de conservation afin d'assurer sa durabilité. De plus, avoir une idée sur les perceptions des acteurs concernés par les décideurs publics est considéré comme étant très important pour savoir s'ils seront hostiles à l'établissement des AMP, pour trouver la bonne façon de les intégrer dans leur plan de gestion, et pour éviter tous les conflits qui peuvent apparaître suite aux différentes interactions entre les différents acteurs impliqués. Pour connaître leurs perceptions, dans certains cas, il n'y a pas d'autres choix que des entretiens directs à effectuer avec les acteurs concernés. Pour ce faire, les praticiens ont eu recours à la méthode d'évaluation contingente pour plusieurs objectifs. Parmi ces objectifs, nous évoquons la détermination des perceptions des acteurs locaux, la mesure des consentements à payer ou à recevoir dans le cas d'indemnisation ou l'établissement d'une politique de compensation.

La méthode d'évaluation contingente (MEC) consiste à accorder une valeur monétaire aux actifs environnementaux qui échappent au marché standard ou traditionnel. Cette méthode crée un marché fictif en se basant sur des scénarios hypothétiques. L'estimation de ces actifs se fait à travers les déclarations des individus interrogés sur leur consentement à recevoir/payer en contrepartie d'une indemnisation (en cas de blocage de l'accès à ces actifs) ou bien une amélioration de leur qualité suite à la mise en place d'une politique environnementale donnée (exemple : une AMP). Elle trouve son fondement théorique dans la théorie microéconomique liée au calcul du surplus (consommateur et producteur). Vu qu'elle se base sur un scénario hypothétique, la MEC a été largement critiquée à cause de nombreux biais qui peuvent accompagner son administration. Ces biais sont liés aux comportements des individus interrogés, aux questions du questionnaire, et à l'échantillon. Pour faire face à cette problématique, plusieurs travaux ont proposé des solutions pour contourner ces biais et améliorer l'administration de la MEC afin d'avoir des estimations et résultats corrects.

Dans plusieurs travaux, la MEC fut utilisée pour déterminer les perceptions et les consentements des acteurs locaux quant à l'établissement des AMP. Le recours à cette méthode est bien expliqué par l'absence de marché réel. Dans ce cas, elle permet de créer

un marché hypothétique pour déterminer la valeur des actifs non-marchands. Dans le cas des AMP, le choix des méthodes et techniques est limité pour déterminer les perceptions des acteurs locaux comme les pêcheurs ainsi que l'estimation de leur consentement. Pour atteindre cet objectif, la MEC est presque la seule méthode possible dans les pays en voie de développement où les données statistiques sont parfois indisponibles.

Dans notre cas d'étude, l'AMP dans les îles Kuriat à Monastir (Tunisie), nous avons eu recours à la MEC pour la détermination des perceptions des acteurs impliqués dans la zone en question ainsi que l'estimation de leur consentement. Plusieurs travaux faits par les autorités locales (exemple : l'APAL) et les institutions régionales (exemple : le CAR/ASP) mentionnent la nécessité d'établir certaines AMP dans quelques zones marines et côtières dont les écosystèmes sont menacés et subissent des pressions anthropiques élevées comme le cas des îles Kuriat. Ces travaux défendent largement l'intérêt écosystémique et environnemental d'une manière générale derrière la mise en place des AMP. Les retombées socioéconomiques venant en deuxième position. Ceci nous motive à nous interroger sur la réaction des populations locales quant à ce projet qui semble être très promoteur en matière de protection et conservation des ressources naturelles. D'autres questions se sont posées : ce futur projet sera-t-il acceptable dans le rang des acteurs impliqués comme les pêcheurs ? Quels seront ses impacts sur les activités humaines ? Qui seront les perdants et gagnants parmi les acteurs une fois l'AMP établie ? Les principaux acteurs impliqués accepteront-ils ce projet ? Est-ce qu'ils partagent les mêmes intérêts ? En cas de refus de ce projet, que feront les décideurs publics et les gestionnaires de la future AMP ?

Toutes ces interrogations ont motivé l'utilisation de la MEC. Les principaux acteurs impliqués dans la zone des îles Kuriat sont les pêcheurs côtiers et les visiteurs pendant l'été. Pour cela, il paraît logique de mener des enquêtes auprès de ces deux principaux acteurs. L'objectif des enquêtes avec les pêcheurs côtiers est de déterminer leurs perceptions concernant l'établissement de l'AMP aux îles Kuriat et l'estimation de leur consentement à recevoir afin d'accepter ce projet en indemnisant le manque à gagner qui sera généré. Les enquêtes avec les visiteurs ont pour but de déterminer leurs perceptions quant au projet d'AMP ainsi que l'estimation de leur consentement à payer pour l'accès à la zone de Kuriat une fois l'AMP établie.

L'idée derrière l'estimation d'un CAR pour les pêcheurs et d'un CAP pour les visiteurs est la mise en place d'une politique de compensation qui permettra d'assurer une certaine durabilité de l'AMP tout en taxant les gagnants pour indemniser les perdants. Ceci permettra, en premier lieu, de maintenir l'acceptabilité des acteurs locaux de ce projet en évitant toute contestation ou hostilité puisque le manque à gagner sera comblé et, en deuxième lieu, d'assurer l'autonomie de l'AMP. En fait, l'autonomie et l'autofinancement des AMP sont très importants et recommandés pour qu'elles atteignent leurs objectifs et

soient efficaces et durables, surtout dans les pays en voie de développement. Dans certains cas, les AMP se créent grâce à des financements partiels offerts par des organismes mondiaux et régionaux (PNUE, WWF, CAR/ASP, MedPAN¹...) pour aider les pays riverains du sud à mettre en place des politiques de conservation. Dans la plupart des cas, ces AMP finissent par être « *paper parks* » et n'atteignent par leurs objectifs, car elles n'avaient pas eu le financement nécessaire une fois les financements extérieurs terminés.

272 enquêtes ont été menées avec les pêcheurs côtiers aléatoirement dans les différents ports de pêche dans la région de Monastir. Cet échantillon représente plus de 50% de la population totale (des propriétaires de bateaux de pêche côtière). Le questionnaire englobe trois parties concernant les données sociodémographiques et économiques, les perceptions à l'environnement, et celles de l'AMP ainsi que le consentement à recevoir. Cette population est censée être homogène sur le plan des intérêts. Nous avons voulu savoir si ces pêcheurs qui sont concernés par la zone de pêche des îles Kuriat vont réagir de la même façon quant à la mise en place d'une AMP. Une analyse factorielle multiple a été menée en utilisant les données de l'échantillon. Les premiers résultats ont montré, d'une part, une relation entre les données économiques et les perceptions de l'AMP, et entre les perceptions d'environnement et d'AMP, d'autre part. La classification hiérarchique des individus interrogés nous a permis de distinguer trois groupes de pêcheurs au sein du groupe de ceux qui pratiquent la pêche côtière. Ces groupes se différencient selon leurs situations socioéconomiques, perceptions de l'environnement et de l'AMP. Les pêcheurs n'ayant que de petits et grands bateaux effectuent presque le quart de leur activité de pêche dans la zone de Kuriat, sont largement concernés par les îles Kuriat et refusent toute intervention d'aménagement et de gouvernance du lieu. Les grands bateaux fréquentent d'autres zones au-delà de Kuriat et tendent à accepter l'idée d'une AMP sur la zone.

Le plan de gestion qui a été préparé pour la future AMP des îles Kuriat doit tenir compte de l'hétérogénéité des acteurs de la pêche côtière en ce qui concerne les intérêts individuels et les pratiques utilisées pour l'activité de pêche. Notre étude a bien montré la divergence des points de vue des pêcheurs quant à l'acceptation de l'AMP en raison de leurs spécificités socioéconomiques. La mise en considération de cette hétérogénéité contribuera à la réussite de l'AMP aux îles Kuriat.

Pour l'estimation du CAR de pêcheurs, une valeur nulle est accordée au consentement de ceux qui ont refusé l'idée d'une compensation financière suite à la mise en place d'une AMP dans la zone de Kuriat. Le modèle d'Heckman (1979) est choisi, car il permet, en premier lieu, de sélectionner les variables qui influencent l'avis de l'enquêté quant à l'acceptation de l'AMP et, en deuxième lieu, d'estimer le CAR moyen ainsi que ses

1. « *Le projet MedPAN Sud (2008-2012) vise à améliorer l'efficacité de la gestion des AMP existantes dans le Sud et l'Est de la Méditerranée et de promouvoir la création de nouvelles aires. Impliquant 11 pays non-européens, le projet, mené par le WWF Méditerranée, rassemble plus de 20 partenaires.* » Pour plus des détails voir : <http://www.medpan.org/projet-medpan-sud>

déterminants. Les deux problèmes qui sont le biais d'inclusion des variables à intégrer dans le modèle et l'incertitude et l'instabilité du modèle² sont alors traités par le modèle HeckitBMA.

Ce modèle est un modèle hybride caractérisé par une combinaison du modèle de Heckman (1979) et de l'inférence bayésienne. Ce modèle reste dans l'approche fréquentiste, mais, au lieu de se fonder sur la significativité des variables sur la base de *p-value*, la décision d'intégrer une variable ou pas au modèle se fait selon la probabilité ($\geq 0,5$) de son apparition dans tous les modèles possibles. L'inférence bayésienne permet de choisir le modèle le plus sûr et certain parmi tous les modèles possibles en se basant sur les critères d'information³. Notre apport par rapport au travail de Eicher et al. (2012) est ici de généraliser ce modèle par l'inclusion de modes de sélection autres que celui fondé sur le BIC. Ces différents « *parameters priors* » correspondent à différents cas de figure auquel pourrait être confronté le décideur public : en premier lieu est celui du cas où l'estimation est faite sur un petit échantillon, cas de figure où les critères habituels (AIC et BIC) peuvent être vus comme peu performants au regard de critères alternatifs comme le IBIC (Bollen et al., 2012).

Proposant une moyennisation des résultats ainsi obtenus, le HeckitBMA fournit des estimations plus stables avec le minimum d'incertitude. Dans la première partie (probit binaire), le modèle montre que l'acceptation des pêcheurs, d'une compensation financière contre l'établissement d'une AMP dans les îles Kuriat, est déterminée par la conscience de l'état des ressources halieutiques, la période d'enquête, la quantité de capture de poissons, et la part d'activité dans la zone des îles Kuriat. Par ailleurs, le CAR de pêcheurs enquêtés est déterminé par le port de pêche de rattachement, le revenu, la quantité capturée de poissons, et la puissance motrice du bateau de pêche. Confirmant l'analyse précédente, les résultats de modèle HeckitBMA montrent bien l'hétérogénéité du groupe de pêcheurs côtiers. Leur point de vue de l'établissement d'une AMP dans la zone Kuriat ainsi que la somme de la compensation financière, est principalement dépendant de données économiques. Ceci pourrait donner une aide aux décideurs publics sur les principaux déterminants de la position des pêcheurs vis-à-vis de l'AMP et les aider à mieux identifier les points essentiels à inclure dans le plan de gestion.

En ce qui concerne l'estimation du CAP, le nombre des enquêtes avec les visiteurs s'élève à 315. Ces enquêtes ont été effectuées aléatoirement pendant les mois de juillet

2. L'instabilité du modèle est liée au fait de rajouter ou enlever une variable, les résultats ainsi que la qualité du modèle changent.

3. Le modèle choisit par le HeckitBMA, ayant le critère d'information (exemple : le BIC) le plus faible. Selon le nombre des variables intégrées (K) dans l'estimation, le nombre total des modèles possibles est égal à 2^K . A priori, tous ces modèles partagent la même probabilité. Le HeckitBMA choisit parmi cet ensemble un échantillon (exemple 1000 ou 2000) et par la suite, il utilise l'algorithme MOSS, qui fait des itérations, pour sélectionner l'échantillon le plus stable avec le critère d'information le plus faible. La probabilité de chaque modèle est déterminée selon le nombre de fois de son apparition dans l'échantillon pendant les itérations.

et août 2012 d'une manière directe sur les îles Kuriat. Le questionnaire est composé de deux parties : la première est consacrée aux données sociodémographiques et économiques de l'enquêté, alors que la seconde concerne ses perceptions d'environnement et d'AMP ainsi que sont CAP. Le choix pour la question concernant le CAP est celui d'une carte de paiement pour minimiser les réponses biaisées. Pour cela, le CAP est mesuré sous la forme d'une variable catégorielle ordonnée. Une des difficultés est de bien distinguer pendant le déroulement d'enquêtes les raisons pour déclarer un CAP nul qui ne sont pas les mêmes d'un individu à un autre. Les raisons derrière les zéros (CAP nul) dans notre base de données sont économiques et non économiques⁴. À ce niveau, la distinction entre les deux types de CAPs nuls est difficile à réaliser dans des modèles traditionnels. Dans ce cas, le modèle *Zero Inflated Ordered Probit (ZIOP)* semble le plus approprié. Le ZIOP est un modèle hybride qui combine deux modèles : une première partie caractérisée par un probit binaire et la deuxième partie caractérisée par un probit ordonné. Le probit binaire précise les éléments qui influencent la réponse de l'enquêté quant à l'acceptation ou le refus de l'AMP aux îles Kuriat. Le probit ordonné permet d'estimer le CAP moyen des enquêtés en précisant ses déterminants. Les résultats du modèle ZIOP montrent que l'âge ainsi que le niveau éducatif sont les principaux déterminants de la déclaration des visiteurs enquêtés quant à l'acceptation de l'AMP. Alors que le revenu, la nationalité, et le niveau éducatif sont les variables qui déterminent leur CAP.

Un autre problème qui accompagne l'administration du questionnaire avec les visiteurs est la représentativité de l'échantillon. Les enquêtes ont été menées en 2012 et les données statistiques régionales concernant le secteur touristique ne sont disponibles qu'en fin 2013. En comparant les données officielles avec celles des enquêtes quant à la nationalité des enquêtés, il s'est avéré que l'échantillon souffre potentiellement de biais de représentativité. Par d'exemple, les touristes russes enquêtés représentent 3,8% dans l'échantillon, alors qu'ils représentent 13% dans les données statistiques régionales. Dans ce cas, l'idée est de corriger l'échantillon en créant 185 individus supplémentaires en suivant la représentativité (selon les données officielles) des individus selon leur nationalité. Pour ce faire, la méthode privilégiée est l'imputation multiple (IM) qui permet de contrôler le processus d'imputation et d'effectuer des tests de robustesse et de sensibilité⁵. Les résultats obtenus par le ZIOP en utilisant les données imputées sont presque les mêmes qu'avec celles de l'échantillon de base, seulement la variable concernant la manière avec laquelle les visites sont organisées par les individus enquêtés est devenue significative.

4. Certains individus déclarent un CAP nul pour des raisons économiques (ils n'ont pas assez de revenus, ils trouvent les coûts liés à la visite sont élevés...); dans ce cas, le CAP nul est bien représenté par un *zéro économique* (ou solution en coin). Dans le cas contraire; c'est à dire quand les individus, ayant des moyens financiers, déclarent un CAP nul, car ils trouvent que le projet d'AMP n'est pas efficace ou ils n'ont pas de confiance dans les institutions, leur CAP est bien représenté par un *zéro non économique* (ou structurel).

5. À l'inverse des méthodes de *bootstrap*, la IM permet de contrôler l'imputation de données à travers la fixation de *priors* en avance, et d'effectuer des tests de robustesse tels que la régénération de données de l'échantillon de base à travers les données imputées.

Selon le heckitBMA, le CAR moyen estimé pour les pêcheurs enquêtés est de 3 334 DT : soit une valeur agrégée de 1 773 688 DT. En ce qui concerne les visiteurs (échantillon de base), le CAP moyen conditionnel (celui de l'individu qui déclare un CAP positif) est de 41,8 DT, et le CAP moyen non conditionnel (l'information n'est pas disponible sur sa réponse quant au CAP) est de 35 DT. Maintenant, avec l'échantillon avec les données imputées, le CAP conditionnel est de 28,4 DT et le CAP non conditionnel est égal à 20,1 DT.

	Données d'enquêtes		Données imputées		CAR
	CAP non conditionnel	CAP conditionnel	CAP non conditionnel	CAP conditionnel	
Moyenne	35,036	41,8	20,16	28,4	3334
Population totale	48000				532
Valeur agrégée	1681728	2006400	967680	1363200	1773688
CAP/CAR	94,81%	113,12%	54,55%	76,86%	

TABLE 7.1 – Comparaison entre les valeurs pour le CAP et le CAR

Selon les estimations le CAP varie entre 54,55% et 113,12% du CAR. L'idée est d'assurer l'autofinancement total de l'AMP. Avec le scénario pessimiste, elle est autofinancée à plus de 54%. Ceci représente un signal important aux gestionnaires et aux décideurs publics pour penser aux différents scénarios quant au fonctionnement de l'AMP ainsi que son financement. L'idéal pour l'AMP est l'autofinancement total pour assurer sa pérennité, notamment dans les pays en voie de développement.

Les enjeux de l'évolution du projet d'AMP aux îles Kuriat

Le manque de financement pour la gestion des AMP représente l'un des principaux facteurs de leur échec. Pour cette raison, notre objectif est d'assurer une politique de compensation entre les acteurs impliqués afin d'assurer l'acceptabilité et la durabilité d'AMP, tout en réduisant ses coûts de gestion. De plus, la taxation de différentes activités récréatives (plongée sous-marine, visites touristiques, pêche de loisir) pourrait couvrir une partie de ses coûts de gestion. La plupart des AMP sont gérées par les autorités publiques. Ceci les rend fragiles pendant les crises et les moments difficiles. De plus, elles sont dépendantes des orientations politiques des gouvernements qui peuvent changer d'une période à une autre selon les contextes (élections, conjonctures, crises, tensions sociales) (de Morais et al., 2015). Selon une étude de 20 AMP dans la Méditerranée (14 pays), le financement alloué pour la gestion de ces AMP s'élève à 52,8 millions d'euros par an. Ce montant est considéré insuffisant pour assurer une gestion optimale et effective qui nécessite au moins 700 millions d'euros par an⁶ (Binet et al., 2015). Ces AMP disposent

6. Parmi les pays méditerranéens qui gèrent des AMP, la Tunisie dégage un besoin de financement de plus de 2 millions d'euros par an (le budget national pour la gestion des AMP = 369 895, les coûts opérationnels = 2 388 396, le déficit = 2 018 501) (Binet et al., 2015).

en moyenne d'un financement de 18500 euros par km^2 par an (les ressources humaines étant le principal poste de dépense). Les dépenses pour la gestion des AMP dans la rive nord⁷ sont bien différentes de celles qui sont sur la rive sud. Elles varient entre 591 et 66632 euros par km^2 .

Dans le cadre de l'objectif 11 d'Aichi⁸, l'objectif de 10% de protection des eaux méditerranéennes est difficile à atteindre pour l'an 2020, surtout avec le manque de financement : que ce soit pour le fonctionnement ou pour la création d'autres AMP. En fait, les AMP de la Méditerranée, en 2012, couvrent une surface totale de près de 114 600 km^2 , soit environ 4,56% de la Méditerranée. Seule, la France satisfait cet objectif avec 11,43% de sa surface marine côtière totale qui est conservée par des AMP.

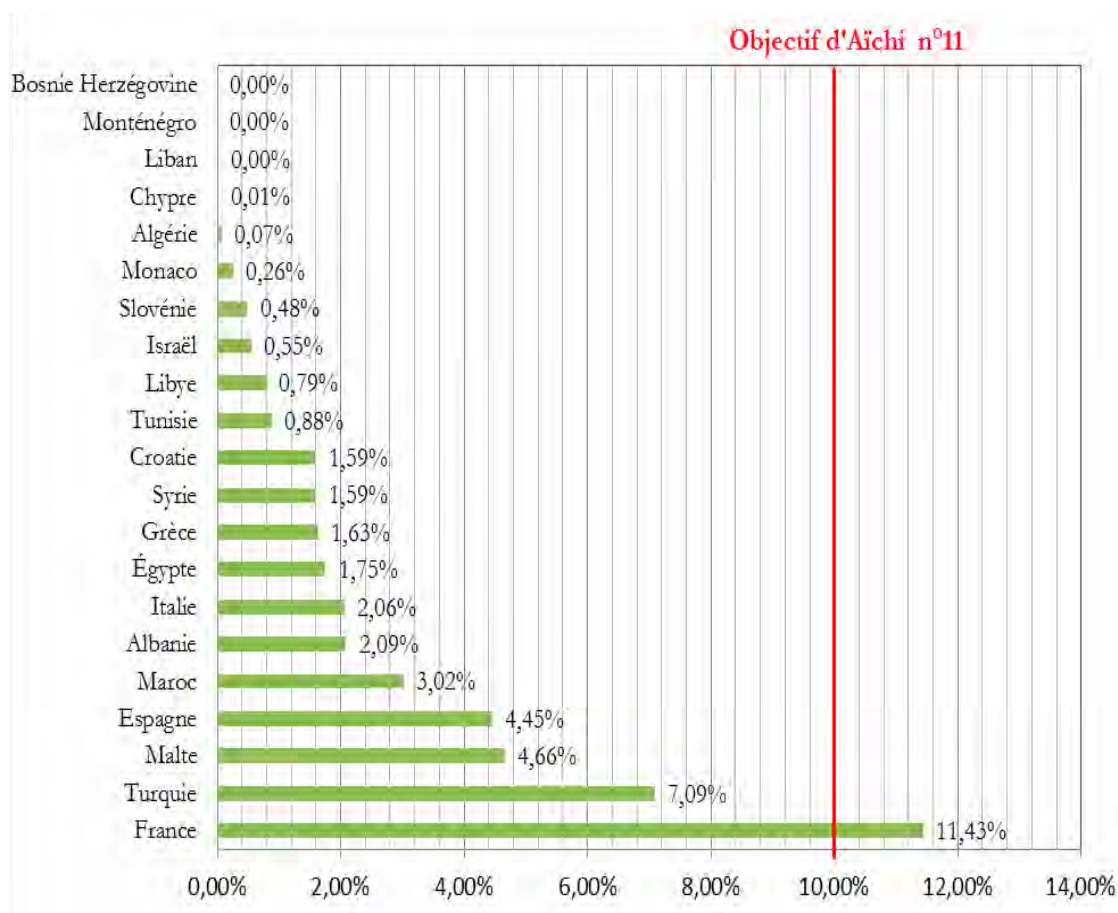


FIGURE 7.1 – Aire marine côtière bénéficiant d'une protection, présentée en pourcentage de la surface marine côtière totale de chaque pays méditerranéen (source : Binet et al, 2015)

L'insuffisance de fonds alloués à la gouvernance des AMP représente une lacune importante dans leur fonctionnement ainsi que dans leur développement, notamment dans

7. En 2012, 96% des AMP de la Méditerranée se situaient dans le nord du bassin (Gabriél et al., 2012).

8. Plan Stratégique pour la Biodiversité pour conserver 10% des zones marines et côtières au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement d'ici 2020.

les pays en voie de développement. Ce problème n'est pas le seul, les conflits qui persistent entre les différents acteurs impliqués représentent l'un des problèmes auxquels sont confrontées les AMP. En tant qu'outil de gestion, les AMP sont censées être capables d'aménager le territoire en question et de résoudre de toute sorte de dysfonctionnement possible. Dans le cas des îles Kuriat, plusieurs types inter et intra-acteurs impliqués ont été observés. Ces points de différence entre ces derniers renvoient à la pratique des activités humaines dans la zone de Kuriat. L'usage de moyens et équipements interdits par les règlements de l'activité de pêche en Tunisie crée un désaccord entre ceux qui respectent les règlements et ceux qui ne les respectent pas. Ceci ne mène qu'à l'apparition des conflits entre les pêcheurs professionnels eux-mêmes. De plus, le manque de financement et des moyens ainsi que la fragilité du cadre institutionnel, ne permettent pas d'exercer un contrôle efficace des activités récréatives (plongée sous-marines, pêche sportive, activité touristique...) afin qu'elles respectent les règlements. Cela crée des tensions et conflits entre les différents acteurs (Sallemi, 2010; PNUE/PAM, 2014).

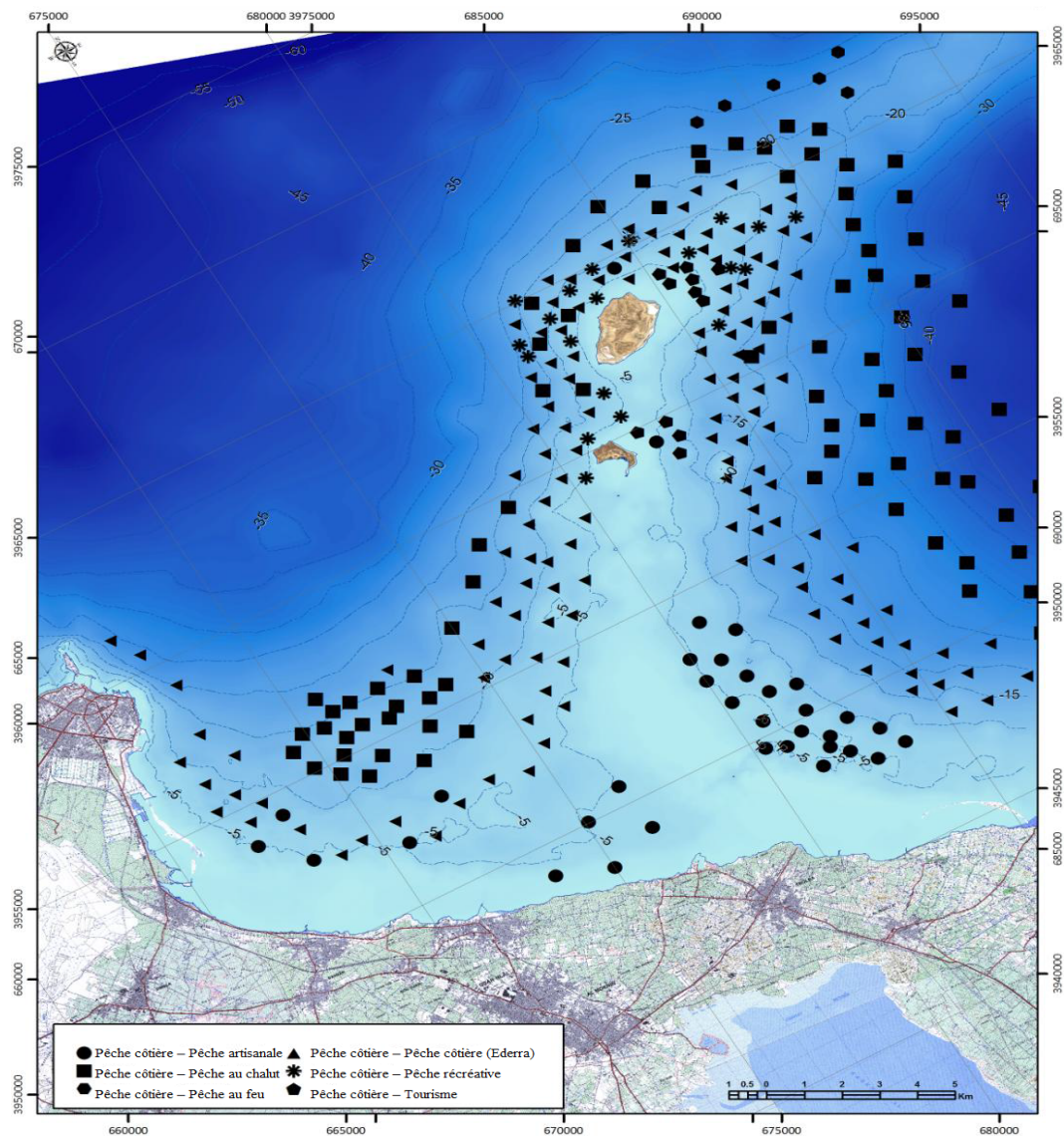


FIGURE 7.2 – Spatialisation des conflits de pêche aux environs des îles Kuriat (source : Sallemi (2010), reproduit par CAR/ASP - PNUE/PAM (2014))

Dans le cas de notre étude ainsi que dans d'autres études, les pêcheurs enquêtés déclarent le dépassement et le non-respect des règlements de pêche mis en vigueur par certains de leurs collègues. Ceci nourrit chez eux des doutes et un manque de confiance dans toute initiative de gestion participative et des politiques de conservation dont certains pêcheurs fraudeurs faisaient partie. Ainsi certains types et moyens de pêches interdits dans les alentours des îles Kuriat ont bien été évoqués par les pêcheurs enquêtés comme pratiques fréquentes dans la zone. Pour illustration, la pêche au chalut n'est autorisée qu'à une profondeur de -50m, alors que certains pêcheurs l'exercent à une profondeur de -7m. Aussi, un autre type de pêche comme le chalutage, mais avec l'usage des moyens moins grands (Ederra⁹), est de plus en plus courante chez les pêcheurs à des faibles profondeurs

9. Ederra est une technique de pêche destructive et illicite, ayant le même principe que le chalutage, utilisée par les bateaux de pêche côtière à des faibles profondeurs. Elle constitue une véritable menace pour les fonds ainsi que pour le capital biologique des espèces présentes aux îles Kuriat (PNUE/PAM, 2014).

et même à proximité des côtes raclant ainsi le fond et conduisant à une dégradation de l'écosystème côtier et à une désertification des fonds juxtant de ces îles (PNUE/PAM, 2014).

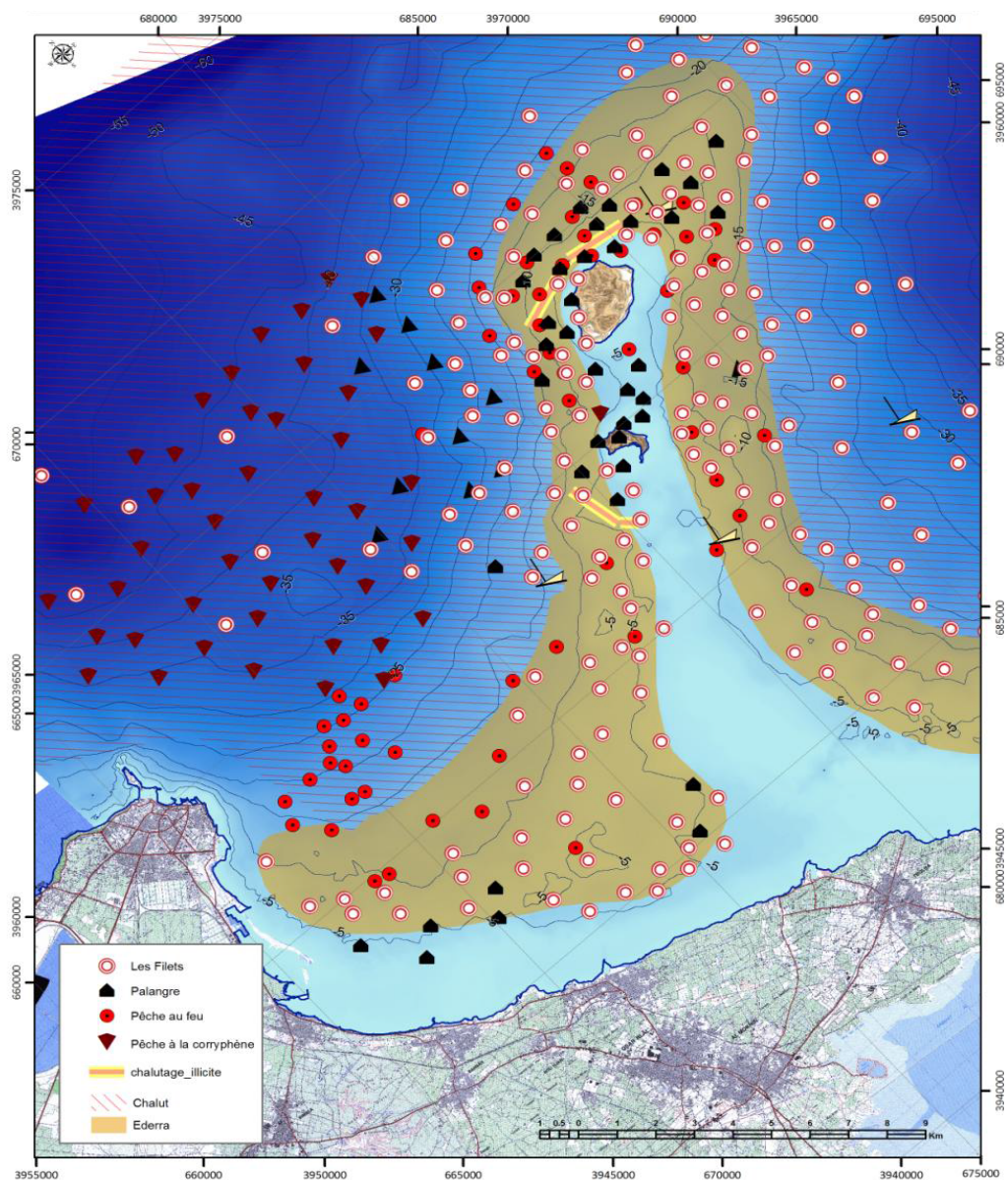


FIGURE 7.3 – Répartition spatiale des différents types de pêches pratiquées aux environs des îles Kuriat selon les enquêtes menées auprès des pêcheurs (source : Sallemi (2010), reproduit par CAR/ASP - PNUE/PAM (2014))

Tous ces éléments (conflits entre acteurs, pratiques illicites, non-respect des règlements) rendent la mise en place d'une politique de conservation comme l'AMP difficile et avec des tendances à l'échec surtout dans le cas d'insuffisance de financement pour la gestion et la mise en œuvre des politiques environnementales ainsi que la fragilité institutionnelle due à la faible coordination et coopération entre les différentes parties prenantes.

Il est important de souligner que l'évolution récente du projet d'AMP confirme nos

propres résultats. Ainsi selon une étude récente (PNUE/PAM, 2014), l'engagement des parties prenantes¹⁰ par rapport à la future AMP est globalement moyen. Il varie d'un acteur à un autre selon les intérêts et l'implication de la zone des îles Kuriat. Ceux qui y exercent des activités professionnelles (pêche, tourisme...) ont un engagement considéré comme faible alors que les institutions et les différents organismes impliqués dans la protection de l'environnement ont un engagement plutôt fort. Par ailleurs, l'interaction entre ces parties prenantes en ce qui concerne la future AMP dans la zone est très faible. Elle se distingue par un « cloisonnement aigu » et une absence totale de communication entre les différents acteurs impliqués, notamment ceux qui représentent le cadre institutionnel.

Relation	APAL	ANPE	DGPA/ CRDA	ONTT	INSTM	AMVPPC	CAR/ ASP	UTAP	ONG	Pêcheurs côtiers	Aquaculteurs	Clubs de plongée	P. bateaux	Conseil régional
APAL		M	M	F	M	F	R	F	M	F	F	F	F	R
ANPE			M	M	F	M	F	F	M	F	R	F	F	R
DGPA/ CRDA				F	M	F	F	R	F	R	R	F	F	R
ONTT					F	M	F	F	F	F	F	F	R	R
INSTM						F	F	F	F	M	M	F	F	F
AMVPPC							F	F	F	F	F	F	F	M
CAR/ASP								F	M	F	F	M	F	F
UTAP									F	R	R	F	F	R
ONG										F	F	M	F	M
Pêcheurs côtiers											F	F	F	M
Aquaculteurs												M	F	M
Clubs de plongée													F	F
P. bateaux														M

R : Renforcée - M : Moyenne - F : Faible

FIGURE 7.4 – Interaction des parties prenantes (source : CAR/ASP - PNUE/PAM, 2014)

10. L'étude faite par le CAR / ASP (2014) mentionne une liste exhaustive des parties prenantes impliquées dans la future AMP aux îles Kuriat. Cette liste est composée de : les pêcheurs côtiers, les promoteurs touristiques, les exploitants aquacoles, les clubs de plongée, les associations et syndicats de pêcheurs, l'Union Tunisienne de l'Agriculture et de la Pêche (UTAP), l'Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral (APAL), la Direction Générale de la Pêche et de l'Aquaculture (DGPA), le Conseil Régional (CR) de Monastir, Recherche scientifique « INSTM et la faculté des sciences de Sfax », autres autorités régionales « garde nationale maritime, l'Office de la Marine Marchande et des Ports », les partenaires internationaux CAR/ASP et autres (PIM...), l'Agence Nationale de Protection de l'Environnement (ANPE), l'Office Nationale du Tourisme Tunisien (ONTT), l'armée de mer, et l'Agence de Mise en Valeur du Patrimoine et de Promotion Culturelle (AMVPPC) et l'Institut de l'Archéologie.

Un très grand effort reste à effectuer dans la sensibilisation, la communication, la mise en cohérence, la synergie et la complémentarité entre les divers acteurs concernés. Plusieurs questions se posent sur la manière ainsi que les outils à utiliser pour convaincre les acteurs concernés d'accepter une telle politique de conservation. Des acteurs comme les pêcheurs côtiers et les promoteurs des activités touristiques voient dans ce projet une entrave à leur activité. Plusieurs efforts peuvent les inciter à accepter ce projet tels que l'indemnisation des acteurs perdants, la transparence qui devrait accompagner l'application des règlements organisant les différentes activités humaines qui y sont exercées, et le renforcement de la communication et la cohérence entre les différentes institutions concernées avant d'intégrer les autres acteurs dans son plan de gestion.

Les études des organismes chargés des questions environnementales en Tunisie (APAL, 1999 et 2000) et à l'échelle régionale (CAR/ASP, 2010 et 2011), ont suggéré une AMP s'étalant sur presque un mille marin autour des îles Kuriat avec la proposition de trois zones de différents degrés de protection (Figure 3.2). Ce système de zonage de la future AMP est utilisé pendant le déroulement des enquêtes menées avec les pêcheurs côtiers ainsi que les visiteurs. Les pêcheurs enquêtés, et principalement ceux qui exercent une grande part de leur activité de pêche dans la zone, trouvent que ce zonage affecte énormément leur productivité en générant un manque à gagner. De plus, ils ont exprimé leur souhait d'être consultés avant la prise de décision et la fixation d'un tel zonage, car leur activité de pêche est bien dépendante de la saisonnalité et les espèces qui se trouvent dans la zone des îles Kuriat. D'après les enquêtes faites avec les deux types d'acteurs ainsi que les constatations concernant les acteurs concernés, avec ce zonage de l'AMP, il y aura une forte chance d'assurer une gestion optimale et régler les différents conflits évoqués. En fait, deux principaux acteurs seront affectés par la mise en place de l'AMP. D'un côté, les pêcheurs vont subir des effets négatifs et, d'un autre côté, les visiteurs vont bénéficier des améliorations environnementales. Le fait d'indemniser les perdants en taxant les bénéficiaires réduit, dans une certaine mesure, l'hostilité envers cette politique de conservation, surtout que les acteurs récréatifs seront aussi gagnants une fois l'AMP établie.

La dernière étude des organismes et institutions s'occupant du dossier de l'AMP dans la zone des îles Kuriat (PNUE/PAM, 2015) mentionne et introduit un nouveau plan de

zonage¹¹ montrant une AMP qui s'étale sur toute la baie de Monastir et couvre toute la zone marine partant de la côte pour atteindre des zones au-delà des îles Kuriat.

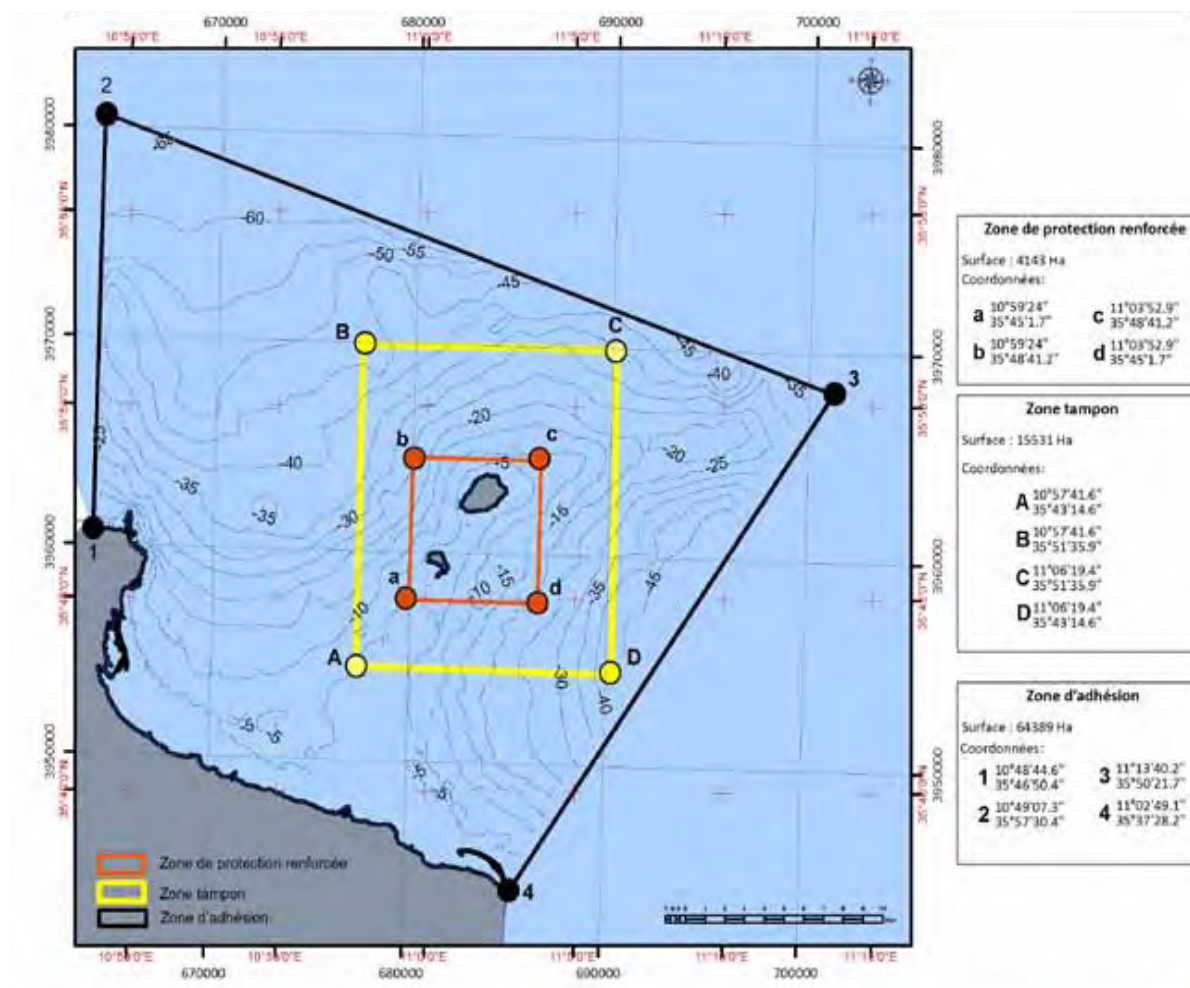


FIGURE 7.5 – Zonage de l'aire marine et côtière protégée de l'archipel des Kuriat (source : CAR/ASP - PNUE/PAM, 2015)

Le nouveau plan de zonage semble être un projet promoteur et important sur tous les niveaux (financier, social, environnemental, urbain, institutionnel). La première chose concerne les sources de financement de cette AMP surtout avec un tel plan de zonage, et la manière avec laquelle elle sera contrôlée et surveillée. Les gestionnaires de cette future AMP passent d'un plan de zonage avec un nombre d'acteurs défini à un autre

11. Le nouveau zonage de la future AMP englobe trois zones : zone de protection renforcée, zone tampon, et zone de transition. La zone de protection renforcée occupe l'espace entourant les deux Kuriat sur une superficie de 4143 ha, là où toute activité de prélèvement est prohibée sauf autorisation expresse de l'APAL. La zone tampon est d'une superficie de 15531 ha, sa réglementation est identique à celle de la zone de protection renforcée, la différence correspond à la possibilité accordée exclusivement aux pêcheurs artisanaux d'exercer leur activité avec usages d'engins conformes à la loi. Et finalement, la zone de transition relie les deux sommets situés au nord du tétraèdre respectivement à Ras Dimès et à Cap Monastir, avec une superficie est de 64389 ha. L'objectif dédié à cette zone est l'exemplarité en matière de gestion et de développement durable, il sera effectif à partir du moment où l'ensemble des acteurs (institutionnels, collectivités locales, associations et usagers), dans le cadre d'un processus de concertation adoptera une démarche formelle visant une exploitation réglementée et responsable des ressources naturelles de cette zone (PNUE/PAM, 2015).

avec ni le nombre ni les acteurs définis et connus de manière exacte et précise. D'un point de vue environnemental et écologique, ce nouveau plan de zonage permet d'avoir des répercussions et retombées positives sur tous les niveaux (économique, écosystémique, social, éducatif). Il est capable d'aménager la zone en réduisant les pressions anthropiques et de mieux organiser les activités humaines, que ce soit professionnelles ou récréatives. En ce qui concerne l'applicabilité et la mise en œuvre de ce zonage concrètement, la future AMP aura besoin d'un financement important vu la superficie qui est énorme (84403 ha dont 84063 ha espaces marins). Dans ce cas, des ressources humaines importantes seront recrutées pour assurer son contrôle et sa surveillance, ce qui va alourdir les coûts de sa gestion. De plus, les acteurs qui seront hostiles à ce projet seront divers et nombreux (aquaculteurs, pêcheurs (pour tout type de pêche), promoteurs touristiques, plaisanciers, clubs de plongées, activités sportives marines, activités de loisir installées sur la côte (baie de Monastir)). Les pêcheurs professionnels peuvent rejeter l'idée d'adhérer au plan de gestion de l'AMP avec ce nouveau zonage en raison de potentiels coûts d'opportunité et de manque à gagner. L'AMP va les obliger à assumer un coût de déplacement important qui ne touche pas seulement la pêche côtière, mais aussi tous les autres types de pêche. D'une manière générale, au sein du groupe des pêcheurs même, la catégorie de ceux qui ont le plus de conscience quant aux dangers qui menacent les ressources halieutiques et l'environnement dans son ensemble est une catégorie sur laquelle peut s'appuyer la politique publique. Ce type de pêcheurs est souvent impliqué dans les associations et syndicats de pêche, et il préfère l'aménagement et l'organisation de l'activité, alors l'autre type de pêcheurs est, a priori, hostile à toute politique de conservation (Kohsaka and Uchiyama, 2016).

L'établissement d'une AMP avec ce nouveau plan de zonage va assurer un certain aménagement et organisation des activités humaines pas seulement dans la zone de Kuriat, mais aussi tout au long de la côte de la baie de Monastir où les pressions anthropiques font des dégâts énormes (érosion côtière et marine, pollution des plages, activités prohibées). Pour atteindre cet objectif, il faut une infrastructure institutionnelle solide et puissante, alors même que le cadre institutionnel est fragile et se distingue par une faible interaction entre ses différentes composantes. La sensibilisation des acteurs impliqués est la seule solution pour que l'AMP soit acceptée et pour garantir ses chances de réussite.

Plusieurs éléments peuvent jouer contre le fonctionnement de l'AMP tels que le manque de financement, le nombre élevé d'acteurs dont plusieurs hostiles à l'AMP puisqu'ils vont subir des pertes après son établissement, la diversité des intérêts des différentes parties prenantes, la faiblesse institutionnelle, les tensions sociales dues aux conjonctures (post-révolution) ou encore l'instabilité politique et économique. Face à tous ces éléments, la mise en place de l'AMP ou de toute autre politique de conservation peut alors échouer et ne pas atteindre ses objectifs, en présence d'un nombre élevé d'acteurs impliqués ne partageant pas forcément les mêmes intérêts ; *in fine*, elle finira par d'être un *paper park*.

Le cadre institutionnel joue dès lors un rôle clé dans la mise en place ainsi que la gouvernance des AMP. En présence de faibles institutions, les AMP auront des difficultés à atteindre leurs objectifs, car les acteurs impliqués vont en profiter pour ne pas respecter le plan de gestion et les différents règlements organisant les activités humaines qui y sont exercées. De plus, l'inégalité d'accès au pouvoir entre les acteurs impliqués influence la prise de décision au sein des institutions en favorisant un type d'acteur sur d'autres. L'existence d'un lobby fort des acteurs de l'aquaculture envers le ministère de l'Agriculture peut privilégier ces derniers au détriment des pêcheurs artisanaux qui n'ont pas le même accès au pouvoir pour défendre leurs intérêts (Sowman et al., 2011; de Morais et al., 2015). Ce déséquilibre lié à l'accès au pouvoir peut mener vers un changement institutionnel. Ceux qui trouvent que leurs intérêts sont marginalisés vont probablement rejoindre les acteurs qui contestent toute sorte de politique de conservation (Mahoney and Thelen, 2010). Dans notre étude, les inégalités en matière d'accès à la ressource ont été évoquées par presque tous les pêcheurs enquêtés qui dénoncent le *traitement privilégié* dont bénéficie les aquaculteurs par les institutions locales et régionales, contre une certaine marginalisation de leurs intérêts, ainsi que les pratiques illicites répétitives de certains acteurs. Devant ces éléments, la sensibilisation des pêcheurs pour avoir une acceptabilité d'une telle politique de conservation comme l'établissement d'une AMP n'aura pas d'effet. Malgré la conscience des enjeux écosystémiques et environnementaux d'une bonne part d'entre eux, des problèmes comme les conflits d'intérêts entre acteurs ainsi que le manque de confiance dans les institutions influencent et nourrissent chez les pêcheurs un comportement hostile à toute action collective tant que la situation institutionnelle n'évolue pas. Ceci nous conduit donc à une réflexion sur la nature même des institutions à promouvoir.

Prolongements : vers une compréhension de la dynamique institutionnelle des AMP

La mise en évidence de faits stylisés reflétant l'hétérogénéité des comportements individuels et la complexité potentielle des interactions sociales souligne de fait l'importance d'un prolongement théorique de notre travail. Nous voyons dans la mobilisation de la théorie institutionnelle développée par E. Ostrom une voie très prometteuse pour leur interprétation. Dans certains cas, les institutions sont confrontées aux choix des politiciens qui préfèrent mener des actions à court terme pour bénéficier rapidement des conséquences positives (Pierson, 2004). Ceci représente une entrave pour l'engagement et la prise des décisions en faveur de politiques de conservation de long terme comme les AMP. De plus, les actions de court terme avec le changement périodique des orientations politiques créent certaines incohérences en matière de la mise en place des politiques de conservation. Ces incohérences génèrent des ambiguïtés quant à l'interprétation et la mise en œuvre des règlements d'une telle action collective. De plus, ceci permet aux acteurs concernés d'in-

interpréter et orienter les règlements en question dans d'autres sens selon leurs propres intérêts (Ostrom, 1990).

Pour la mise en place et à la gestion des AMP, quelques pays se trouvent avec une certaine incohérence en adoptant des contextes législatifs et institutionnels inappropriés pour établir une telle politique de conservation. Les AMP peuvent souvent être gérées par des modèles de conservation inspirés de la protection terrestre et qui ne sont pas pour autant adaptés aux espaces marins et côtiers (Noël and Weigel, 2007). De plus, l'utilisation de l'approche « du haut vers le bas » (*top-down*) en ce qui concerne la gestion des AMP, représente l'une des raisons de leur échec. Selon Ostrom, l'imposition des règles par les autorités et institutions, qui sont considérées comme extérieures à la communauté des usagers, peut détruire le *capital social*¹² qui a été accumulé pendant une période importante. Dans la plupart des cas, les utilisateurs considèrent que les règles imposées de l'extérieur (institutions) ne sont pas compatibles avec leurs intérêts, et par la suite ils les rejettent. Ceci est probablement dû au manque de communication et d'échange entre les usagers ainsi qu'à la divergence de leur point de vue quant à la résolution des problèmes qu'ils peuvent rencontrer lors de la gestion du bien en commun.

La gestion de certaines AMP avec l'approche participative et « du bas vers le haut » (*bottom-up*) a montré des effets positifs quant à leur durabilité ainsi que l'acceptabilité de cette politique de conservation par les acteurs impliqués. Cette réussite de la gestion d'AMP est bien dépendante du contexte politique favorable aux politiques de conservation. En cas d'un changement politique, il n'est pas certain que ce succès soit maintenu (Hind et al., 2010; de Morais et al., 2015). Il n'existe pas un modèle absolu de gouvernance pour les AMP, mais une panoplie des situations qui nécessite une analyse au plus près afin d'y approprier, à chacune d'elles, une régulation adéquate. L'AMP gère des biens communs comme mentionné par Elinor Ostrom. Elle nécessite à ce titre de « *croiser les regards de plusieurs disciplines* ». Elle devrait être analysée dans un champ inter et multidisciplinaire accompagné d'un « *pluralisme méthodologique* », surtout qu'elle dégage des « *relations entre l'individuel et le collectif* ». L'AMP, comme l'aborde la théorie institutionnelle de la gouvernance, cherche à gérer un ensemble des systèmes dégageant plusieurs interactions complexes, diverses, dynamiques et vulnérables. Ni l'État (*l'économie planifiée*) ni le marché (*le libéralisme*) ainsi que la régulation du marché par l'État (*Keynésianisme*), ne sont en mesure d'offrir un modèle capable de gérer toutes ces interactions. Nous rejoignons Elinor Ostrom qui dans ses travaux plaide pour le fondement d'un autre modèle se basant sur le « *principe de subsidiarité* ». Ce modèle offre une gouvernance des biens communs par les usagers mêmes de ces actifs non-marchands. Leur gestion ne peut être assurée que par les parties prenantes impliquées par l'exploitation de

12. Elinor Ostrom distingue le capital social du capital humain qui se caractérise par le regroupement des compétences, des qualifications et les connaissances que possède chaque individu. Elle définit le capital social comme « *l'ensemble des relations, des réseaux et des normes qui facilitent l'action collective* » (Pérez and Silva, 2013).

ces biens. Ce modèle s'inscrit bien dans l'approche *auto-organisation/auto-gouvernance* dont le capital social représente un soubassement (Pérez and Silva, 2013).

Le processus de l'auto-organisation et de l'auto-gouvernance permet de mieux allouer l'usage des ressources communes dans le cas d'existence d'un cadre institutionnel bien établi (Ostrom, 2010). L'efficacité de ce processus peut être déterminée par le maintien de la subsistance des ressources communes dans le temps à condition que le taux d'exploitation « n'excède pas le taux moyen de régénération » (Ostrom, 2010, page 45). À l'inverse des biens publics purs, les ressources communes sont rivales¹³. Ceci peut créer une concurrence parmi les appropriateurs¹⁴ pour en avoir accès. L'organisation des appropriateurs concernant l'usage d'une ressource commune est souvent une mission compliquée car l'information n'est pas forcément disponible et des facteurs externes peuvent intervenir (exemple : conditions météorologiques). De plus, l'incertitude qui accompagne leurs actions sur la ressource peut créer des conflits et des différends entre les appropriateurs. Cette situation les incite à s'engager dans un long « processus d'apprentissage par essais et erreurs ». C'est ce qui leur permet plus tard de mieux comprendre les impacts de leurs actions sur les autres appropriateurs. Par conséquent, ils arrivent, dans plusieurs situations, à trouver des solutions aux problèmes liés à l'usage des ressources communes (Ostrom, 2010).

Plusieurs problèmes liés à l'action collective, quant à l'usage d'une ressource commune, peuvent apparaître si les bénéfices ne sont pas perçus dans un futur proche par les appropriateurs. Ces derniers ne partagent pas de la même façon le « taux d'actualisation » lié à la rentabilité dans le futur d'une ressource commune. Ce taux varie d'un appropriateur à un autre selon le type et la zone d'activité, le capital alloué, et les conditions d'appropriation. En effet, un « comportement opportuniste¹⁵ » peut accompagner l'usage des ressources communes. Une telle situation pousse les appropriateurs à mettre en place un système de surveillance qui alourdit leurs charges. De plus, le maintien d'un consensus durable, quant à l'usage des ressources, devient difficile. Les individus peuvent modifier et changer leur comportement en adoptant de nouvelles stratégies comme celle dite « œil pour œil » (*tit for tat*) dans laquelle l'appropriateur coopère dans un premier temps puis se comporte d'une manière individuelle (Ostrom, 2010). L'interdépendance de leurs stratégies dans la situation d'une ressource commune ne mène pas à avoir une rentabilité optimale de leur activité. Les appropriateurs peuvent tirer plus de bénéfices en choisissant la coopération dans le cas d'une action collective (Olson, 1965).

13. La rivalité signifie que l'usage d'une ressource par un individu peut influencer sa disponibilité à un autre.

14. Le terme « appropriateur » fut souvent utilisé pour désigner celui qui exploite une ressource commune (Ostrom, 2010, page 47).

15. L'opportunisme est considéré comme « intérêt personnel doublé de ruse ». Il peut, par exemple, se manifester par une situation de non-respect des engagements (Williamson, 1975) cité par (Ostrom, 2010)

Dans certains cas, la théorie de la firme et la théorie de l'État arrivent à résoudre le problème lié à l'action collective pour les ressources communes. Néanmoins, leur action est limitée par les coûts qu'engendre la surveillance (Ostrom, 2010, page 57). L'approche néo-institutionnaliste n'est pas capable de fournir de réponses aux difficultés rencontrées lors de la mise en place des nouvelles institutions afin de mieux gérer les ressources communes. La mise en place de nouvelles règles est présentée comme « des jeux d'assurance » où les participants ne sont pas rémunérés de la même façon. C'est ce qui crée un désaccord entre les appropriateurs quant aux nouvelles règles à adopter ainsi que le cadre institutionnel avec lequel les ressources communes seront gérées. De plus, une situation de « dilemme collectif », dans laquelle les appropriateurs cherchent à tirer profit suite au changement des règles, peut être existée. La redistribution des bénéfices d'une manière équitable entre les appropriateurs permet de résoudre les problèmes liés à la mise en place de nouvelles institutions (Bates, 1988; Ostrom, 2010).

Après avoir mis en place de nouvelles institutions, « l'engagement » pour respecter les nouvelles règles qui organisent l'appropriation des ressources peut être remis en cause. Les appropriateurs peuvent établir, pendant la résolution des problèmes liés à l'usage de ressources communes, des règles limitent fortement leurs activités. Plus tard, ils s'en rendent compte et ils vont essayer de modifier ces règles. C'est ce qui contribue à la détérioration de la confiance entre les individus et l'affaiblissement de leur engagement quant au respect des règles déjà mises en place. Pour assurer un « engagement crédible » quant à la résolution des difficultés d'action collective, les appropriateurs surveillent eux-mêmes que tous les membres respectent les règles de nouvelles institutions. La surveillance est nécessaire pour maintenir leur engagement en matière de respect de nouvelles règles institutionnelles (Ostrom, 2010).

Ostrom adresse une critique aux analyses traditionnelles qui traitent les problèmes de ressources communes et d'action collective. Elle considère que ces traitements s'effectuent sur un seul « niveau d'analyse opérationnel » où les règles sont rigides (Ostrom, 1982). Selon elle, les règles et les actions des appropriateurs sont dynamiques au fil du temps. C'est ce qui rend « l'analyse des changements institutionnels » plus complexe. Les règles se trouvent à plusieurs niveaux d'analyse emboîtés. Elles agissent directement sur le choix opérationnel, mais elles sont déjà édictées dans le choix collectif qui, de son tour, s'inscrit bien dans un choix constitutionnel. L'existence d'une pluralité de niveaux d'analyse nécessite une certaine clarification du terme utilisé « d'institutions ». Ostrom définit les « institutions » comme ensembles des règles opérationnelles organisant l'appropriation d'une ressource donnée. Ces règles doivent constituer une « connaissance commune¹⁶ » avant leur mise en œuvre (Kaufmann and Majone, 1986). Les règles opérationnelles représentent les outils de la réalisation d'une action collective concernant la gestion des

16. « La connaissance commune implique que chaque participant connaisse les règles et sache que les autres les connaissent également et savent que lui-même les connaît » (Ostrom, 2010, page 68).

ressources communes. Elles peuvent être, dans certaines situations, différentes des lois formelles fixées par les systèmes législatif, administratif et judiciaire. Cette différence peut être expliquée par les lacunes et les entraves rencontrées par les systèmes collectif et constitutionnel, surtout que l'appropriation de ressources communes est accompagnée par une certaine ambiguïté liée à la surveillance, l'application des règles, la manière de distribution de bénéfices, le mode de gestion (Kiser and Ostrom, 2000; Ostrom, 1986).

Il n'existe pas un seul mode d'appropriation efficace pour les ressources communes. Chaque ressource se distingue par un mode d'usage et des règles d'appropriation spécifiques (Weber, 2013a). L'action collective a permis, dans certains cas, d'avoir une appropriation durable des ressources communes gérées par des systèmes auto-organisés et autogouvernés (Ostrom, 2010). Des réussites qui vont dans ce sens ont été mises en évidence par plusieurs travaux comme les réussites de la gestion commune de prairies et de forêts de haute montagne à *Torbil* en Suisse (Netting, 1981), la gestion commune de forêts et de prairies de montagne au Japon (McKean, 1982), la gestion des eaux de fleuves passant par *Valence*, *Murcie* et *Orihuela*, et *Alicante* en Espagne par les agriculteurs (Maass and Anderson, 1986), et la gestion de systèmes d'irrigation des *Zanjeras* aux Philippines par les communautés d'irrigants (Coward Jr, 1979). D'autres travaux et études soulignent des échecs de la gestion de ressources communes dans le cadre d'une action collective comme les pêcheries littorales dans les régions de *Bodrum* et d'*Izmir* en Turquie (Berkes, 1986), les nappes aquifères californiennes aux États-Unis (Blomquist, 1989), la pêche dans la zone de *Mawelle* au sud du Sri Lanka (Alexander, 1982), et les pêcheries littorales de Nouvelle-Écosse (Lamson and Hanson, 1984).

Les systèmes de gestion des ressources communes basés sur l'auto-gouvernance et l'auto-organisation nécessitent un cadre d'analyse de multi niveaux. Les règles opérationnelles définies par les institutions assurent une seule dimension d'analyse quant à l'appropriation des ressources communes. Les sphères collective et constitutionnelle doivent être intégrées au choix opérationnel pour que l'action collective maintienne l'efficacité de la gestion des ressources communes dans le temps. Cette pérennité peut être assurée si les « principes de conception » d'Ostrom sont respectés (Ostrom, 2010) :

- Des limites de l'appropriation de ressources clairement définies.
- La cohérence entre les règles d'appropriation et les conditions locales des appropriateurs.
- Des mécanismes de choix collectif.
- La surveillance pour la mise en oeuvre des règles d'appropriation.
- Des systèmes de sanctions clairs.
- Des dispositifs de résolution des conflits entre appropriateurs.
- La *connaissance minimale* de droits d'appropriation par les appropriateurs.
- Des instances « imbriquées » s'occupant de tous les dispositifs de l'appropriation (activité, surveillance, mise en oeuvre des règles, résolution de conflits et de gou-

vernance).

Au terme de ce travail, nous percevons ainsi un lien potentiellement fructueux entre une MEC ouverte aux apports de l'approche bayésienne, projet qui a été le cœur de notre travail de thèse, et une théorie institutionnelle telle que proposée par E. Ostrom intéressée à rendre compte de la complexité inhérente à la gouvernance des AMP.

Bibliographie

- Abbott, J. K. and A. C. Haynie (2012). What are we protecting? fisher behavior and the unintended consequences of spatial closures as a fishery management tool. *Ecological Applications* 22(3), 762–777.
- Aguir, A. (2009). Étude de l’impact de la protection du milieu marin sur les activités socioéconomiques des îles kuriat. Technical report, Faculty of Law and Economic and Political Sciences of Sousse.
- Aitchison, J. (1955). On the distribution of a positive random variable having a discrete probability mass at the origin*. *Journal of the american statistical association* 50(271), 901–908.
- Ajzen, I., T. C. Brown, and L. H. Rosenthal (1996). Information bias in contingent valuation : effects of personal relevance, quality of information, and motivational orientation. *Journal of environmental economics and management* 30(1), 43–57.
- Alanya, A., C. Wolf, and C. Sotto (2015). Comparing multiple imputation and propensity-score weighting in unit-nonresponse adjustments a simulation study. *Public Opinion Quarterly* 79(3), 635–661.
- Alban, F., G. Appéré, and J. Boncoeur (2008). Economic analysis of marine protected areas. a literature review. *EMPAFISH Project, London*.
- Alexander, E. (1982). Sri lankan fishermen : Rural capitalism and peasant society (australian national university, canberra).
- Allison, G. W., J. Lubchenco, and M. H. Carr (1998). Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological applications* 8(sp1), S79–S92.
- Allison, P. D. (2012). *Logistic regression using SAS : Theory and application*. SAS Institute.
- Altman, D. G. and P. K. Andersen (1989). Bootstrap investigation of the stability of a cox regression model. *Statistics in medicine* 8(7), 771–783.
- Amemiya, T. (1981). Qualitative response models : A survey. *Journal of economic literature* 19(4), 1483–1536.

- Amemiya, T. (1984). Tobit models : A survey. *Journal of econometrics* 24(1-2), 3–61.
- Ami, D., P. Cartigny, and A. Rapaport (2005). Can marine protected areas enhance both economic and biological situations? *Comptes Rendus Biologies* 328(4), 357–366.
- Ami, D. and B. Desaignes (2000). Le traitement des réponses égales à zéro dans l'évaluation contingente. *Économie & prévision* 143(2), 227–236.
- Andersson, H. and M. Svensson (2008). Cognitive ability and scale bias in the contingent valuation method. *Environmental and Resource Economics* 39(4), 481–495.
- Angel, M. (1995). Calcul économique et politique environnementale—limites de l'évaluation économique et de l'analyse coût-avantage.
- Angulo-Valdés, J. A. and B. G. Hatcher (2010). A new typology of benefits derived from marine protected areas. *Marine Policy* 34(3), 635–644.
- APAL/SCET-TUNISIE (1999). Etude de gestion des zones sensibles littorales : Iles kuriat. Technical report, Rapport de synthèse, 96pp.
- APAL/SCET-TUNISIE (2000). Gestion des zones sensibles littorales : Les îles kuriat. Technical report, Rapport définitif de Phase 2, 42pp.
- Appéré, G. (2004). L'évaluation des actifs à usage récréatif : la méthode contingente des coûts de transport. *Revue d'économie régionale & urbaine* (1), 81–106.
- Ariely, D., G. Loewenstein, and D. Prelec (2003). “coherent arbitrariness” : Stable demand curves without stable preferences*. *Technology* 73.
- Arin, T. and R. A. Kramer (2002). Divers' willingness to pay to visit marine sanctuaries : an exploratory study. *Ocean & Coastal Management* 45(2), 171–183.
- Arrow, K., R. Solow, P. R. Portney, E. E. Leamer, R. Radner, and H. Schuman (1993). Report of the noaa panel on contingent valuation. *Federal register* 58(10), 4601–4614.
- Arrow, K. J. and A. C. Fisher (1974). Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility. In *Classic Papers in Natural Resource Economics*, pp. 76–84. Springer.
- Asafu-Adjaye, J. and S. Tapsuwan (2008). A contingent valuation study of scuba diving benefits : Case study in mu ko similan marine national park, thailand. *Tourism Management* 29(6), 1122–1130.
- Atkinson, G., S. Morse-Jones, S. Mourato, and A. Provins (2012). ‘when to take “no” for an answer’? using entreaties to reduce protests in contingent valuation studies. *Environmental and Resource Economics* 51(4), 497–523.

- Babin, D. (2003). Des espaces protégés pour concilier conservation de la biodiversité et développement durable : fondements et recommandations d'une stratégie de coopération pour la gestion des espaces protégés. *Cahier de l'Institut français de la biodiversité*.
- Badalamenti, F., A. Ramos, E. Voultziadou, J. S. Lizaso, G. D'ANNA, C. Pipitone, J. Mas, J. R. Fernandez, D. Whitmarsh, and S. Riggio (2000). Cultural and socio-economic impacts of mediterranean marine protected areas. *Environmental conservation* 27(02), 110–125.
- Bagozzi, B. E., D. W. Hill, W. H. Moore, and B. Mukherjee (2015). Modeling two types of peace the zero-inflated ordered probit (ziop) model in conflict research. *Journal of Conflict Resolution* 59(4), 728–752.
- Ban, N. C., C. McDougall, M. Beck, A. K. Salomon, and K. Cripps (2014). Applying empirical estimates of marine protected area effectiveness to assess conservation plans in british columbia, canada. *Biological Conservation* 180, 134–148.
- Baral, N., M. J. Stern, and R. Bhattarai (2008). Contingent valuation of ecotourism in annapurna conservation area, nepal : Implications for sustainable park finance and local development. *Ecological Economics* 66(2), 218–227.
- Bartelings, H., K. Hamon, J. Berkenhagen, and F. Buisman (2015). Bio-economic modeling for marine spatial planning application in north sea shrimp and flatfish fisheries. *Environmental Modelling & Software* 74, 156–172.
- Basurto, X. and E. Coleman (2010). Institutional and ecological interplay for successful self-governance of community-based fisheries. *Ecological economics* 69(5), 1094–1103.
- Bateman, I. J. (1996). Household willingness to pay and farmers' willingness to accept compensation for establishing a recreational woodland. *Journal of Environmental Planning and Management* 39(1), 21–44.
- Bateman, I. J., D. Burgess, W. G. Hutchinson, and D. I. Matthews (2008). Learning design contingent valuation (ldcv) : Noaa guidelines, preference learning and coherent arbitrariness. *Journal of environmental economics and management* 55(2), 127–141.
- Bateman, I. J., R. T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Özdemiroglu, et al. (2002). Economic valuation with stated preference techniques : a manual. *Economic valuation with stated preference techniques : a manual*.
- Bates, R. H. (1988). Contra contractarianism : some reflections on the new institutionalism. *Politics & Society* 16(2-3), 387–401.

- Beattie, A., U. R. Sumaila, V. Christensen, and D. Pauly (2002). A model for the bioeconomic evaluation of marine protected area size and placement in the north sea. *Natural Resource Modeling* 15(4), 413–437.
- Beger, M., G. P. Jones, and P. L. Munday (2003). Conservation of coral reef biodiversity : a comparison of reserve selection procedures for corals and fishes. *Biological Conservation* 111(1), 53–62.
- Belloumi, M. (2000). *La valorisation d'un bien d'environnement : Evaluation contingente de la valeur de préservation d'une nappe souterraine*. Ph. D. thesis, Université de Tunis III.
- Bennett, N. J. and P. Dearden (2014). Why local people do not support conservation : community perceptions of marine protected area livelihood impacts, governance and management in thailand. *Marine Policy* 44, 107–116.
- Bennett, R. G. (1996). Challenges in norwegian coastal zone planning. *GeoJournal* 39(2), 153–165.
- Berger, J. O. and T. Sellke (1987). Testing a point null hypothesis : the irreconcilability of p values and evidence. *Journal of the American statistical Association* 82(397), 112–122.
- Berk, K. N. (2002). Repeated measures with zeros. *Statistical methods in medical research* 11(4), 303–316.
- Berkes, F. (1986). Local-level management and the commons problem : A comparative study of turkish coastal fisheries. *Marine policy* 10(3), 215–229.
- Berthier, N. (2006). *Les techniques d'enquête en sciences sociales : Méthodes et exercices corrigés*. Armand Colin.
- Bhat, M. G. (2003). Application of non-market valuation to the florida keys marine reserve management. *Journal of Environmental Management* 67(4), 315–325.
- Bidou, D. (2002). *La dynamique du développement durable*. Presses de l'université du Québec.
- Biernacki, P. and D. Waldorf (1981). Snowball sampling : Problems and techniques of chain referral sampling. *Sociological methods & research* 10(2), 141–163.
- Binet, T., A. Diazabakana, and S. Hernandez (2015). *Financement durable des aires marines protégées en méditerranée : analyse financière*. Technical report, Vertigo Lab, MedPAN, RAC/SPA, WWF Méditerranée.
- Bishop, R. C. (1982). Option value : an exposition and extension. *Land Economics* 58(1), 1–15.

- Bishop, R. C. and T. A. Heberlein (1979). Measuring values of extramarket goods : Are indirect measures biased? *American journal of agricultural economics* 61(5), 926–930.
- Blamey, R. K., J. W. Bennett, and M. D. Morrison (1999). Yea-saying in contingent valuation surveys. *Land Economics*, 126–141.
- Blomquist, W. (1989). The performance of groundwater management : volume 8, the mojave river basin. In *Workshop in Political Theory and Policy Analysis. Bloomington : Indiana University*.
- Blumenschein, K., G. C. Blomquist, M. Johannesson, N. Horn, and P. Freeman (2008). Eliciting willingness to pay without bias : Evidence from a field experiment*. *The Economic Journal* 118(525), 114–137.
- Bobiles, R. U., V. S. Soliman, and Y. Nakamura (2015). Partially protected marine area renders non-fishery benefits amidst high fishing pressure : A case study from eastern philippines. *Regional Studies in Marine Science*.
- Boersma, P. D. and J. K. Parrish (1999). Limiting abuse : marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics* 31(2), 287–304.
- Bollen, K. A., S. Ray, J. Zavisca, and J. J. Harden (2012). A comparison of bayes factor approximation methods including two new methods. *Sociological Methods & Research* 41(2), 294–324.
- Boncoeur, J., F. Alban, O. G. Ifremer, and O. T. Ifremer (2002). Fish, fishers, seals and tourists : Economic consequences of creating a marine reserve in a multi-species, multi-activity context. *Natural Resource Modeling* 15(4), 387–411.
- Bonnieux, F. and B. Desaignes (1998). *Economie et politiques de l'environnement*. Dalloz.
- Bonnieux, F., P. Le Goffe, and D. Vermersch (1995). La méthode d'évaluation contingente : application à la qualité des eaux littorales. *Économie & prévision* 117(1-2), 89–106.
- Bostedt, G. and M. Boman (1996). Nonresponse in contingent valuation-reducing uncertainty in value inference. *Environmental and Resource Economics* 8(1), 119–124.
- Bown, N. K., T. S. Gray, and S. M. Stead (2013). Co-management and adaptive co-management : Two modes of governance in a honduran marine protected area. *Marine Policy* 39, 128–134.
- Boyle, K. J. (2012). Contingent valuation in practice. In P. A. Champ, K. J. Boyle, and T. C. Brown (Eds.), *A primer on nonmarket valuation*, Chapter 5, pp. 111–169. Springer Science & Business Media.

- Bräuer, I. (2003). Money as an indicator : to make use of economic evaluation for biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98(1), 483–491.
- Brouwer, R. and I. J. Bateman (2005). Temporal stability and transferability of models of willingness to pay for flood control and wetland conservation. *Water Resources Research* 41(3).
- Brouwer, R., S. Brouwer, M. Eleveld, M. Verbraak, A. Wagtendonk, and H. van der Woerd (2016). Public willingness to pay for alternative management regimes of remote marine protected areas in the north sea. *Marine Policy* 68, 195–204.
- Brown, T. C. (2003). Introduction to stated preference methods. In *A primer on non-market valuation*, pp. 99–110. Springer.
- Buckland, S. T., K. P. Burnham, and N. H. Augustin (1997). Model selection : an integral part of inference. *Biometrics* 53(2), 603–618.
- Burke, L., K. Reyntar, M. Spalding, and A. Perry (2011). *Reefs at risk revisited*.
- Burkett, P. (2006). *Marxism and ecological economics : Toward a red and green political economy*, Volume 11. Brill Academic Pub.
- Burnham, K. P. and D. R. Anderson (2004). Multimodel inference understanding aic and bic in model selection. *Sociological methods & research* 33(2), 261–304.
- Busch, J. (2008). Gains from configuration : The transboundary protected area as a conservation tool. *Ecological Economics* 67(3), 394–404.
- Butori, R. and B. Parguel (2010). Les biais de réponse-impact du mode de collecte des données et de l’attractivité de l’enquêteur. In *AFM*.
- Cabral, R. B., S. S. Mamauag, and P. M. Aliño (2015). Designing a marine protected areas network in a data-limited situation. *Marine Policy* 59, 64–76.
- Calado, H., C. Bragagnolo, S. Silva, and M. Vergílio (2016). Adapting environmental function analysis for management of protected areas in small islands—case of pico island (the azores). *Journal of environmental management* 171, 231–242.
- CAR/ASP-PNUE/PAM (2008). Rapport de la mission d’étude des habitats marins et des principales espèces des îles kuriat (tunisie). Technical report, 86 pp.
- CAR/ASP-PNUE/PAM (2010). Habitats marins et principales espèces des îles kuriat (tunisie)-etude complémentaire : Formations naturelles d’intérêt pour la conservation. Technical report, 26 p.
- Carr, M. and P. Raimondi (1998). Concepts relevant to the design and evaluation of fishery reserves. In *Marine Harvest Refugia for West Coast Rockfish A Workshop*.

- Carson, R. T. (2012). Contingent valuation : a practical alternative when prices aren't available. *The Journal of Economic Perspectives* 26(4), 27–42.
- Carson, R. T., N. E. Flores, K. M. Martin, and J. L. Wright (1996). Contingent valuation and revealed preference methodologies : comparing the estimates for quasi-public goods. *Land economics*, 80–99.
- Carson, R. T., N. E. Flores, and N. F. Meade (2001). Contingent valuation : controverses and evidence. *Environmental and resource economics* 19(2), 173–210.
- Carson, R. T. and R. C. Mitchell (1995). Sequencing and nesting in contingent valuation surveys. *Journal of environmental economics and Management* 28(2), 155–173.
- Carter, D. W. (2003). Protected areas in marine resource management : another look at the economics and research issues. *Ocean & Coastal Management* 46(5), 439–456.
- CDB. Convention sur la diversité biologique, 2010. plan stratégique 2011-2020. objectifs d'aichi pour la biodiversité. <http://www.cbd.int/sp/targets/> (Consulté le 04 avril 2016).
- Chaboud, C., F. Galletti, G. David, A. Brenier, P. Méral, F. Andriamahefazafy, and J. Ferraris (2008). Aires marines protégées et gouvernance : contributions des disciplines et évolution pluridisciplinaire.
- Chakour, S.-C. and T. Dahou (2009). Gouverner une amp, une affaire publique ? exemples sud-méditerranéens. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement* (Hors série 6).
- Chakraborty, K. and T. Kar (2012). Economic perspective of marine reserves in fisheries : A bioeconomic model. *Mathematical biosciences* 240(2), 212–222.
- Chambers, C. M., P. E. Chambers, and J. C. Whitehead (1998). Contingent valuation of quasi-public goods : Validity, reliability, and application to valuing a historic site. *Public Finance Review* 26(2), 137–154.
- Chambom, D. (1994). *Les aires marines protégées en droit international et en droit comparé*. Ph. D. thesis, Nice.
- Charles, A. and L. Wilson (2009). Human dimensions of marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil* 66(1), 6–15.
- Chen, C. and D. Lopez-Carr (2015). The importance of place : Unraveling the vulnerability of fisherman livelihoods to the impact of marine protected areas. *Applied Geography* 59, 88–97.

- Christie, P., B. J. McCay, M. L. Miller, C. Lowe, A. T. White, R. Stoffle, D. L. Fluharty, L. T. McManus, R. Chuenpagdee, C. Pomeroy, et al. (2003). Toward developing a complete understanding : A social science research agenda for marine protected areas. *Fisheries* 28(12), 22–25.
- Chuenpagdee, R. and S. Jentoft (2007). Step zero for fisheries co-management : what precedes implementation. *Marine Policy* 31(6), 657–668.
- Chuenpagdee, R., J. J. Pascual-Fernández, E. Szeliánszky, J. Luis Alegret, J. Fraga, and S. Jentoft (2013). Marine protected areas : Re-thinking their inception. *Marine Policy* 39, 234–240.
- Cicchetti, C. J. and A. M. Freeman (1971). Option demand and consumer surplus : further comment. *The quarterly journal of Economics*, 528–539.
- Claudet, J., C. W. Osenberg, L. Benedetti-Cecchi, P. Domenici, J.-A. García-Charton, Á. Pérez-Ruzafa, F. Badalamenti, J. Bayle-Sempere, A. Brito, F. Bulleri, et al. (2008). Marine reserves : size and age do matter. *Ecology letters* 11(5), 481–489.
- Clinch, J. and A. Murphy (2001). Modelling winners and losers in contingent valuation of public goods : appropriate welfare measures and econometric analysis. *The Economic Journal* 111(470), 420–443.
- Coase, R. H. (1960). The problem of social cost. In *Classic Papers in Natural Resource Economics*, pp. 87–137. Springer.
- Conrad, J. M. (1980). Quasi-option value and the expected value of information. *The Quarterly Journal of Economics* 94(4), 813–820.
- Coursey, D. L., J. L. Hovis, and W. D. Schulze (1987). The disparity between willingness to accept and willingness to pay measures of value. *The Quarterly Journal of Economics* 102(3), 679–690.
- Coward Jr, E. (1979). Principles of social organization in an indigenous irrigation system. *Human organization* 38(1), 28–36.
- Cummings, R. G. and L. O. Taylor (1999). Unbiased value estimates for environmental goods : a cheap talk design for the contingent valuation method. *American Economic Review*, 649–665.
- Daly, H. (1994). Operationalizing sustainable development by investing in natural capital. In A. M. Jansson, M. Hammer, C. Folke, and R. Costanza (Eds.), *Investing in Natural Capital : The Ecological Economics Approach to Sustainability*, pp. 22–37. Island Press.
- Daly, H. E. and J. Farley (2004). *Ecological economics : Principles and applications*.

- D'Anna, G., T. V. Fernández, C. Pipitone, G. Garofalo, and F. Badalamenti (2016). Governance analysis in the egadi islands marine protected area : A mediterranean case study. *Marine Policy*.
- Day, J., N. Dudley, M. Hockings, G. Holmes, D. d. Laffoley, S. Stolton, and S. M. Wells (2012). Guidelines for applying the iucn protected area management categories to marine protected areas. Technical report, IUCN.
- de Almeida, L. T., J. L. S. Olímpio, A. F. Pantalena, B. S. de Almeida, and M. de Oliveira Soares (2016). Evaluating ten years of management effectiveness in a mangrove protected area. *Ocean & Coastal Management* 125, 29–37.
- de Moraes, G. W., A. Schlüter, and M. Verweij (2015). Can institutional change theories contribute to the understanding of marine protected areas? *Global Environmental Change* 31, 154–162.
- Derksen, S. and H. Keselman (1992). Backward, forward and stepwise automated subset selection algorithms : Frequency of obtaining authentic and noise variables. *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology* 45(2), 265–282.
- Desaigues, B. and V. Lesgards (1992). L'évaluation contingente des actifs naturels. *Revue d'économie politique* 102(1), 99–122.
- Desaigues, B. and P. Point (1990). Les méthodes de détermination d'indicateurs de valeur ayant la dimension de prix pour les composantes du patrimoine naturel. *Revue économique*, 269–319.
- Desaigues, B. and P. Point (1993). *Economie du patrimoine naturel : la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*. Economica.
- Desvousges, W. H., S. P. Hudson, and M. C. Ruby (1996). Evaluating cv performance : Separating the light from the heat. In D. Bjornstad and J. Kahn (Eds.), *The Contingent Valuation of Environmental Resources : Methodological Issues and Research Needs*. Edward Elgar. Cheltenham.
- Desvousges, W. H., F. R. Johnson, R. W. Dunford, K. J. Boyle, S. P. Hudson, and K. N. Wilson (1992). Measuring nonuse damages using contingent valuation : An experimental evaluation of accuracy.
- Dharmaratne, G. S., F. Y. Sang, and L. J. Walling (2000). Tourism potentials for financing protected areas. *Annals of Tourism Research* 27(3), 590–610.
- Diamond, P. A. and J. A. Hausman (1994). Contingent valuation : is some number better than no number? *The Journal of economic perspectives*, 45–64.
- Díaz, S., J. Fargione, F. S. Chapin III, and D. Tilman (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol* 4(8), e277.

- Dimech, M., M. Darmanin, I. P. Smith, M. J. Kaiser, and P. J. Schembri (2009). Fishers' perception of a 35-year old exclusive fisheries management zone. *Biological Conservation* 142(11), 2691–2702.
- Duan, N., W. G. Manning, C. N. Morris, and J. P. Newhouse (1983). A comparison of alternative models for the demand for medical care. *Journal of business & economic statistics* 1(2), 115–126.
- Dudley, N. (2008). Guidelines for applying protected area management categories. Technical report, IUCN.
- Eicher, T. S., L. Helfman, and A. Lenkoski (2012). Robust fdi determinants : Bayesian model averaging in the presence of selection bias. *Journal of Macroeconomics* 34(3), 637–651.
- Eicher, T. S., C. Papageorgiou, and A. E. Raftery (2011). Default priors and predictive performance in bayesian model averaging, with application to growth determinants. *Journal of Applied Econometrics* 26(1), 30–55.
- Eide, A. (2012). A bioeconomic mpa study based on cellular automata population growth and distribution. *Fisheries Research* 113(1), 118–132.
- Escofier, B. (1983). Méthode pour l'analyse de plusieurs groupes de variables. application à la caractérisation de vins rouges du val de loire. *Revue de statistique appliquée* 31(2), 43–59.
- Ethier, R. G., G. L. Poe, W. D. Schulze, and J. Clark (2000). A comparison of hypothetical phone and mail contingent valuation responses for green-pricing electricity programs. *Land Economics*, 54–67.
- FAO (2006). General fisheries commission for the mediterranean. report of the ninth session of the scientific advisory committee. Technical report, FAO.
- Faucheux, S. and J.-F. Noël (1995). *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*. Armand Colin.
- Fernandez, C., E. Ley, and M. F. Steel (2001). Benchmark priors for bayesian model averaging. *Journal of Econometrics* 100(2), 381–427.
- Fisher, A. C. and W. M. Hanemann (1987). Quasi-option value : some misconceptions dispelled. *Journal of Environmental Economics and Management* 14(2), 183–190.
- Food, F. and A. O. of the United Nations (2007). The state of world fisheries and aquaculture.
- Freeman, A. M. (1985). Supply uncertainty, option price, and option value. *Land Economics* 61(2), 176–181.

- Gabrié, C., E. Lagabrielle, C. Bissery, E. Crochelet, B. Meola, C. Webster, J. Claudet, A. Chassanite, S. Marinesque, P. Robert, et al. (2012). The status of marine protected areas in the mediterranean sea 2012. Technical report, MedPAN.
- Galiègue, X. (2012). L'approche de la firme par les coûts de transaction. *Idées économiques et sociales* (4), 16–24.
- Garthwaite, P., J. Kadane, and A. O'Hagan (2005). Statistical methods for eliciting probability distributions. *Journal of the American Statistical Association* 100(470), 690–701.
- Garzoun, L. (2009). Le nouveau paradigme écologique et motivations du tourisme de nature : cas des îles de kuriat. Technical report, Faculty of Law and Economic and Political Sciences of Sousse.
- Gelman, A. (2007). Struggles with survey weighting and regression modeling. *Statistical Science*, 153–164.
- Genty, A. et al. (2005). Du concept à la fiabilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement : un état de l'art. *Cahiers d'économie et sociologie rurales* 77, 5–34.
- Ghariani, F. (2005). *Gestion des zones côtières en Tunisie*. CAR/ASP-PNUE/PAM.
- Godard, O. (2004). La pensée économique face à la question de l'environnement. *Cahiers de l'école polytechnique* 13.
- Gordon, H. S. (1954). The economic theory of a common—property resource : The fishery. *Journal of Political Economy* 62, 124–142.
- Grall, J. (2003). Fiche de synthèse sur les biocénoses : les bancs de maërl. *Document REBENT, Ifremer*.
- Green, S. J., A. T. White, P. Christie, S. Kilarski, A. B. T. Meneses, G. Samonte-Tan, L. B. Karrer, H. Fox, S. Campbell, and J. D. Claussen (2011). Emerging marine protected area networks in the coral triangle : Lessons and way forward. *Conservation and Society* 9(3), 173.
- Greene, W. (2007). *Functional form and heterogeneity in models for count data*. Now Publishers Inc.
- Grüss, A., D. M. Kaplan, S. Guénette, C. M. Roberts, and L. W. Botsford (2011). Consequences of adult and juvenile movement for marine protected areas. *Biological Conservation* 144(2), 692–702.
- Guidetti, P. and J. Claudet (2010). Comanagement practices enhance fisheries in marine protected areas. *Conservation Biology* 24(1), 312–318.

- Guyader, O., F. Daures, and S. Fifas (2004). A bioeconomic analysis of the impact of decommissioning programs : application to a limited-entry french scallop fishery. *Marine Resource Economics*, 225–242.
- Haab, T. C., M. G. Interis, D. R. Petrolia, and J. C. Whitehead (2013). From hopeless to curious ? thoughts on hausman’s “dubious to hopeless” critique of contingent valuation. *Applied Economic Perspectives and Policy*, ppt029.
- Habbema, J. D. F. (2000). Prognostic modelling with logistic regression analysis : a comparison of selection and estimation methods in small data sets.
- Habtemariam, B. T. and Q. Fang (2016). Zoning for a multiple-use marine protected area using spatial multi-criteria analysis : The case of the sheik seid marine national park in eritrea. *Marine Policy* 63, 135–143.
- Hached, H. (2012). L’environnement socioéconomique des îles kuriat. Technical report, National Agronomic Institute of Tunisia.
- Hall, D. C., J. V. Hall, and S. N. Murray (2002). Contingent valuation of marine protected areas : Southern california rocky intertidal ecosystems. *Natural Resource Modeling* 15(3), 335–368.
- Hamaide, B., S. Fauchaux, M. Neve, and M. O’Connor (2012). Croissance et environnement : la pensée et les faits. *Reflets et perspectives de la vie économique* 51(4), 9–24.
- Han, C.-P., C. Rao, and J. Ravichandran (1988). Inference based on conditional specification. *Communications in Statistics-Theory and Methods* 17(6), 1945–1964.
- Hanemann, W. M. (1984). Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. *American journal of agricultural economics* 66(3), 332–341.
- Hanemann, W. M. (1991). Willingness to pay and willingness to accept : how much can they differ ? *The American Economic Review*, 635–647.
- Hanemann, W. M. (1994). Valuing the environment through contingent valuation. *The Journal of Economic Perspectives*, 19–43.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *science* 162(3859), 1243–1248.
- Harou, P. and A. Stenger (2005). Les grands courants actuels de pensée en économie de l’environnement. *Liaison énergie francophonie* (66-67), 9–17.
- Harrell, F. E., K. L. Lee, R. M. Califf, D. B. Pryor, and R. A. Rosati (1984). Regression modelling strategies for improved prognostic prediction. *Statistics in medicine* 3(2), 143–152.

- Harribey, J.-M. (1997). La prise en compte des ressources naturelles dans le modèle néoclassique d'équilibre général : éléments de critique. *Économies et sociétés Série Développement, croissance et progrès* 35, 57–70.
- Harris, M. (2007). A zero-inflated ordered probit model, with application to modelling tobacco consumption. *Journal of Econometrics* 141(2), 1073–1099.
- Havard, L., L. Brigand, and M. Cariño (2015). Stakeholder participation in decision-making processes for marine and coastal protected areas : Case studies of the southwestern gulf of california, mexico. *Ocean & Coastal Management* 116, 116–131.
- Heberlein, T. A., M. A. Wilson, R. C. Bishop, and N. C. Schaeffer (2005). Rethinking the scope test as a criterion for validity in contingent valuation. *Journal of Environmental Economics and Management* 50(1), 1–22.
- Heckman, J. J. (1976). The common structure of statistical models of truncation, sample selection and limited dependent variables and a simple estimator for such models. In *Annals of Economic and Social Measurement, Volume 5, number 4*, pp. 475–492. NBER.
- Herriges, J. A. and J. F. Shogren (1996). Starting point bias in dichotomous choice valuation with follow-up questioning. *Journal of environmental economics and management* 30(1), 112–131.
- Hill, D. W., B. E. Bagozzi, W. H. Moore, and B. Mukherjee (2011). Strategic incentives and modeling bias in ordinal data : the zero-inflated ordered probit (ziop) model in political science. In *new faces in political methodology meeting, Penn State*, Volume 30.
- Hind, E., M. Hiponia, and T. Gray (2010). From community-based to centralised national management—a wrong turning for the governance of the marine protected area in apo island, philippines? *Marine Policy* 34(1), 54–62.
- Hoeting, J. A., D. Madigan, A. E. Raftery, and C. T. Volinsky (1999). Bayesian model averaging : a tutorial. *Statistical science*, 382–401.
- Hoffmann, R. and A. L. Kassouf (2005). Deriving conditional and unconditional marginal effects in log earnings equations estimated by heckman's procedure. *Applied Economics* 37(11), 1303–1311.
- Honaker, J. and G. King (2010). What to do about missing values in time-series cross-section data. *American Journal of Political Science* 54(2), 561–581.
- Honaker, J., G. King, and M. Blackwell (2012). *Amelia II : A Program for Missing Data*. <http://gking.harvard.edu/amelia>.
- Horowitz, J. K. and K. E. McConnell (2002). A review of wta/wtp studies. *Journal of Environmental Economics and Management* 44(3), 426–447.

- Howe, C. W. (1979). Natural resource economics : Issues, analysis, and policy.
- Hurvich, C. M. and C. Tsai (1990). The impact of model selection on inference in linear regression. *The American Statistician* 44(3), 214–217.
- Husson, F., S. Lê, and J. Pagès (2009). *Analyse de données avec R*. Presses universitaires de Rennes.
- IUCN, S. S. C. (2001). Iucn red list categories and criteria : version 3.1. *Prepared by the IUCN Species Survival Commission*.
- Jameson, S. C., M. H. Tupper, and J. M. Ridley (2002). The three screen doors : can marine “protected” areas be effective? *Marine Pollution Bulletin* 44(11), 1177–1183.
- Jentoft, S. (2000). Legitimacy and disappointment in fisheries management. *Marine Policy* 24(2), 141–148.
- Jentoft, S. (2004). Institutions in fisheries : what they are, what they do, and how they change. *Marine Policy* 28(2), 137–149.
- Jentoft, S. (2007). Limits of governability : Institutional implications for fisheries and coastal governance. *Marine Policy* 31(4), 360–370.
- Jentoft, S. and R. Chuenpagdee (2009). Fisheries and coastal governance as a wicked problem. *Marine Policy* 33(4), 553–560.
- Jentoft, S., R. Chuenpagdee, and J. J. Pascual-Fernandez (2011). What are mpas for : On goal formation and displacement. *Ocean & Coastal Management* 54(1), 75–83.
- Jentoft, S., T. C. van Son, and M. Bjørkan (2007). Marine Protected Areas : A Governance System Analysis. *Human Ecology* 35(5), 611–622.
- Johannesen, A. B. (2007). Protected areas, wildlife conservation, and local welfare. *Ecological economics* 62(1), 126–135.
- Johansson, P.-O. (1996). Commodity prices as payment vehicles in valuation experiments. *Environmental and Resource Economics* 8(2), 247–254.
- Jones, P. J. (2014). *Governing marine protected areas : resilience through diversity*. Routledge.
- Jordan, A. and A. Lenkoski (2012). Tobit bayesian model averaging and the determinants of foreign direct investment. *arXiv preprint arXiv :1205.2501*.
- Jouvet, P.-A. and G. Rotillon (2005). Ressources renouvelables et quotas d’exploitation dans un modèle à générations imbriquées. *Recherches économiques de Louvain* 71(1), 117–130.

- Jribi, I., M. N. Bradai, and A. Bouain (2006). Loggerhead turtle nesting activity in kuriat islands(tunisia) : Assessment of nine years monitoring. *Marine Turtle Newsletter* 112, 12–13.
- Júdez, L., R. De Andrés, C. Pérez Hugalde, E. Urzainqui, M. Ibáñez, et al. (1998). Évaluation contingente de l'usage récréatif d'une réserve naturelle humide. *Cahiers d'économie et Sociologie Rurales* 48, 38–60.
- Kahneman, D., J. L. Knetsch, and R. H. Thaler (1990). Experimental tests of the endowment effect and the coase theorem. *Journal of political Economy*, 1325–1348.
- Kass, R. E. and A. E. Raftery (1995). Bayes factors. *Journal of the american statistical association* 90(430), 773–795.
- Kaufmann, F.-X. and G. Majone (1986). *Guidance, control, and evaluation in the public sector : the Bielefeld interdisciplinary project*, Volume 4. Walter De Gruyter Inc.
- Kelleher, G. (1999). Guidelines for marine protected areas. Technical report, IUCN.
- Kelleher, G., C. Bleakley, and S. M. Wells (1995a). A global representative system of marine protected areas. Technical report, Great Barrier Reef Marine Park Authority, The World Bank and IUCN.
- Kelleher, G., C. Bleakley, and S. M. Wells (1995b). A global representative system of marine protected areas.
- Kelleher, G. and C. Recchia (1998). Editorial lessons from marine protected areas around the world. *Parks* 8(2), 1–4.
- Kiser, L. L. and E. Ostrom (2000). The three worlds of action : A metatheoretical synthesis of institutional approaches. *Polycentric Games and Institutions* 1, 56–88.
- Kling, C. L., D. J. Phaneuf, and J. Zhao (2012). From exxon to bp : Has some number become better than no number ? *The Journal of Economic Perspectives*, 3–26.
- Kohsaka, R. and Y. Uchiyama (2016). The influence of affiliations with agricultural collectives on attitudes of fisherman towards conservation and perceptions of the local environment. *Journal of International Fisheries* 15.
- Kooiman, J. (1993). Governance and governability : using complexity, dynamics and diversity.
- Kooiman, J., M. Bavinck, R. Chuenpagdee, R. Mahon, R. Pullin, et al. (2008). Interactive governance and governability : an introduction. *Journal of Transdisciplinary environmental studies* 7(1), 1–11.

- Kooiman, J., M. Bavinck, S. Jentoft, and R. Pullin (2005). *Fish for life : interactive governance for fisheries*. Amsterdam university press.
- Kooiman, J., R. Chuenpagdee, et al. (2005). Governance and governability. *Fish for life : Interactive governance for fisheries*, 325–349.
- Kooiman, J., M. Van Vliet, and S. Jentoft (1999). Creative governance : opportunities for fisheries in europe.
- Krutilla, J. V. (1967). Conservation reconsidered. *The American Economic Review* 57(4), 777–786.
- Lachenbruch, P. A. (2001). Comparisons of two-part models with competitors. *Statistics in medicine* 20(8), 1215–1234.
- Lachenbruch, P. A. (2002). Analysis of data with excess zeros. *Statistical methods in medical research* 11(4), 297–302.
- Laffoley, D. (2008a). Establishing resilient marine protected area networks-making it happen : Full technical version, including ecological, social and governance considerations, as well as case studies. Technical report, IUCN.
- Laffoley, D. (2008b). Vers un réseau de protection des aires marines. le plan d action mpa pour la commission mondiale des aires protégées de la iucn. Technical report, IUCN WPCA.
- Lamson, C. and A. J. Hanson (1984). Atlantic fisheries and coastal communities : Fisheries decision-making case studies.
- Langar, H., C. Bouafif, A. Charfeddine, S. El Asmi, A. Limam, A. Ouerghi, and Y. Sghaier (2011). Habitats marins et principales espèces des îles Kuriat (Tunisie) – Etude complémentaire : Formation naturelles d’intérêt pour la Conservation. Technical report, CAR/ASP - PNUE/PAM- Projet MedMPAnet, Tunis : 36 pages + annexes.
- Laughland, A. S., W. N. Musser, and L. M. Musser (1994). An experiment in contingent valuation and social desirability. *Agricultural and Resource Economics Review* 23(1), 29–36.
- Lautre, I. G. and E. A. Fernández (2004). A methodology for measuring latent variables based on multiple factor analysis. *Computational statistics & data analysis* 45(3), 505–517.
- Lê, S., J. Josse, and F. Husson (2008). FactoMineR : an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software* 25(1), 1–18.

- Lédée, E. J., S. G. Sutton, R. C. Tobin, and D. M. De Freitas (2012). Responses and adaptation strategies of commercial and charter fishers to zoning changes in the great barrier reef marine park. *Marine Policy* 36(1), 226–234.
- Lee, C.-K. and S.-Y. Han (2002). Estimating the use and preservation values of national parks' tourism resources using a contingent valuation method. *Tourism management* 23(5), 531–540.
- Lefebvre, C. (2005). Aires marines protégées, les enseignements du premier congrès mondial pour la stratégie nationale. Technical report, Comité français d'UICN.
- Leggett, C. G., N. S. Kleckner, K. J. Boyle, J. W. Dufield, and R. C. Mitchell (2003). Social desirability bias in contingent valuation surveys administered through in-person interviews. *Land Economics* 79(4), 561–575.
- Lenk, P. and B. Orme (2009). The value of informative priors in bayesian inference with sparse data. *Journal of Marketing Research* 46, 832–845.
- Levhari, D. and L. J. Mirman (1980). The great fish war : an example using a dynamic cournot-nash solution. *The Bell Journal of Economics*, 322–334.
- Lindeman, K. C., R. Pugliese, G. T. Waugh, and J. S. Ault (2000). Developmental patterns within a multispecies reef fishery : management applications for essential fish habitats and protected areas. *Bulletin of Marine Science* 66(3), 929–956.
- Lindhjem, H. and Y. Mitani (2012). Forest owners' willingness to accept compensation for voluntary conservation : A contingent valuation approach. *Journal of Forest Economics* 18(4), 290–302.
- Long, M. F. (1967). Collective-consumption services of individual-consumption goods : Comment. *The Quarterly Journal of Economics* 81(2), 351–352.
- Lopes, P., S. Pacheco, M. Clauzet, R. Silvano, and A. Begossi (2015). Fisheries, tourism, and marine protected areas : Conflicting or synergistic interactions? *Ecosystem Services* 16, 333–340.
- Lubchenco, J., S. R. Palumbi, S. D. Gaines, and S. Andelman (2003). Plugging a hole in the ocean : the emerging science of marine reserves 1. *Ecological applications* 13(sp1), 3–7.
- Lusk, J. L. and D. Hudson (2004). Willingness-to-pay estimates and their relevance to agribusiness decision making. *Applied Economic Perspectives and Policy* 26(2), 152–169.
- Maass, A. and R. L. Anderson (1986). ... and the desert shall rejoice. conflict, growth, and justice in arid environments.

- Mabile, S. (2004). *Les aires marines protégées en Méditerranée : outils d'un développement durable*. Ph. D. thesis, Aix-Marseille 3.
- Mabile, S. and C. Piante (2005). Répertoire global des aires marines protégées en méditerranée fondation wwf-france. *Paris, France xii 132*.
- Madigan, D., J. York, and D. Allard (1995). Bayesian graphical models for discrete data. *International Statistical Review/Revue Internationale de Statistique*, 215–232.
- Mahoney, J. and K. Thelen (2010). A theory of gradual institutional change. *Explaining institutional change : Ambiguity, agency, and power 1*.
- Mansouri, H. (2010). Gouvernance des aires marines protégées : Une analyse multicritère du cas des îles kuriat. Technical report, Faculty of Economics and Management of Tunis (Tunisia).
- Markandya, A. and D. W. Pearce (1989). *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*. Organisation de coopération et de développement économiques.
- Markantonatou, V., P. Noguera-Méndez, M. Semitiel-García, K. Hogg, and M. Sano (2016). Social networks and information flow : Building the ground for collaborative marine conservation planning in portofino marine protected area (mpa). *Ocean & Coastal Management 120*, 29–38.
- Mazor, T., H. P. Possingham, and S. Kark (2013). Collaboration among countries in marine conservation can achieve substantial efficiencies. *Diversity and Distributions 19*(11), 1380–1393.
- McClanahan, T., J. Davies, and J. Maina (2005). Factors influencing resource users and managers' perceptions towards marine protected area management in kenya. *Environmental Conservation 32*(01), 42–49.
- McClanahan, T. R., J. Cinner, A. T. Kamukuru, C. Abunge, and J. Ndagala (2008). Management preferences, perceived benefits and conflicts among resource users and managers in the mafia island marine park, tanzania. *Environmental Conservation 35*(04), 340–350.
- McDonald, J. F. and R. A. Moffitt (1980). The uses of tobit analysis. *The review of economics and statistics*, 318–321.
- McKean, M. A. (1982). The japanese experience with scarcity : Management of traditional common lands. *Environmental History Review 6*(2), 63–88.
- Meinesz, A. and A. Blanfuné (2015). 1983–2013 : Development of marine protected areas along the french mediterranean coasts and perspectives for achievement of the aichi target. *Marine Policy 54*, 10–16.

- Memon, M. A. and S. Matsuoka (2002). Validity of contingent valuation estimates from developing countries : scope sensitivity analysis. *Environmental economics and policy studies* 5(1), 39–61.
- Meng, X. (1994). Multiple-imputation inferences with uncongenial sources of input (with discussion). *Statistical Science* 10, 538–573.
- Mengue-Medou, C. (2002). Les aires protégées en Afrique : perspectives pour leur conservation. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement* 3(1).
- Meyerhoff, J. and U. Liebe (2008). Do protest responses to a contingent valuation question and a choice experiment differ? *Environmental and Resource Economics* 39(4), 433–446.
- Meylan, A. B. and M. Donnelly (1999). Status justification for listing the hawksbill turtle (*eretmochelys imbricata*) as critically endangered on the 1996 IUCN red list of threatened animals. *Chelonian conservation and Biology* 3(2), 200–224.
- Mikalsen, K. H., H.-K. Hernes, and S. Jentoft (2007). Leaning on user-groups : The role of civil society in fisheries governance. *Marine Policy* 31(2), 201–209.
- Mikalsen, K. H. and S. Jentoft (2008). Participatory practices in fisheries across Europe : Making stakeholders more responsible. *Marine Policy* 32(2), 169–177.
- Milanesi, J. (2010). Éthique et évaluation monétaire de l'environnement : la nature est-elle soluble dans l'utilité? *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement* 10(2).
- Miller, A. (2002). *Subset selection in regression*. CRC Press.
- Mitchell, R. C. (2002). On designing constructed markets in valuation surveys. *Environmental and Resource Economics* 22(1-2), 297–321.
- Mitchell, R. C. and R. T. Carson (1989). *Using surveys to value public goods : the contingent valuation method*. Resources for the Future.
- Morand, E. and J. Pagès (2006). Procrustes multiple factor analysis to analyse the overall perception of food products. *Food quality and preference* 17(1), 36–42.
- Morrison, M. D., R. K. Blamey, and J. W. Bennett (2000). Minimising payment vehicle bias in contingent valuation studies. *Environmental and Resource Economics* 16(4), 407–422.
- Moulton, L. H. and N. A. Halsey (1995). A mixture model with detection limits for regression analyses of antibody response to vaccine. *Biometrics*, 1570–1578.

- Moulton, L. H. and N. A. Halsey (1996). A mixed gamma model for regression analyses of quantitative assay data. *Vaccine* 14(12), 1154–1158.
- Neira Brito, F. (2004). La gestion des ressources renouvelables : vers une gestion patrimoniale des écosystèmes. *Bulletin de l'Institut français d'études andines* (33 (1)), 167–191.
- Netting, R. M. (1981). *Balancing on an Alp : ecological change and continuity in a Swiss mountain community*. CUP Archive.
- Noël, J.-F. and J.-Y. Weigel (2007). Marine protected areas : from conservation to sustainable development. *International Journal of Sustainable Development* 10(3), 233–250.
- Noonan, D. S. (2003). Contingent valuation and cultural resources : a meta-analytic review of the literature. *Journal of cultural economics* 27(3-4), 159–176.
- Olson, M. (1965). *The logic of collective action : Public goods and the theory of groups*. Cambridge, Massachusetts, Harvard University Press.
- Ortiz-Lozano, L., A. Granados-Barba, and I. Espejel (2009). Ecosystemic zonation as a management tool for marine protected areas in the coastal zone : Applications for the sistema arrecifal veracruzano national park, Mexico. *Ocean & Coastal Management* 52(6), 317–323.
- Ostrom, E. (1982). *Strategies of political inquiry*, Volume 48. Sage Publications, Inc.
- Ostrom, E. (1986). An agenda for the study of institutions. *Public choice* 48(1), 3–25.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons : The evolution of institutions for collective action*.
- Ostrom, E. (2010). Gouvernance des biens communs, pour une nouvelle approche des ressources naturelles, révision scientifique de Laurent Baechler, éd. *De Boeck, Bruxelles*, 301pp.
- Pagès, J. (2002). Analyse factorielle multiple appliquée aux variables qualitatives et aux données mixtes. *Revue de statistique appliquée* 50(4), 5–37.
- Pages, J. (2004). Multiple factor analysis : main features and application to sensory data. *Revista Colombiana de Estadística* 27(1), 1–26.
- Passet, R. (1979). *L'économie et le vivant*, Volume 23. Payot.
- Pearce, D. W., A. Markandya, and E. Barbier (1989). *Blueprint for a green economy*, Volume 1. Earthscan.

- Pérez, R. and F. Silva (2013). Gestion des biens collectifs, capital social et auto-organisation : l'apport d'elinor ostrom à l'économie sociale et solidaire. *Management & Avenir* (7), 94–107.
- Peters, H. and J. P. Hawkins (2009). Access to marine parks : A comparative study in willingness to pay. *Ocean & Coastal Management* 52(3), 219–228.
- Petrosillo, I., G. Zurlini, M. Corliano, N. Zaccarelli, and M. Dadamo (2007). Tourist perception of recreational environment and management in a marine protected area. *Landscape and Urban Planning* 79(1), 29–37.
- Peytchev, A. (2012). Multiple imputation for unit nonresponse and measurement error. *Public opinion quarterly* 76(2), 214–237.
- Pezzey, J. C., C. M. Roberts, and B. T. Urdal (2000). A simple bioeconomic model of a marine reserve. *Ecological economics* 33(1), 77–91.
- Pieraccini, M. and E. Cardwell (2016). Divergent perceptions of new marine protected areas : Comparing legal consciousness in scilly and barra, uk. *Ocean & Coastal Management* 119, 21–29.
- Pierson, P. (2004). *Politics in time : History, institutions, and social analysis*. Princeton University Press.
- Pigou, A. C. (1932). The economics of welfare, 1920. *McMillan&Co., London*.
- Pimentel, R. S., M. Niewiadomska-Bugaj, and J.-C. Wang (2015). Association of zero-inflated continuous variables. *Statistics & Probability Letters* 96, 61–67.
- Pita, C., G. J. Pierce, I. Theodossiou, and K. Macpherson (2011). An overview of commercial fishers' attitudes towards marine protected areas. *Hydrobiologia* 670(1), 289–306.
- Pita, C., I. Theodossiou, and G. J. Pierce (2013). The perceptions of scottish inshore fishers about marine protected areas. *Marine Policy* 37, 254–263.
- Plante, S. and P. Andre (2002). La gestion communautaire des ressources naturelles, cadre de référence pour une réflexion sur les communautés locales.(dialogue). *Canadian Journal of Regional Science* 25(1), 117–134.
- Platteau, J.-P. (2003). Droits de propriété et gestion efficace des ressources naturelles. *Les Séminaires de l'IDRI* 10.
- Plummer, M. L. (1986). Supply uncertainty, option price, and option value : An extension. *Land Economics* 62(3), 313–318.
- PNUE/PAM, C. (2014). Elaboration d'un plan de gestion pour l'aire marine et côtière protégée des îles kuriat (tunisie) - phase 1 : Bilan et diagnostic. Technical report, Par Thetis-Cabinet Sami Ben Haj. Ed. CAR/ASP - Projet MedMPAnet.

- PNUE/PAM, C. (2015). Elaboration d'un plan de gestion pour l'aire marine et côtière protégée des îles kuriat (tunisie) - phase 2 : Gestion de l'amcp, définition des objectifs et planification des opérations. Technical report, Par Thetis-Cabinet Sami Ben Haj. Ed. CAR/ASP - Projet MedMPAnet.
- Pollnac, R. B., B. R. Crawford, and M. L. Gorospe (2001). Discovering factors that influence the success of community-based marine protected areas in the visayas, philippines. *Ocean & Coastal Management* 44(11), 683–710.
- Pomeroy, R. S., J. E. Parks, and L. M. Watson (2004). *How is your MPA doing ? : a guide-book of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness*. IUCN.
- Pretty, J. (2003). Social capital and the collective management of resources. *Science* 302(5652), 1912–1914.
- Prigent, L. (2001). *Valeur d'usage et valeur de non-usage d'un patrimoine : une application de la méthode d'évaluation contingente au Mont-Saint-Michel*. Ph. D. thesis, Brest.
- Punt, M. J., H.-P. WEIKARD, R. A. Groeneveld, E. C. Van Ierland, and J. H. Stel (2010). Planning marine protected areas : a multiple use game. *Natural Resource Modeling* 23(4), 610–646.
- Raftery, A. E. (1995). Bayesian model selection in social research. *Sociological methodology* 25, 111–164.
- Raftery, A. E., D. Madigan, and C. T. Volinsky (1996). Accounting for model uncertainty in survival analysis improves predictive performance. *Bayesian statistics* 5, 323–349.
- Rajeb, M. (2009). Les îles kuriat : Entre le projet de leur inscription sur la liste des aires marines protégées (amps) et la fréquentation touristique. Technical report, Faculty of Law and Economic and Political Sciences of Sousse.
- Randall, A. and J. R. Stoll (1980). Consumer's surplus in commodity space. *The American Economic Review* 70(3), 449–455.
- Rasmusen, E. and B. Blackwell (1994). Games and information. *Cambridge, MA* 15.
- Read, A. D., R. J. West, and B. P. Kelaher (2015). Using compliance data to improve marine protected area management. *Marine Policy* 60, 119–127.
- Reveret, J., I. Charron, and R. St-Arnaud (2008). Réflexions sur les méthodes d'estimation de la valeur économique des pertes d'habitats fauniques. *Groupe Agéco pour le Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation, Québec*.

- Rodríguez-Rodríguez, D., J. Rodríguez, and D. A. Malak (2016). Development and testing of a new framework for rapidly assessing legal and managerial protection afforded by marine protected areas : Mediterranean sea case study. *Journal of environmental management* 167, 29–37.
- Rodríguez-Rodríguez, D., J. Rodríguez, D. A. Malak, A. Nastasi, and P. Hernández (2016). Marine protected areas and fisheries restricted areas in the mediterranean : assessing “actual” marine biodiversity protection coverage at multiple scales. *Marine Policy* 64, 24–30.
- Rodríguez-Rodríguez, D., M. Sciberras, N. Foster, and M. Attrill (2015). Status of management effort in 153 marine protected areas across the english channel. *Marine pollution bulletin* 94(1), 168–175.
- Rotillon, G. (2006). David pearce et l’analyse économique des problèmes environnementaux. *Économie publique/Public economics* (16).
- Rotillon, G. (2010). *Economie des ressources naturelles*. La découverte.
- Rozan, A. and A. Stenger (2000). Intérêts et limites de la méthode du transfert de bénéfices. *Economie et statistique* 336(1), 69–78.
- Rubin, D. B. (2004). *Multiple imputation for nonresponse in surveys*, Volume 81. John Wiley & Sons.
- Ruijs, A., J. A. Janmaat, S. U. Rashid, G. R. Munro, and J. G. Sutinen (2007). Chasing the spillovers : locating protected areas in a trans-boundary fishery. *Land Economics* 83(1), 6–22.
- Rulleau, B. (2008). *Services récréatifs en milieu naturel littoral et évaluation économique multi-attributs de la demande*. Ph. D. thesis, Bordeaux 4.
- Rulleau, B., J. Dehez, P. Point, D. Ami, and O. Chanel (2009). Approche multidimensionnelle de la valeur économique des loisirs de nature, suivi d’un commentaire de dominique ami et olivier chanel. *Economie et statistique* 421(1), 29–51.
- Sadio, O., M. Simier, J.-M. Ecoutin, J. Raffray, R. Laë, and L. T. de Morais (2015). Effect of a marine protected area on tropical estuarine fish assemblages : Comparison between protected and unprotected sites in senegal. *Ocean & Coastal Management* 116, 257–269.
- Sallemi, R. (2010). Analyse spatiale des usages au sein de la future aire marine protégée des îles kuriat. Technical report, Université Manouba (Tunisie).
- Sanchirico, J. N. (2000). Marine protected areas as fishery policy : a discussion of potential costs and benefits. *Washington, DC : Resources for the Future, Discussion Paper, 00-23*.

- Sanchirico, J. N., K. A. Cochran, and P. M. Emerson (2002). Marine protected areas : Economic and social implications. Discussion paper 02-26, Resources For The Future, Washington, D.C.
- Sanchirico, J. N. and P. M. Emerson (2002). *Marine protected areas : economic and social implications*. Resources for the Future Washington, DC.
- Sanchirico, J. N. and J. E. Wilen (1998). *Marine Reserves : Is there a free lunch ?* Resources for the Future.
- Sanchirico, J. N. and J. E. Wilen (1999). Bioeconomics of spatial exploitation in a patchy environment. *Journal of Environmental Economics and Management* 37(2), 129–150.
- Sanchirico, J. N. and J. E. Wilen (2001). A bioeconomic model of marine reserve creation. *Journal of Environmental Economics and Management* 42(3), 257–276.
- Sauerbrei, W. and M. Schumacher (1992). A bootstrap resampling procedure for model building : application to the cox regression model. *Statistics in medicine* 11(16), 2093–2109.
- Schmalensee, R. (1972). Option demand and consumer’s surplus : Valuing price changes under uncertainty. *The American Economic Review* 62(5), 813–824.
- Scholz, A., K. Bonzon, R. Fujita, N. Benjamin, N. Woodling, P. Black, and C. Steinback (2004). Participatory socioeconomic analysis : drawing on fishermen’s knowledge for marine protected area planning in california. *Marine Policy* 28(4), 335–349.
- Schuhbauer, A. and U. R. Sumaila (2016). Economic viability and small-scale fisheries—A review. *Ecological Economics* 124, 69–75.
- Sclove, S. L. (1987). Application of model-selection criteria to some problems in multivariate analysis. *Psychometrika* 52(3), 333–343.
- Scott, W. R. (1992). Organisations : Rational, natural and open systems. *Hall International Eds*.
- Seminoff, J. A. and K. Shanker (2008). Marine turtles and iucn red listing : a review of the process, the pitfalls, and novel assessment approaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 356(1), 52–68.
- Shogren, J. F., S. Y. Shin, D. J. Hayes, and J. B. Kliebenstein (1994). Resolving differences in willingness to pay and willingness to accept. *The American Economic Review*, 255–270.
- Shyamsundar, P. and R. A. Kramer (1996). Tropical forest protection : An empirical analysis of the costs borne by local people. *Journal of environmental economics and management* 31(2), 129–144.

- Singleton, R. L. and C. M. Roberts (2014). The contribution of very large marine protected areas to marine conservation : Giant leaps or smoke and mirrors? *Marine pollution bulletin* 87(1), 7–10.
- Smith, M. D. and J. E. Wilen (2003). Economic impacts of marine reserves : the importance of spatial behavior. *Journal of Environmental Economics and Management* 46(2), 183–206.
- Smith, V. K. and L. L. Osborne (1996). Do contingent valuation estimates pass a. *Journal of Environmental Economics and Management* 31, 287–301.
- Solow, R. M. (1974). Intergenerational equity and exhaustible resources. *The review of economic studies* 41, 29–45.
- Sowman, M., M. Hauck, L. van Sittert, and J. Sunde (2011). Marine protected area management in south africa : New policies, old paradigms. *Environmental Management* 47(4), 573–583.
- Spalding, M. D., I. Meliane, A. Milam, C. Fitzgerald, and L. Z. Hale (2013). Protecting marine spaces : global targets and changing approaches. *Ocean Yearbook Online* 27(1), 213–248.
- Spash, C. L. (2007). Deliberative monetary valuation (dmv) : Issues in combining economic and political processes to value environmental change. *Ecological economics* 63(4), 690–699.
- Stenger-Letheux, A. (1994). *Evaluation contingente des actifs environnementaux. Application à la valeur de préservation de la qualité des eaux souterraines*. Ph. D. thesis, Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur.
- Stevenson, T. C., B. N. Tissot, and W. J. Walsh (2013). Socioeconomic consequences of fishing displacement from marine protected areas in hawaii. *Biological conservation* 160, 50–58.
- Steyerberg, E. W., M. J. Eijkemans, and J. D. F. Habbema (1999). Stepwise selection in small data sets : a simulation study of bias in logistic regression analysis. *Journal of clinical epidemiology* 52(10), 935–942.
- Sumaila, U. R. (1998). Protected marine reserves as fisheries management tools : a bio-economic analysis. *Fisheries Research* 37(1), 287–296.
- Sumaila, U. R. (2002). Marine protected area performance in a model of the fishery. *Natural Resource Modeling* 15(4), 439–451.
- Sumaila, U. R., S. Guénette, J. Alder, and R. Chuenpagdee (2000). Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil* 57(3), 752–760.

- Sumaila, U. R., S. Guenette, J. Alder, D. Pollard, and R. Chuenpagdee (1999). *Marine protected areas and managing fished ecosystems*. Chr Michelsen Institute.
- Sutherland, R. J. and R. G. Walsh (1985). Effect of distance on the preservation value of water quality. *Land Economics* 61(3), 281–291.
- Tacheix, T. (2005). Le cadre de l'économie néoclassique de l'environnement. *Liaison énergie francophonie* (66-67), 18–23.
- Taylor, D. J., L. L. Kupper, S. M. Rappaport, and R. H. Lyles (2001). A mixture model for occupational exposure mean testing with a limit of detection. *Biometrics* 57(3), 681–688.
- Thur, S. M. (2010). User fees as sustainable financing mechanisms for marine protected areas : An application to the bonaire national marine park. *Marine policy* 34(1), 63–69.
- Tietenberg, T. H., L. Lewis, P. Naccache, J. Gallo, and F. Mauléon (2013). *Économie de l'environnement et développement durable*. Pearson France.
- Togridou, A., T. Hovardas, and J. D. Pantis (2006). Determinants of visitors' willingness to pay for the national marine park of zakyntos, greece. *Ecological Economics* 60(1), 308–319.
- Townsend, R. E. and S. G. Pooley (1995). Distributed governance in fisheries. In *Property Rights and the Environment : Social and Ecological Issues*, pp. 47–58. Beijer International Institute of Ecological Economics and the World Bank Washington, DC.
- Tupper, M., F. Asif, L. R. Garces, and M. D. Pido (2015). Evaluating the management effectiveness of marine protected areas at seven selected sites in the philippines. *Marine Policy* 56, 33–42.
- UNEP/MAP-RAC/SPA (2015). Best practices and case studies related to the management of large marine transboundary areas : Options for the preparation of joint proposals for inclusion in the spami list in accordance with article 9 of the spa/bd protocol. Technical report.
- Van Buuren, S. (2012). *Flexible Imputation of Missing Data*. Boca Raton : CRC Press.
- van der Schans, J. W. (2001). *Governance of marine resources : conceptual clarifications and two case studies*. Erasmus Univ.
- Venegas-Li, R., A. Cros, A. White, and C. Mora (2016). Measuring conservation success with missing marine protected area boundaries : A case study in the coral triangle. *Ecological Indicators* 60, 119–124.
- Venkatachalam, L. (2004). The contingent valuation method : a review. *Environmental impact assessment review* 24(1), 89–124.

- Voltaire, L. (2011). *Méthode d'évaluation contingente et évaluation économique d'un projet de réserves naturelles dans le Golfe du Morbihan (France)*. Ph. D. thesis, Université de Bretagne occidentale-Brest.
- Vuong, Q. H. (1989). Likelihood ratio tests for model selection and non-nested hypotheses. *Econometrica : Journal of the Econometric Society*, 307–333.
- Walsh, R. G., J. B. Loomis, and R. A. Gillman (1984). Valuing option, existence, and bequest demands for wilderness. *Land Economics* 60(1), 14–29.
- Wang, D., W. Zhang, and A. Bakhai (2004). Comparison of bayesian model averaging and stepwise methods for model selection in logistic regression. *Statistics in medicine* 23(22), 3451–3467.
- Wasserman, L. (2000). Bayesian model selection and model averaging. *Journal of mathematical psychology* 44(1), 92–107.
- Weber, J. (2013a). Gestion des ressources renouvelables : fondements théoriques d'un programme de recherche. In *Rendre possible*, pp. 35–52. Editions Quæ.
- Weber, J. (2013b). L'évaluation contingente : les valeurs ont-elles un prix? *Indisciplines*, 231–240.
- Weisbrod, B. A. (1964). Collective-consumption services of individual-consumption goods. *The Quarterly Journal of Economics* 78(3), 471–477.
- Weiss, A. A. (1993). A bivariate ordered probit model with truncation : Helmet use and motorcycle injuries. *Applied statistics*, 487–499.
- Weiss, R. E. (1995). The influence of variable selection : a bayesian diagnostic perspective. *Journal of the American Statistical Association* 90(430), 619–625.
- Wells, S. and J. Day (2004). Application of the iucn protected area management categories in the marine environment. Technical report, IUCN.
- White, P. C., A. C. Bennett, and E. J. Hayes (2001). The use of willingness-to-pay approaches in mammal conservation. *Mammal Review* 31(2), 151–167.
- Whitehead, J., P. Groothuis, and Blomquist (1993). Testing for non-response and sample selection bias in contingent valuation. *Economics Letters* 41, 215–220.
- Whitehead, J. C. (2006). Improving willingness to pay estimates for quality improvements through joint estimation with quality perceptions. *Southern Economic Journal*, 100–111.
- Whitehead, J. C., T. C. Haab, and J.-C. Huang (1998). Part-whole bias in contingent valuation : Will scope effects be detected with inexpensive survey methods? *Southern Economic Journal*, 160–168.

- Whittington, D. (2002). Improving the performance of contingent valuation studies in developing countries. *Environmental and resource economics* 22(1-2), 323–367.
- Whittington, D., J. Briscoe, X. Mu, and W. Barron (1990). Estimating the willingness to pay for water services in developing countries : a case study of the use of contingent valuation surveys in southern haiti. *Economic development and cultural change* 38(2), 293–311.
- Williamson, O. E. (1975). Markets and hierarchies : antitrust analysis and implications. *New York : The Free Press*.
- Willig, R. D. (1976). Consumer's surplus without apology. *The American Economic Review* 66(4), 589–597.
- Wilson, M. A. and R. B. Howarth (2002). Discourse-based valuation of ecosystem services : establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological economics* 41(3), 431–443.
- Wood, L. J., L. Fish, J. Laughren, and D. Pauly (2008). Assessing progress towards global marine protection targets : shortfalls in information and action. *Oryx* 42(03), 340–351.
- Worm, B., E. B. Barbier, N. Beaumont, J. E. Duffy, C. Folke, B. S. Halpern, J. B. Jackson, H. K. Lotze, F. Micheli, S. R. Palumbi, et al. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *science* 314(5800), 787–790.
- Xiao-Hua, Z. and W. Tu (1999). Comparison of several independent population means when their samples contain log-normal and possibly zero observations. *Biometrics* 55(2), 645–651.
- Xie, H., J. Tao, G. J. McHugo, and R. E. Drake (2013). Comparing statistical methods for analyzing skewed longitudinal count data with many zeros : An example of smoking cessation. *Journal of substance abuse treatment* 45(1), 99–108.
- Yandle, T. (2003). The challenge of building successful stakeholder organizations : New zealand's experience in developing a fisheries co-management regime. *Marine Policy* 27(2), 179–192.
- Yen, S. T. and J. Rosinski (2008). On the marginal effects of variables in the log-transformed sample selection models. *Economics Letters* 100(1), 4–8.
- Zhang, H., R. K. Gallardo, J. J. McCluskey, and E. M. Kupferman (2010). Consumers' willingness to pay for treatment-induced quality attributes in anjou pears. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 105–117.

Thèse de Doctorat

Marouene MBAREK

Évaluation Économique des Aires Marines Protégées : Apports Méthodologiques et Application aux îles Kuriat (Tunisie)

Economic Valuation of Marine Protected Areas: Methodological Perspectives and Empirical Applications to Kuriat Islands (Tunisia)

Résumé

La protection des ressources naturelles marines est un enjeu fort pour les décideurs publics. Le développement récent des aires marines protégées (AMP) contribue à ces enjeux de préservation. Les AMP ont pour objectifs de conserver les écosystèmes marins et côtiers tout en favorisant les activités humaines. La complexité de ces objectifs les rend difficiles à atteindre. L'objectif de cette thèse est de mener une analyse *ex ante* d'un projet d'une AMP aux îles Kuriat (Tunisie). Cette analyse représente une aide aux décideurs pour une meilleure gouvernance en intégrant les acteurs impliqués (pêcheur, visiteur, plaisancier) dans le processus de gestion. Pour ce faire, nous appliquons la méthode d'évaluation contingente (MEC) à des échantillons des pêcheurs et des visiteurs aux îles Kuriat. Nous nous intéressons au traitement des biais de sélection et d'échantillonnage et à l'incertitude sur la spécification des modèles économétriques lors de la mise en œuvre de la MEC. Nous faisons appel au modèle *HeckitBMA*, qui est une combinaison du modèle de Heckman (1979) et de l'inférence bayésienne, pour calculer le consentement à recevoir des pêcheurs. Nous utilisons aussi le modèle *Zero inflated ordered probit (ZIOP)*, qui est une combinaison d'un *probit* binaire avec un *probit* ordonné, pour calculer le consentement à payer des visiteurs après avoir corrigé l'échantillon par imputation multiple. Nos résultats montrent que les groupes d'acteurs se distinguent par leur activité et leur situation économique ce qui les amène à avoir des perceptions différentes. Cela permet aux décideurs d'élaborer une politique de compensation permettant d'indemniser les acteurs ayant subi un préjudice.

Mots clés

Économie de l'environnement et des ressources naturelles, Politique de conservation, Aire marine protégée, Méthode d'évaluation contingente, Moyenne bayésienne des modèles, Imputation multiple, Biais de sélection et d'échantillonnage, Pêcheurs et touristes.

Abstract

The protection of marine natural resources is a major challenge for policy makers. The recent development of marine protected areas (MPAs) contributes to the preservation issues. MPAs are aimed to preserve the marine and coastal ecosystems while promoting human activities. The complexity of these objectives makes them difficult to reach. The purpose of this work is to conduct an *ex-ante* analysis of a proposed MPA to Kuriat Islands (Tunisia). This analysis is an aid to decision makers for better governance by integrating the actors involved (fisherman, visitor, boater) in the management process. To do this, we use the contingent valuation method (CVM) to samples of fishermen and visitors to the islands Kuriat. We are interested in the treatment of selection and sampling bias and uncertainty about specifying econometric models during the implementation of the CVM. We use the model *HeckitBMA*, which is a combination of the Heckman model (1979) and Bayesian inference, to calculate the willingness to accept of fishermen. We also use the model *Zero inflated ordered probit (ZIOP)*, which is a combination of a binary *probit* with an ordered *probit*, to calculate the willingness to pay of visitors after correcting the sample by multiple imputation. Our results show that groups of actors are distinguished by their activity and economic conditions that cause them to have different perceptions. This allows policy makers to develop a policy of compensation to compensate the players who have been harmed.

Key Words

Environmental economics and natural resources, Conservation policy, Marine protected area, Contingent valuation method, Bayesian model averaging, Multiple imputation, Selection and sampling bias, Fishermen and tourists.