

Tesis doctoral

Universitat Politècnica de Catalunya · BarcelonaTech (UPC)

Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

Coral Reef Ecosystem Services Economic Valuation

Experiences From The South Pacific

Nicolas Pascal

2013

Tesis presentada para obtener el título de Doctor por la Universitat Politècnica de Catalunya

El director de la tesis:

Dr. Francesc Maynou

Centre Mediterrani d'Investigacions Marines i Ambientals (CMIMA)

Consejo Superior de Investigaciones Científicas

El co-director de la tesis:

Dr. Eric Clua

Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Forêt et des Pêches

51, Rue de Vaugirard, 75015 Paris, FRANCE

Acta de calificación de tesis doctoral

Curso académico:

Nombre y apellidos: Nicolas Pascal

DNI / NIE / Pasaporte: X957310P / 12AI00641

Programa de doctorado: CIENCIAS DEL MAR

Unidad estructural responsable del programa

Resolución del Tribunal

Reunido el Tribunal designado a tal efecto, el doctorando / la doctoranda expone el tema de la su tesis doctoral titulada: "Coral Reef Ecosystem Services Economic Valuation. Experiences From The South Pacific".

Acabada la lectura y después de dar respuesta a las cuestiones formuladas por los miembros titulares del tribunal, éste otorga la calificación:

APTA/O

NO APTA/O

Presidente/a

(Nombre, apellidos y firma)

Secretario/a

(Nombre, apellidos y firma)

Vocal

(Nombre, apellidos y firma)

_____, _____ de _____ de _____

El resultado del escrutinio de los votos emitidos por los miembros titulares del tribunal, efectuado por la Escuela de Doctorado, a instancia de la Comisión de Doctorado de la UPC, otorga la MENCIÓN CUM LAUDE:

SÍ

NO

Presidente/a de la Comisión de Doctorado

(Nombre, apellidos y firma)

Secretaria de la Comisión de Doctorado

(Nombre, apellidos y firma)

Barcelona a _____ de _____ de _____

Index

INDEX.....	IV
LIST OF TABLES.....	IX
LIST OF FIGURES.....	XI
LIST OF MAPS.....	XII
REMERCIEMENTS.....	XIII
LIST OF ACRONYMS.....	XVII
ABSTRACT.....	XIX
A. GENERAL INTRODUCTION.....	1
A.1 ECONOMIC VALUATION OF CORAL REEF ECOSYSTEMS IN THE PACIFIC.....	1
A.1.1 MARKET EXTERNALITIES.....	1
A.1.2 ECONOMIC VALUATION OF ECOSYSTEM SERVICES.....	2
A.1.3 CORAL REEFS AND SOUTH PACIFIC COUNTRIES.....	12
A.2 AN OVERVIEW OF THE CHALLENGES OF CRESV.....	15
A.2.1 TRANSMIT A CORRECT SIGNAL ABOUT ECOSYSTEM SERVICES.....	15
A.2.2 TAKE IN ACCOUNT PACIFIC SPECIFICITIES.....	19
A.2.3 INCREASE THE INFLUENCE ON POLICY.....	20
A.3 OBJECTIVES AND STRUCTURE OF THE THESIS.....	23
A.3.1 OBJECTIVES.....	23
A.3.2 STRUCTURE.....	24
B. EVALUATION ECONOMIQUE DES SERVICES RENDUS PAR LES ECOSYSTEMES CORALLIENS DE NOUVELLE CALEDONIE.....	27
B.1 INTRODUCTION.....	27
B.2 OBJECTIF.....	28
B.3 CONTEXTE SOCIO-ECOLOGIQUE DE LA NOUVELLE-CALEDONIE.....	28
B.3.1 GEOGRAPHIE.....	29
B.3.2 HABITATS.....	31
B.3.3 MANGROVE.....	32
B.3.4 HERBIERS.....	32

B.3.5	ALGUERAIES.....	33
B.3.6	LE VIVANT	33
B.3.7	INSCRIPTION UNESCO	34
B.3.8	POPULATION ET SOCIÉTÉ	34
B.3.9	EVOLUTION POLITIQUE.....	37
B.3.10	ECONOMIE	37
B.3.11	L'ECONOMIE DE SUBSISTANCE KANAK :	38
B.4	METHODE.....	41
B.4.1	APPROCHE GENERALE.....	41
B.4.2	VALEUR ECONOMIQUE TOTALE, VALEUR AJOUTEE ET VALEUR FINANCIERE:	43
B.4.3	CHOIX METHODOLOGIQUES.....	44
B.4.4	CONSOLIDATIONS DES RESULTATS	47
B.5	APPROCHE METHODOLOGIQUE DETAILLEE	49
B.5.1	PECHE (ES 1,2,3 ET 4)	49
B.5.2	TOURISME (ES 5, 6 ET 7)	77
B.5.3	RECHERCHE ET EDUCATION (ES 8).....	94
B.5.4	PROTECTION COTIERE (ES 9)	96
B.5.5	BIO-PROSPECTION (ES 10).....	102
B.5.6	PIEGE DE CO2 (ES 11)	112
B.5.7	AUTRES SERVICES EVALUES	115
B.6	RESULTATS.....	117
B.6.1	CONSOLIDES.....	117
B.6.2	PECHE (ES 1 A ES 4).....	121
B.6.3	TOURISME (ES 5 À ES 7).....	135
B.6.4	RECHERCHE ET EDUCATION (ES 8)	145
B.6.5	PROTECTION COTIERE (ES 9)	145
B.6.6	BIO-PROSPECTION (ES 10).....	147
B.6.7	PIEGE DE CO ₂ (ES 11).....	149
C.	<u>ECONOMIC VALUATION OF BENEFITS OF CORAL REEF MARINE RESERVE, NORTH EFATE,</u>	
	<u>VANUATU.....</u>	152
C.1	INTRODUCTION.....	152
C.1.1	COMMUNITY-BASED MPA IN PACIFIC CONTEXT.....	152
C.1.2	SOUTH PACIFIC COMMUNITY-BASED MARINE PROTECTED AREAS.....	152
C.1.3	FROM THEORY TO REALITY: WHAT DO WE KNOW REALLY ABOUT MPAS BENEFITS FOR PEOPLE?.....	153

C.1.4	MPAs AND THE AFD IN THE PACIFIC	156
C.1.5	OBJECTIVES	156
C.2	METHOD	157
C.2.1	GENERAL APPROACH	157
C.2.2	SELECTION OF MPA SITES.....	157
C.2.3	VALIDATION OF CONTROL SITES.....	166
C.2.4	SELECTED ES IMPACTED BY MPA	170
C.2.5	SPATIAL PERIMETER OF ANALYSIS.....	170
C.2.6	VALUATION METHODS.....	172
C.2.7	MPA IMPACTS ON FISHERY PRODUCTIVITY (OR SPILLOVER EFFECT).....	174
C.2.8	ECONOMIC VALUATION OF IMPACTS ON SUBSISTENCE FISHERY (ES 1)	177
C.2.9	ECONOMIC VALUATION OF IMPACTS ON COMMERCIAL FISHERY (ES 2)	180
C.2.10	DETAILS OF METHOD COMMON TO BOTH FISHERIES	182
C.2.11	MPA IMPACTS ON TOURISM VISIT MOTIVATIONS.....	183
C.2.12	ECONOMIC VALUATION OF IMPACTS ON TOURISM (ES 3)	184
C.2.13	ECONOMIC VALUATION OF IMPACTS ON COASTAL PROTECTION (ES 4)	186
C.2.14	ECONOMIC VALUATION OF THE IMPACTS ON BIODIVERSITY (ES 5)	202
C.2.15	ECONOMIC VALUATION OF IMPACTS ON SOCIAL CAPITAL (ES 6).....	204
C.2.16	IMPACTS OF MPA ON THE VILLAGE ECONOMY	205
C.2.17	COSTS OF MPAS	206
C.2.18	FINANCIAL ANALYSIS	207
C.3	RESULTS.....	212
C.3.1	CONSOLIDATED RESULTS.....	212
C.3.2	FISHERY SECTOR (ES1 AND ES2)	214
C.3.3	TOURISM SECTOR (ES3).....	216
C.3.4	VILLAGE GROSS DOMESTIC INCOME.....	217
C.3.5	IMPACTS OF MPA ON FISHERY PRODUCTIVITY (SPILLOVER)	218
C.3.6	ECONOMIC IMPACTS OF MPA ON FISHERIES (ES 1 AND ES 2).....	221
C.3.7	MPA IMPACTS ON TOURISM VISIT MOTIVATIONS	222
C.3.8	ECONOMIC IMPACTS OF MPA ON TOURISM (ES 3).....	223
C.3.9	ECONOMIC IMPACTS OF MPA ON COASTAL PROTECTION ECOSYSTEM SERVICE (ES 4)	224
C.3.10	ECONOMIC IMPACTS OF MPA ON BEQUEST VALUE (ES 5).....	226
C.3.11	ECONOMIC IMPACTS OF MPA ON THE SOCIAL, HUMAN AND PHYSICAL CAPITAL (ES 6)	228
C.3.12	COSTS OF MPAS	229
C.3.13	EX-POST FINANCIAL ANALYSIS: P&L, B/C RATIO AND ROI.....	231

C.3.14	SCENARIOS.....	233
C.3.15	PROJECTED FINANCIAL ANALYSIS.....	234
C.3.16	SENSITIVITY ANALYSIS	235
C.4	CONCLUSIONS	237
C.4.1	INVESTMENT DESCRIPTION	237
C.4.2	INVESTMENT APPRAISAL	238
D.	GENERAL DISCUSSION	242
D.1	RESULTS INTERPRETATION.....	243
D.1.1	RELATIVE IMPORTANCE AND WEIGHT OF ES IN THE ECONOMIES OF SOUTH PACIFIC ISLANDS	243
D.1.2	THE VALUE OF ES FROM SOUTH PACIFIC CORAL REEFS, COMPARED TO OTHER CORAL REGIONS.....	245
D.1.3	BENEFITS OF MPA, COMPARED TO OTHER CORAL REGIONS	246
D.2	TRANSMIT A CORRECT SIGNAL ABOUT ECOSYSTEM SERVICES	248
D.2.1	OBSERVED VALUES VERSUS OPTION, OPTIMUM AND BEST USE VALUES	248
D.2.2	SHADOW PRICES	254
D.2.3	SPATIAL DISTRIBUTION OF ECOSYSTEM PROCESSES AND SERVICES.....	255
D.2.4	PRODUCTION FUNCTION.....	260
D.2.5	INSURANCE AND RESILIENCE ROLE NOT REFLECTED	264
D.2.6	MULTIPLIERS.....	265
D.2.7	BENEFIT TRANSFER.....	266
D.2.8	PROJECTIONS OF ECOSYSTEM SERVICES VALUATION	268
D.2.9	DATA COLLECTION METHODS FOR QUANTITATIVE VALUATIONS IN THE SOUTH PACIFIC CONTEXT.....	271
D.2.10	PRIORITY TO MAKE “VISIBLE” ALL THE ECOSYSTEM SERVICES.....	272
D.2.11	SENSITIVITY ANALYSIS.....	272
D.3	POLICY INFLUENCE.....	274
D.3.1	FINANCIAL INDICATORS.....	274
D.3.2	OBSERVED INFLUENCE ON POLICY MAKERS.....	275
D.3.3	ESV AND COMPENSATIONS.....	281
E.	CONCLUSIONS	284
F.	ANNEX.....	288
F.1	APPENDIX 1: PACIFIC CONTEXT	288
F.2	ANNEXE 2: CARTE DES RÉCIFS CORALLIENS DE NOUVELLE-CALÉDONIE	290
F.3	ANNEXE 3: DISTRIBUTION SPATIALE DE LA VALEUR DES SE DES RÉCIFS CORALLIENS DE NOUVELLE-CALÉDONIE.....	291

F.4	APPENDIX 4: DESCRIPTION OF SELECTED STUDIES FROM CBA META-ANALYSIS	298
F.5	APPENDIX 5: STATISTICS RESULTS OF MPA EFFECTS ON CPUEs AND OTHER BIOLOGICAL INDICES	301
F.5.1	VARIATION PARTITIONING	301
F.5.2	FISH ABUNDANCE DATA	301
F.5.3	FISH BIOMASS DATA.....	302
F.5.4	CONCLUSION	303
F.6	APPENDIX 6: PARTIAL RDA	304
F.6.1	FISH BIOMASS DATA.....	304
F.6.2	BIOMASS DATA EXPLAINED BY 3 SUBSETS OF EXPLANATORY VARIABLES:.....	306
F.6.3	BIOMASS DATA EXPLAINED BY 2 SUBSETS OF EXPLANATORY VARIABLES:.....	307
G.	REFERENCES	309

List of tables

<i>Tableau B-1: Estimations démographiques par typologie de résidence et par provinces.....</i>	<i>36</i>
<i>Tableau B-2: Multiplicateurs estimés pour la Nouvelle Calédonie. Détails par secteur d'activité</i>	<i>46</i>
<i>Tableau B-3: Méthodologie employée pour la monétarisation des SE d'usages extractifs.....</i>	<i>50</i>
<i>Tableau B-4: Évaluation du service de la pêche récifo-lagonaire</i>	<i>51</i>
<i>Tableau B-5: Principaux métiers de pêche récifo-lagonaire en Nouvelle-Calédonie</i>	<i>52</i>
<i>Tableau B-6: Facteurs de correction maximum appliqués aux volumes de pêche déclarés</i>	<i>55</i>
<i>Tableau B-7: Dépenses monétaires annuelles par ménage CFP, 2008.....</i>	<i>56</i>
<i>Tableau B-8: Circuits de commercialisation des produits de la mer.....</i>	<i>57</i>
<i>Tableau B-9: Estimations des Valeurs Ajoutées par acteur de la pêche commerciale. Détails par provinces.</i>	<i>58</i>
<i>Tableau B-10: Estimation des principaux engins de pêche utilisés</i>	<i>61</i>
<i>Tableau B-11: Présentation des estimations utilisées pour la pêche vivrière (kg/capita/an).....</i>	<i>63</i>
<i>Tableau B-12: Principales familles de poissons ciblées par la pêche vivrière.....</i>	<i>64</i>
<i>Tableau B-13: Valeur ajoutée par typologie de pêche vivrière (sans le coût du temps humain).</i>	<i>65</i>
<i>Tableau B-14: Valeur des importations reliées aux embarcations sur la Nouvelle-Calédonie.....</i>	<i>70</i>
<i>Tableau B-15: Méthodes de monétarisation des SE des usages directs non-extractifs</i>	<i>78</i>
<i>Tableau B-16: Taux d'occupation moyens estimés des gîtes et hôtels par provinces</i>	<i>91</i>
<i>Tableau B-17: Méthode pour l'évaluation du service de protection du littoral</i>	<i>98</i>
<i>Tableau B-18: Caractéristiques physiques du littoral et degré de protection (extrait de Burke et al. (2008)).</i>	<i>100</i>
<i>Tableau B-19: Méthode de monétarisation du service de bio-prospection</i>	<i>108</i>
<i>Tableau B-20: Valeurs des paramètres utilisées pour le service de bio-prospection.....</i>	<i>111</i>
<i>Tableau B-21: Principaux paramètres utilisés pour le service de séquestration du carbone</i>	<i>113</i>
<i>Tableau B-22: Prix du marché EU—ETS , 2004-2009. Prix au 30/12/11: 6,70€/t</i>	<i>114</i>
<i>Tableau B-23: Valeur financière totale des services écosystémiques des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie.....</i>	<i>118</i>
<i>Tableau B-24: La pêche récifo-lagonaire en Nouvelle-Calédonie. (Tonnes, Millions F Cfp)</i>	<i>121</i>
<i>Tableau B-25: Captures de la pêche récifo-lagonaire commerciale professionnelle et non-professionnelle (2008).</i>	<i>124</i>
<i>Tableau B-26: Chiffre d'affaires et valeur ajoutée de la pêche commerciale en Nouvelle-Calédonie</i>	<i>125</i>
<i>Tableau B-27: Distribution (%) des captures non-commerciales entre pêche vivrière et loisir.</i>	<i>127</i>
<i>Tableau B-28: Volumes et valeur ajoutée des captures de la pêche vivrière en Nouvelle-Calédonie.....</i>	<i>127</i>
<i>Tableau B-29: Attributs des embarcations immatriculées en 2008 en Nouvelle-Calédonie</i>	<i>128</i>
<i>Tableau B-30: Dépenses moyennes d'une embarcation de pêche loisir.....</i>	<i>128</i>
<i>Tableau B-31: Caractéristiques de la flotte de pêche de loisir et des dépenses associées.....</i>	<i>128</i>
<i>Tableau B-32: Valeur ajoutée des dépenses de la pêche de loisir en Nouvelle-Calédonie.</i>	<i>129</i>
<i>Tableau B-33: Volumes et valeur ajoutée des captures et dépenses de la filière nautisme de plaisance liée à la pêche.</i>	<i>129</i>
<i>Tableau B-34: Contenus des estomacs des principales espèces pélagiques de Nouvelle-Calédonie</i>	<i>131</i>
<i>Tableau B-35: Pêche hauturière et contribution des récifs néo-calédoniens</i>	<i>131</i>
<i>Tableau B-36: Aspects sociaux de la pêche récifo-lagonaire Nouvelle-Calédonie (différentes métriques).....</i>	<i>134</i>
<i>Tableau B-37: Valeur ajoutée du tourisme lié aux récifs coralliens en Nouvelle-Calédonie.....</i>	<i>135</i>
<i>Tableau B-38: Principaux attributs influençant le choix des sites de plongées et le niveau de satisfaction.....</i>	<i>138</i>
<i>Tableau B-39: Valeurs ajoutées des activités de plongée, de tourisme nautique et de nautisme de plaisance.</i>	<i>140</i>
<i>Tableau B-40: Usagers du tourisme nautique en Nouvelle-Calédonie (2008- Différentes sources).....</i>	<i>140</i>
<i>Tableau B-41: Immatriculations d'embarcations de plaisance en Nouvelle-Calédonie (2008).....</i>	<i>141</i>
<i>Tableau B-42: Caractéristiques de la flotte de plaisance sans activité de pêche de loisir.....</i>	<i>141</i>
<i>Tableau B-43: Valeur ajoutée du nautisme de plaisance (non liée à la pêche).....</i>	<i>141</i>
<i>Tableau B-44: Distributions des arrivées de touristes par catégorie d'usages des récifs (valeurs maximales).....</i>	<i>142</i>
<i>Tableau B-45: Nombre de touristes par catégorie d'usages des récifs</i>	<i>142</i>
<i>Tableau B-46: Valeurs ajoutées des dépenses du tourisme non-résident attribuable aux récifs coralliens.....</i>	<i>143</i>
<i>Tableau B-47: Paramètres des dépenses associées des usagers résident.....</i>	<i>143</i>

<i>Tableau B-48: Valeurs ajoutées des dépenses associées du tourisme résident attribuable aux récifs coralliens.....</i>	<i>143</i>
<i>Tableau B-49: Valeur du service de recherche et éducation lié aux récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie.....</i>	<i>145</i>
<i>Tableau B-50: Facteurs de contribution du récif dans la protection du littoral contre la houle.</i>	<i>146</i>
<i>Tableau B-51: Service écosystémique de protection contre la houle en Nouvelle-Calédonie.....</i>	<i>147</i>
<i>Tableau B-52: Valeur d'option du service de bio-prospection.</i>	<i>148</i>
<i>Tableau B-53: Valeur du service de séquestration de carbone par les écosystèmes associés.</i>	<i>150</i>
<i>Table C-1: Status of science knowledge about MPA effects. Adapted from Mumby and Steneck (2008a)</i>	<i>155</i>
<i>Table C-2: Socio-ecological context of the villages (descriptions in the text).....</i>	<i>159</i>
<i>Table C-3: Description of the main fishery management rules (modern and traditional)</i>	<i>160</i>
<i>Table C-4: MSA analysis for MPA sites (Emua, Piliura) and control sites (Nekapa, Saama).</i>	<i>167</i>
<i>Table C-5: Fishing effort index based on selected criteria.....</i>	<i>167</i>
<i>Table C-7: Description of the 5 main selected ES and MPA impacts involved in the study (Details in the text).....</i>	<i>170</i>
<i>Table C-8: Damages influencing flood characteristics (Messner et al., 2007)</i>	<i>192</i>
<i>Table C-9 : The calculation of the CPI (Coastal Protection Index) based on characteristics of the coastline.....</i>	<i>193</i>
<i>Table C-10 : Typology of flood damages with examples (Messner et al., 2007).....</i>	<i>196</i>
<i>Table C-11: Parameters used in projections</i>	<i>207</i>
<i>Table C-12: MPA economic valuation of impacts. Consolidated results. Year 2009 , Annual figures. Added values.....</i>	<i>212</i>
<i>Table C-13: Estimated yields for the reef fisheries during the year 2009.</i>	<i>215</i>
<i>Table C-14: Estimated added values for the tourism sector (ES3). Annual figures for 2009.....</i>	<i>216</i>
<i>Table C-15: Consolidated results of village monetary and non-monetary needs.....</i>	<i>217</i>
<i>Table C-16: Estimates of MPA impacts on fishery yields in volume (kg) and added value (€).....</i>	<i>221</i>
<i>Table C-17: Contributing factor of MPA in tourism activities</i>	<i>222</i>
<i>Table C-18: Estimates of MPA impacts on tourism added value (ES 3)</i>	<i>223</i>
<i>Table C-19: The calculation of the CPI (Coastal Protection Index) based on characteristics of the coastline.....</i>	<i>225</i>
<i>Table C-20: Coastal protection index and weight of coral reef.....</i>	<i>225</i>
<i>Table C-21: Main factors used in the avoided damage valuation</i>	<i>226</i>
<i>Table C-22: Parameters used in valuation of the coastal protection ecosystem service and MPA contribution.....</i>	<i>226</i>
<i>Table C-23: Variables used for the transfer benefit approach</i>	<i>227</i>
<i>Table C-24: Estimates of bequest values (annual figures) and MPA contribution.....</i>	<i>227</i>
<i>Table C-25: Total annual costs for each MPA (description in the text).....</i>	<i>229</i>
<i>Table C-26: Details of MPA costs.....</i>	<i>230</i>
<i>Table C-27: MPA Profit & Loss statement for 2009.....</i>	<i>232</i>
<i>Table C-28: MPA Net Present Values from cost-benefit analysis.</i>	<i>232</i>
<i>Table C-29: RoI and B/C ratios for each MPA. Based on historic values starting from MPA creation to 2009.</i>	<i>233</i>
<i>Table C-30: Projected values at 25 years for fishery and tourism sector.</i>	<i>234</i>
<i>Table C-31: Present values of benefits and costs of MPA (25y , discount rate=10%).....</i>	<i>234</i>
<i>Table D-1: Summary of South Pacific CRESVs.</i>	<i>244</i>
<i>Table D-2: Comparison of values (US\$) for ecosystem services from coral reefs in the South Pacific and other regions</i>	<i>246</i>
<i>.....</i>	
<i>Table D-3: Main attributes in destination choice for scuba diving industry</i>	<i>252</i>
<i>Table D-4: Scale of Ecosystem Services</i>	<i>258</i>
<i>Table D-5: Tentative dependency links between ecosystem services and ecological attributes.....</i>	<i>261</i>
<i>Table D-6: Tourism and Fisheries Economic Multipliers (From François et al. (2012)).....</i>	<i>265</i>
<i>Table D-7: Choice of Discount Rate and Time Horizon in the Reviewed Literature</i>	<i>271</i>
<i>Table F-1: Description of case studies analysed in the review (François et al., 2012).....</i>	<i>300</i>

List of figures

Figure A-1: Classification of ecosystem services.....	4
Figure A-2: Coral reef ecosystem services classification through Total Economic Valuation (details in the text).....	5
Figure A-3: Methods of economic valuation.....	8
Figure A-4: Ecosystem processes and services from coral reefs.....	16
Figure B-1: Surfaces récifales de grands complexes Néo-Calédonien.....	31
Figure B-2: Distribution de la population par communes (Isee 2004).....	35
Figure B-3: Classification des services générés par les écosystèmes coralliens.....	41
Figure B-4: Etapes d'analyse pour les services écosystémiques sélectionnés	45
Figure B-5: Description du secteur pêche en Nouvelle-Calédonie	49
Figure B-6: Organisation de la commercialisation des produits récifo-lagonaires (hors import/export).....	53
Figure B-8: Facteurs de distinction entre pêche vivrière et pêche de loisir.....	60
Figure B-9: Monétarisation du service tourisme	79
Figure B-10: Arrivée de touristes dans les pays du Pacifique (2006). (ISEE, 2008a)	80
Figure B-11: Distribution par typologie de tourisme (2008). Adapté de Isee (2008)	80
Figure B-12: Arrivées des visiteurs 1980-2008 - Source ISEE et PAF	81
Figure B-13: Dépenses locales des touristes (Adapté de ISEE (2008)).....	86
Figure B-14: Distribution des dépenses touristiques par résidence d'origine. (Isee, 2008b).....	89
Figure B-15: Evolution du taux d'occupation hôtelière de la Province Sud.....	91
Figure B-16: Rôle des récifs comme absorbeurs d'énergie de la houle.	96
Figure B-17: Effets des mangroves sur la hauteur des vagues.....	97
Figure B-18: Ingrédients actifs provenant d'organismes marins.	102
Figure B-19: Composés marins par phyla (Extrait de (Hunt and Vincent, 2006)).....	103
Figure B-20: Distribution et nombre de composés marins connus dans les eaux côtières.	106
Figure B-21: Distribution de la valeur financière des services d'usages directs (ES1 à ES8) des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie (estimations maximales).....	119
Figure B-22: Distribution de la valeurs financière totale des services écosystémiques des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie (estimations maximales).....	119
Figure B-23: Distribution de la valeur financière du service de pêche récifo-lagonaire.	121
Figure B-24: Description des processus écosystémiques et services associés à la pêche.....	122
Figure B-25: Performances métabolique pour 3 types de substrats. (Done et al. 1996)	123
Figure B-26: Processus écosystémiques du récif impliqués dans la pêche hauturière et profonde.	130
Figure B-27: Processus écosystémiques du récif impliqués dans l'aquaculture de crevette	132
Figure B-29: Distribution de la valeur financière du service du tourisme attribuable aux récifs coralliens.	136
Figure B-30: Processus écosystémiques impliqués dans les services du tourisme.....	137
Figure B-31: Analyse d'images publicitaires	139
Figure B-32: Aspects sociaux du tourisme lié aux récifs coralliens en Nouvelle-Calédonie (différentes métriques).....	144
Figure B-33: Estimation des hauteurs maximales de vagues en Nouvelle-Calédonie (source : Météo-France).....	146
Figure C-1: Expected ecological processes of MPAs and main socio-economic impacts. Adapted from Pascal (2005)	154
Figure C-2: Village locations, MPA and control sites.....	158
Figure C-3: Mean Hard Bottom Composition by Protection Status, Site and Zone (NPMPA stands for Non-permanent Marine protected area and CCA for crustose coralline algae). Extracted from (Bonito et al., 2012).....	163
Figure C-4: Mean Biomass of Target Fishes by Site, Protection Status and Zone.	164
Figure C-5: Mean (a) CPUE, (b) BPUE, and (c) biomass of individual <i>Epinephelus</i> spp. \pm SE.....	165
Figure C-6: Storm surges occurring on higher mean sea levels.	186
Figure C-7 : (Above) Reef as wave energy absorber (Extracted from Kench et Brander (2009)).....	187
Figure C-8: Streamlines of mean surface wind (extracted from SOPAC, 2006).....	194
Figure C-9: Count of extreme climatic events in Fiji and Vanuatu since 1940.....	195

<i>Figure C-10: Historical Hurricane Tracks for Efate, Vanuatu – 70 years of historic data</i>	195
<i>Figure C-11: MPA economic benefit distribution</i>	212
<i>Figure C-12: Benefits of MPA on ES per villages. Based on 2009 estimated values.</i>	213
<i>Figure C-13: Stakeholder economic benefit distribution. Based on average benefits for 2009.</i>	213
<i>Figure C-14: 2009 annual MPA impacts in proportion to village annual GDI.</i>	214
<i>Figure C-15: Mean CPUEs for gillnets (n=76hours) and speargun fishing (n=170h) at different locations.</i>	218
<i>Figure C-16: Size distribution of the catches from different locations.</i>	219
<i>Figure C-17: Average weight of catches for different families.</i>	219
<i>Figure C-18: Partition of variation in RDA (explications in the text)</i>	220
<i>Figure C-19: Advertising Image Analysis based on 21 media support and 151 images.</i>	222
<i>Figure C-20: MPA operational cost distribution (2009)</i>	231
<i>Figure C-21: MPA cost benefit analysis and Return on Investment,</i>	233
<i>Figure C-22: MPA Cost Benefit analysis and Return on Investment,</i>	235
<i>Figure C-23: sensitivity analysis to main uncertainties on impact estimates</i>	236
<i>Figure C-24: sensitivity analysis to discount rate (t= 10%, 7% and 5%)</i>	236
<i>Figure C-25: MPA economic benefit distribution</i>	238
<i>Figure C-26: MPA Return on Investment after 5 years of activity</i>	239
<i>Figure D-1: Attributes associated with reef-related tourism</i>	253
<i>Figure D-2: spatial perimeter of ecosystem services (extracted from Balmford et al. (2008))</i>	256
<i>Figure D-3: Ecological links between the three ecosystems . Source: Moberg and Folke (1999)</i>	259
<i>Figure D-4: Comparison between ecological and economic indices of biodiversity.</i>	265
<i>Figure F-1: South Pacific map</i>	289
<i>Figure F-2: Répartition des grands complexes récifaux autour de la Nouvelle-Calédonie</i>	290

List of maps

<i>Carte F.3-1: Distribution spatiale des valeurs ajoutées des principaux services écosystémiques</i>	291
<i>Carte F.3-2: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service de la pêche et du tourisme</i>	292
<i>Carte F.3-3: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service consolidé de la pêche récifo-lagonaire</i>	293
<i>Carte F.3-4: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service de la pêche commerciale récifo-lagonaire</i>	294
<i>Carte F.3-5: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service de la pêche récifo-lagonaire de loisir</i>	295
<i>Carte F.3-6: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service de la pêche récifo-lagonaire vivrière</i>	295
<i>Carte F.3-7: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service du tourisme</i>	296
<i>Carte F.3-8: Distribution spatiale de la valeur économique du service de protection côtière (Mfcfp)</i>	297

Remerciements

Comme pour la majorité des projets, la finalisation de cette thèse, commencée en 2006, est le résultat d'une combinaison de circonstances favorables, de l'appui opportun de plusieurs personnes et d'une dose personnelle de persistance et de passion. Pour les circonstances, il n'y a pas d'autres options que de remercier la vie et ses changements continus qui font que l'on est parfois au bon endroit au bon moment et avec les yeux ouverts. Pour les personnes, j'aimerais pouvoir remercier toutes les personnes qui ont accompagné et appuyé ce travail. Je commencerai par mon directeur de thèse, Francesc Maynou qui m'a confirmé son soutien inconditionnel depuis le début malgré une durée de rédaction de la thèse un peu longue, un sujet qui a évolué en s'éloignant de ses champs de recherche et mon parcours académique et professionnel atypique. Je le remercie aussi pour ses nombreuses relectures, ses conseils méthodologiques et ses discussions sur le monde de la recherche. Je remercie Jocelyne Ferrarris pour avoir porté sa confiance sur moi sur la base de la conviction dans mes projets quand mon curriculum scientifique était bien peu rempli. Cela a débouché sur une première mission dans le Pacifique à Tikehau et sur la création d'une amitié qui perdure aujourd'hui. Je remercie Eric Clua pour m'inviter à participer au développement de cette initiative de l'économie de l'environnement pour les récifs coralliens dans le Pacifique. Cela s'est concrétisé sous la forme de plusieurs actions (ateliers économiques, étude Vanuatu, article scientifique,...) et avec le développement d'une amitié qui s'est découverte sur et sous l'eau à travers d'une passion commune pour l'apnée (sans parler des ciguatoxines partagées). Eric, qui m'a épaulé sur divers articles scientifiques liés à ce sujet de thèse, a aussi accepté d'être co-directeur de cette thèse. Je tiens à remercier Serge Planes pour son amitié, son soutien et ses discussions à Perpignan et Mooréa sur de nombreux thèmes en référence ou non à la recherche. Je veux diriger ma reconnaissance à Bernard Salvat et René Galzin pour leur insistance lors de nos rencontres pour que je termine ma thèse.

Je voudrais donner un remerciement spécial à Yann Laurans et Olivier François pour la rédaction conjointe de deux articles ainsi qu'à Gilbert David, Thomas Binet, Luke Brander, Dominique Rojat et Andrew Seidl qui ont participé à ces articles et contribué à certains des contenus de cette thèse.

De même, je pense important de reconnaître l'importance de toutes les discussions maintenues avec de nombreuses personnes sur les approches économiques et qui ont produit les idées et réflexions développées dans ce travail. La liste est longue et non exhaustive: Annie Aubanel, Tamatoa Bambridge, Luke Brander, Mahé Charles, Aude Chenet, Thierry Clément, Christian Chaboud, François Féral, Catherine Gabrié, Hugh Govan, Nathalie Hilmi, Jean-Brice Herrenschmidt, Arthur Katosky, Paula Holland, Marc Léopold, Jean-Baptiste Marre, Linwood Pendleton, Philippe Méral, Jan Steffen, Touasi Tiwok, Caroline Vieux, Clive Wilkinson

Plus qu'un remerciement, j'envoie de la reconnaissance à ma compagne, Alejandra, qui a bien voulu s'adapter à tous les changements provoqués par ce travail ainsi qu'à la vie en communauté isolée (avec tout ce que cela implique) pendant le temps du projet Vanuatu. Mes trois filles, Inès, Laïa et Ona ont grandi (sans s'en rendre compte) avec cette thèse.

Remerciements pour l'étude de Nouvelle Calédonie:

Cette étude est le résultat de financements majoritairement assurés par l'Initiative Française pour les récifs coralliens (IFRECOR) sous le programme Thème d'Intérêt Transversal « socio-économie » des récifs et complétés (i) par la direction de l'environnement de la Province Sud et, (ii) le programme CRISP sous la composante 3A.

L'étude n'aurait pu avoir de tels résultats sans l'appui de nombreuses personnes et institutions. L'étude ayant couvert de nombreux secteurs différents la liste des personnes rencontrées lors de l'étude est longue et je m'attacherai à rendre ces remerciements les plus exhaustifs possible.

Je remercie les représentants des commanditaires Messieurs Pierre-Yves Vion, Lionel Garde, François Devinck et Eric Clua pour la confiance témoignée dès la formalisation de la prestation.

Je tiens à remercier tout particulièrement l'équipe de L'ISEE de Nouvelle-Calédonie qui m'a facilité amplement l'accès à leurs données et a entrepris des analyses spécifiques pour cette étude. Je remercie ainsi l'appui de Mesdames Elise Desmazures, Christiane Jone, Cecile Menard, Anne Rosaire et Christel Valentini.

Les Services des Pêches des Provinces ont fourni des données précieuses pour la mise en œuvre de cette étude. Je tiens à remercier tout particulièrement Madame et Messieurs Bernard FAO de la Province Sud et Nathalie BAILLON et Nathaniel Cornuet de la Province Nord.

Les réunions du comité technique local de l'IFRECOR ont permis d'orienter efficacement les efforts de l'étude et de valider les résultats intermédiaires. Les points de vue et commentaires exprimés par les différents membres ont été enrichissants.

Je veux remercier Madame Naig Cozannet de L'Agence Française pour le Développement pour son invitation dans une conférence grand public organisée en Novembre sur le capital naturel de la Nouvelle-Calédonie afin de présenter les résultats de l'étude.

Monsieur Pascal Sébastien Dumas de l'Université de Nouvelle-Calédonie a facilité la sélection d'une équipe d'enquêteurs pour les enquêtes de la zone côtière Ouest et je l'en remercie.

Je tiens aussi à remercier les institutions suivantes: Bureau du Tourisme des Provinces Nord et Sud, Service du développement économique DEFE de la Province Sud, Gouvernement de Nouvelle-Calédonie, Chambre de Commerce et d'Industrie, Direction des Technologies et des Services de l'Information, Service de la Mer et de la Protection du Lagon de la direction de l'environnement de la Province Sud, L'Université de Nouvelle-Calédonie, l'Ifremer, l'unité de recherche Coréus de l'IRD, le secrétariat général de la Communauté du Pacifique (CPS), L'Agence Française pour le Développement et L'ADECAL.

Derrière ces institutions se trouvent des personnes que je remercie personnellement: Valérie Allain, Michel Allenbach, Jean-Claude Angué, Benoît Beliaeff, Régis Etaix Bonnin, Damien Buisson, Lauretta Burke, Olivier Chardin, Pablo Chavance, Emmanuel Coutures, Gilbert David, Cécile Debitus, Pascal Dumas, Pascal Sébastien Dumas, Lionel Gardes, Frédéric Guillard, Nicolas Guillemot, Jean Brice Herrenschmidt, Matthieu Juncker, Mecki Kronen, Anne Le Leizour, Julie Laronde, Hugues Lemonnier, Morgan Mangeas, Marita Manley, Claude Payri, Dominique Pelletier, Laurent Wantiez, Antoine Wickel, et tous les pêcheurs et opérateurs touristiques rencontrés.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance et ma sympathie au programme CRISP, à Aude Chenet, Claire Dupré et à Marie-Charlotte Jumel de l'Ifremer pour m'avoir facilité les conditions de travail lors de mes séjours sur Nouméa.

La cartographie a été réalisée par Sylvain Broucke et Antoine Wickel du GIE océanide.

Je souhaite exprimer une reconnaissance spéciale à Monsieur Marc Léopold et Madame Jocelyne Ferraris pour m'avoir communiqué l'existence de ce dossier.

Remerciements pour l'étude de Vanuatu:

Cette étude est le résultat de financements assurés par le programme CRISP (Coral Reef InitiativeS for the Pacific) avec l'appui technique de l'Agence Française de développement (AFD) en la personne de Dominique Rojat.

L'étude n'aurait pu avoir de tels résultats sans l'appui de nombreuses personnes et institutions.

Je remercie les représentants des commanditaires Messieurs Eric Clua et Dominique Rojat pour la confiance témoignée dès la formalisation de la prestation.

Je remercie aussi les département des pêches et de l'environnement du gouvernement du Vanuatu pour leur appui institutionnel et technique lors de la phase de montage de l'étude et lors des premières restitutions de résultats. Je remercie également le réseau NgunaPele MPA et l'ONG FSPV (Foundation for the Peoples

of the South Pacific –Vanuatu) pour leur accueil, leur coopération et la mise à disposition d'un logement sur un des sites d'études (Unakap).

Je tiens à remercier tout particulièrement tous les membres des équipes qui sont intervenus dans les collectes (souvent longues) de données sur sites. Ainsi je remercie toute l'équipe des pêcheurs pour leur temps et coopération (Ronnett, Morris, Piter, Thomas, Jonas, Moises, Gilles, Obeit, Eddy), l'équipe en charge de l'évaluation écologique (Eric Clua) qui s'est déplacée depuis Nouméa et enfin, l'équipe des acteurs touristiques (Kenneth, Leipakoa, David, Morri). Un remerciement s'adresse aussi aux personnes impliquées dans l'analyse statistique des données de pêche (François Gillet).

Je remercie aussi le bureau des Statistiques du Vanuatu pour leur appui sur les enquêtes au ménage et pour partager certaines de leurs données. Je tiens à remercier le service culturel de l'Ambassade de France pour son appui institutionnel et légal. De même, les échanges avec le Vanuatu Kulturel Senta (VKS) à travers de Marcelin Abong ont permis d'affiner certains aspects de l'étude.

Un remerciement se dirige aussi aux villageois d'Unakap qui ont bien voulu m'accueillir avec ma famille et nous permettre de les accompagner chez eux.

List of acronyms

ADB	Asian Development Bank
AFD	Agence Française de Développement
AIA	Advertising Image Analysis
ANR	Agence Nationale de la Recherche
BACI	Before-after, Control-impact
B/C	Benefit/Cost ratio
BES	Business Expenditure Survey
CA	Chiffre d'affaires
CAP	Consentement à Payer
CAS report	Chevassus-Au-Louis report
CBA	Cost-Benefit Analysis
CBM	Community Based Management
CCI	Chambre de Commerces et d'Industries
CI	Consommations intermediaires
CNMI	Common-wealth of the Northern Mariana Islands
COM	Collectivités d'Outre-Mer
COT	Crown-of-Thorn
CPS	Secrétariat Général de la communauté du Pacifique
CPUE	Catch-Per-Unit-of-Effort
CRESV	Coral Reef Ecosystem Services Valuation
CRISP	Coral Reef InitiativeS for the Pacific
DENV	Direction de l'environnement
DRN	Direction des Ressources Naturelles
EIA	Environmental Impact Assessment
ES	Ecosystem Services
EU-ETS	European Union Emissions Trading System
Ffcp	Franc du Pacifique (Xpf)
FEGS	Final Ecosystem
FFEM	Fonds Français pour l'Environnement Mondial
FSPV	Foundation for the Peoples of the South Pacific Vanuatu
GDI	Gross Domestic Income
GDP	Gross Domestic Product
HIES	Household Income and Expense Survey
IFEECOR	Initiative Française pour les Récifs Coralliens
IFREMER	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
IPBES	Intergovernmental Plateform of Biodiversity and Ecosystem Services
IPCC	IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change
IRD	Institut de Recherche pour le Développement
IRR	Internal Rate of Return
ISEE	Institut de la Statistique et des ftudes fconomique
IUCN	International Union for Conservation of Nature
LMMA	Locally Marine Managed Area
MEA	Millenium Ecosystem Assessment
MEEDTL	Ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement

MMA	Marine Managed Area
MOM	Ministère d'Outre-Mer
MPA	Marine Protected Area
MSY	Maximum Sustainable Yield
NGO	Non Governmental Organisation
NPV	Net Present Value
OCDE	Organisation for Economic Co-operation and Development
PAF	Police-aux-frontières
PES	Payment for Ecosystem Service
PIB	Produit Interieur Brut
PICTs	Pacific Island Countries and Territories
PIL	Province des Iles
PMT	Palme Masque Tuba
PN	Province Nord
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
PPP	Purchasing Power Parity
PROCFISH	Pacific Coastal Fisheries Assessment
PS	Province Sud
RDA	Redundancy Analysis
Roi	Return on Investment
SMMTP	Service de la Marine Marchande et des Peches Maritimes
SOPAC	Pacific Islands Applied GeoScience Commission
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
TEK	Traditional Ecological Knowledge
TEV	Total Economic Value
TOM	Territoire d'Outre-Mer
TPI	Tourism Penetration Index
UNC	Université Nouvelle-Calédonie
UVC	Underwater Visual Census
VA	Valeur Ajoutée
VKS	Vanuatu Kultural Senta
VUV	Vatu
WTP	Willingness To Pay
ZEE	Zone Economique Exclusive

Abstract

Economic approaches through ecosystem services (ES) valuation are increasingly recommended by several multilateral agencies and conservation organisations to face main market externalities affecting biodiversity in general and coral reef ecosystems. Nonetheless, the ES approach is recent and still has to prove its effectiveness for policymaking and design of market based instruments. In this dissertation, we will analyse the experience of two economic valuations of coral reef ecosystems in the Pacific focusing on two aspects. The first is to evaluate if current methods of Coral Reef Ecosystem Services Valuation (CRESV) permits to transmit a correct signal about ES and the second is to assess the impacts of results on policy-making and market externalities.

The first study is the economic valuation of the coral reef ecosystems of New Caledonia. Financed by French Ministries of Environment and Oversea Territories, the main objective was to make visible the value of this ecosystem in the economy of the territory. The second one is a cost-benefit analysis of Marine Protected Areas. Required by the French Development Bank, the aim was to realize an *ex-post* valuation of the impacts of marine biodiversity conservation on the economic development of the implicated villages and other stakeholders. More precisely, MPA impacts on the ES were quantified, total costs linked to each MPA were calculated and the B/C (Cost-Benefit) ratio and RoI (Return-on-Investment) were computed.

More than 10 ecosystem services have been analysed with methods mainly based on financial values through producer surplus and avoided damage costs. Applied methods are classic ones with some improvements and originality such as the use of protein content equivalent for subsistence fishery, the larval stomach content to quantify links between reef ecosystem and pelagic fisheries, the application of the Advertising Image Analysis to tune the role of CR in the tourism motivation, the setup of experimental fishery to determine precise improvements in fishery productivity and the adaptation of a bio-physical model for coastal protection ES.

Results in New Caledonia have permitted to make visible a contribution comprised between 195 and 330 M€.y⁻¹ highlighting the importance of the coastal protection, the non-commercial fishery and the underwater tourism.

In Vanuatu, results revealed that the MPA cash benefits for the villages represented an important part of their total cash and non-cash incomes (varies from 4% to 21%). For donors and local policymakers, we demonstrated that, after at least 6 years of MPA implementation, all RoI except one were above 0, implying that financial benefits exceeded costs. Based on a 25-year project life, the mean expected B/C ratio was also well above 1 (4.1). We estimate the mean aggregate economic value of MPA impacts to be approximately US\$ 44,000 per year per km². Tourism ES were the largest estimated effect for all MPAs, despite stark

differences in tourism development across sites. Impacts on tourism were followed by impacts on fish productivity.

CRESV in the South Pacific context are complex exercises, which face a series of specific challenges to transmit a “right” signal about their importance. Enabling a comparison between the observed values and the "best use" value to reflect the sustainability of use, identifying the spatial distribution of ecosystem processes and services to relate customer and service provider and linking ecosystem indicators to levels of services, especially for indirect services through production functions, have been identified as the most critical. Some solutions have been proposed and discussed. Specific recommendations on the realization of the exercise have been also identified.

CRESVs have demonstrated both promising results and important limitations. Based on an impact assessment through different media, workshops and events, the results of the 2 reports have mostly been used for “informative” purposes by public organisations and support in an *ex-ante* decision has been scarce. Different reasons are advanced to explain this lower than expected impact such as the lack of precise definition of the decision making question and the absence of a clear strategy of communication to different audiences.

Ecosystem services are increasingly entering into general discussions on coral reef management and are likely to continue to expand their reach. The next step to improve the application of information produced by CRESVs is to directly inform public decisions, play a role in designing instruments such as PES, and be utilised in local development planning. Our analysis suggests that CRESVs are not totally ready to play such a role. A balance between science for knowledge and science for policy must be found to build the credibility of ecosystem service approaches.

In parallel, the financial approach of ESV can bring concrete information about potential returns for private sources of financing for conservation. In the case of the impact investment funds or the Socially Responsible Investment (SRI) funds (Van den Bossche et al., 2010), where capital is invested with the explicit expectation of financial, social and environmental returns, the B/C ratios and the RoIs are common indicators. These funds may be attracted by the MPA’s financial ratios as the business case for Vanuatu was convincingly made.

Many requirements for viable and effective investment of this type are still necessary and this work is a very first step in this new field.

A. General introduction

A.1 Economic valuation of coral reef ecosystems in the Pacific

A.1.1 Market Externalities

From an economic point of view, the main local threats to coral reef ecosystems - overfishing, contamination and habitat destruction - may be explained by 2 market failures: (i) The “tragedy of the commons” (Hardin, 1968; Sathirathai and Barbier., 2001) explaining why there is usually little private interest in the sustainable use of public or common resources because the cost of such action will be borne by individuals, but benefits will be enjoyed by the public at large and/or by the next generations. Overfishing in open access fishery illustrates this concept. The underlying mechanism is that "any fish that I do not take today will be potentially caught by my neighbour today or tomorrow". In this sense, coral reef fisheries are highly sensible because overfishing levels are quickly reached (Dalzell and Adams, 1997). The second market failure (ii) is the lack of marketplace for many coral reef ecosystem services, making unrecognized values for the benefits received from their use and at the same time no reflection of the impacts of altering the ecosystem processes. This refers to the concept of externality when the action of an agent, through its positive or negative impact on biodiversity, changes the amount or quality of ecosystem services to another agent, thus affecting his well-being without that variation giving rise to an exchange in a market (MEA, 2003). As an illustration, the main local negative externalities concern the effects of overfishing, the pollution from watersheds or uncompensated reef damage by tourists. When producers in a market economy make decisions about what and how much to produce, they normally take into account the price of what they expect for their product, and the cost of items for which they will have to pay: labour, raw materials, energy, machinery, and so on. These are the private costs. In many production operations, however, there are other types of costs that, while representing a true cost to society, do not show up in the producer’s profit and loss. If externality costs were actually absorbed by the producer, either the good would become more expensive to consumers, or less of it could be produced. These are external costs for the producer, but these costs are borne by the society. On the other side, positive externalities may come from the implementation of coastal management regulations that ensure in the long term the "biomass" sought by commercial fishery and by underwater tourism or will maintain the coastal protection ecosystem service. If the production is to be socially and ecologically efficient, then it must take both private and social costs and benefits into account. This process is called “internalize externalities” (Azqueta and Sotelsek, 2007).

In general, market mechanism works best when property rights are well defined (Ostrom et al., 1999; Ram-Bidesi et al., 2011). Property rights refer to a bundle of entitlements defining the owner’s rights, privileges, and limitations for use of the resources. An owner of a resource with a well-defined property right, such as a private property has a powerful incentive to use that resource in its most profitable venture,

because a decline in the value of that resource presents a personal loss. The concept of establishment of a property right regime refers to situation where such rights do not exist, or are poorly defined – particularly enabling trade – to achieve an efficient allocation of resources.

A.1.2 Economic valuation of ecosystem services

A.1.2.1 Objectives of ESV

In response to these market failures, economic valuation of coral reefs ecosystem services¹ is viewed as a promising approach at different levels.

Ecosystems services valuations can be undertaken to address one or several objectives from among the following (Laurans et al., 2013a): (i) “decisive” valuations are intended to allow an *ex-ante* choice or *ex-post* appraisal over a given set of options by weighing the ecologic and economic consequences of those options; it is a way to incorporate the present and future values of negative and positive externalities with a common metric and provide ‘correct’ signals (Campbell and Brown, 2003; Whitten and Bennett, 2004). (ii) “technical” valuations are designed to “fine tune” economic instrument internalizing “externalities”. For example, it may provide the price baseline for negotiation in the setup of a payment for ecosystem services, user fee or environmental taxes (Chevassus-au-Louis et al., 2009; Engel et al., 2008; Meignien and Lemaître-Curri, 2010; PNUE, 2004); and, (iii) “informative” valuations are intended to raise awareness among decision-makers and the public regarding the condition of environment. Based on the general recognition that “money talks”, their role is to strengthen the support to environment and resource management actions. At the same time, they can be part of a monitoring routine to inform management with economic indicators (“we manage better what we can measure”) (Beukering et al., 2007a; David et al., 2007; Pascal et al., 2008).

Within this classification, Total Economic Valuation² (TEV) of coral reef ecosystem services enters in the third category of “informative” objectives. Usually covering more than 15 services (Moberg and Folke, 1999), coral reef TEV has been recognized as a useful way to compare and synthesize very different services (e.g. subsistence fishery can be compared with coastal protection). Decision-makers easily grasp that “you can’t manage what you don’t measure” (Seidl et al., 2011). Managing a portfolio of ecosystem services – those that are well reflected in markets as well as those that are not – is the central message from TEV estimates. TEV also provides guidance about the main stakeholders who benefit from the ecosystem processes. This is valuable information for decision makers to identify the socio-economic group affected by a particular policy.

¹ Please refer to the chapter A.1.2.2 for definition.

² Defined in chapter A.1.2.4

In turn, Cost-Benefit Analysis (CBA) of a project or a policy belongs both to the previous first and third category of valuation exercises. They improve decision-making comparing different scenarios, make appraisal of investments and inform about implicit or explicit costs and benefits for host communities, nations and donor agencies. CBA is a consolidated policy assessment tool that quantifies in monetary terms the value of all consequences of a policy to all members of society. The CBA of a project or policy generally leads to an aggregate value or net social benefits. Although in practice not all benefits and costs are or should be quantifiable, CBA provides a useful tool to help social decision-making and to make it more rational. For example, CBA of Marine Protected Areas, an essential component of the policy for the preservation of coral reef (Mumby and Steneck, 2008) , is expected to both convince policy makers and identify the losers and winners amongst the main stakeholders (Mangos and Rojat, 2008).

This role is however nuanced by different authors who have highlighted that several principles underlying CBA, such as the Pareto-optimality, the Kaldor-Hicks compensation principle and the anthropocentric framing are questions of debate (Boardman et al., 1996; François et al., 2012; Gowdy, 2007; OECD, 2006). The reliability of the CBA exercise is also hampered by methodological limitations in the evaluation of marginal changes of the ES, the choice of discount rate, and scarcity of sensitivity analysis. The main source of uncertainty is generally a lack of knowledge on the dynamics of spatial processes and ecosystem functioning. Linking impacts of management measures to levels of ecosystem services is fraught with difficulties, especially for direct and indirect services such as fishery or coastal protection.

A.1.2.2 Ecosystem services of Coral reef

The most common definition of ecosystem services are "services that human populations derive, directly or indirectly from ecosystem functions" (Costanza et al., 1997) or more simply as "services that people obtain from ecosystems" (Boyd and Banzhaf, 2007) (MEA, 2003). Ecosystem is defined by the Millennium Ecosystem Assessment as "a dynamic complex of plant, animal, and micro-organism communities, and the non-living environment interacting as a functional unit" (MEA, 2003).

Several classifications of ecosystem services generated by coral reefs have been proposed (Balmford et al., 2008; Beukering et al., 2007a; Cesar et al., 2003b; MEA, 2003; Moberg and Folke, 1999). The two most common classifications used in Coral Reef Valuation of Ecosystem Services (CRESV) are those of the Millennium Ecosystem Assessment and that of the Total Economic Value.

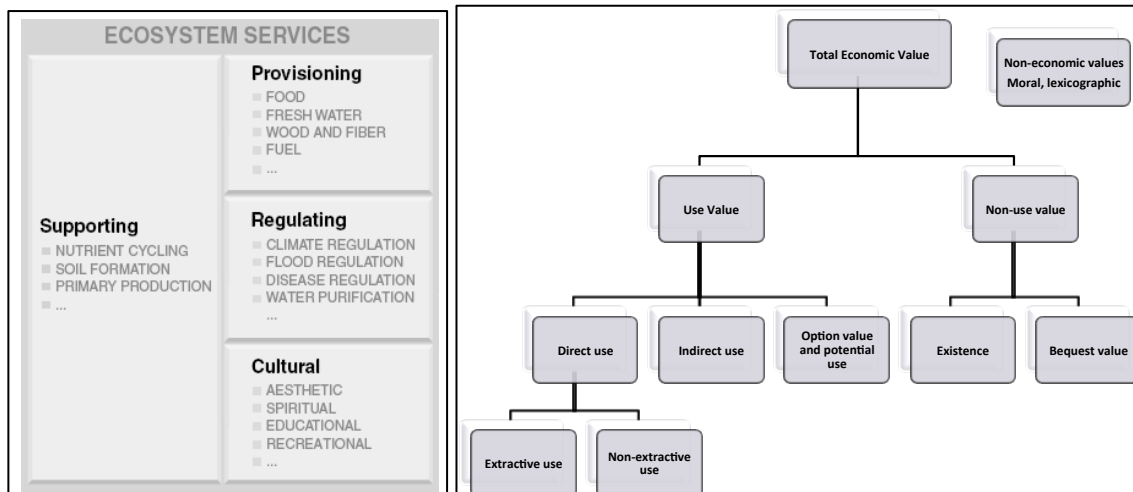


Figure A-1: Classification of ecosystem services.

On the left: the Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) on the right: the Total Economic Value framework (adapted from Balmford et al (2008) and Spash (2000))

The Millennium Ecosystem Assessment (MEA) defines four main classes of ecosystem services. These are the provisioning, regulating, supporting and cultural services. These services manifest in a variety of forms, from concrete harvestable goods such as fish or shells to more abstract regulating services such as water treatment, wave protection for flood control and maintenance of biodiversity.

Even if the previous categorization has been adopted by both the Convention on Biological Diversity and the MA, it was chosen to apply the TEV classification to our case studies. As pointed out by some economists since its publication, the MEA seems not to fit adequately for the purpose of economic evaluation (Balmford et al., 2008). By mixing processes (means) and benefits (ends) it is particularly prone to double counting. Following Balmford et al (2008) and Harborne et al. (2006), it is important to make a clear distinction between ecosystem processes and ecosystem services. Processes are biophysical functions, while services are the end services that directly affect the human welfare. Two types of ecological processes are considered: ‘core’ ecosystem processes, the basic ecosystem functions (e.g., nutrient cycling, bioquimical processes) supporting the processes that provide benefits to humankind; and ‘beneficial’ ecosystem processes, the specific ecosystem processes that directly underpin services for humankind (e.g. waste assimilation, biomass production). The ecosystem services are the end products of these beneficial ecosystem processes (e.g., fishing). Figure A-2 describes the classification of the different coral reef ecosystem services to be used throughout this document.

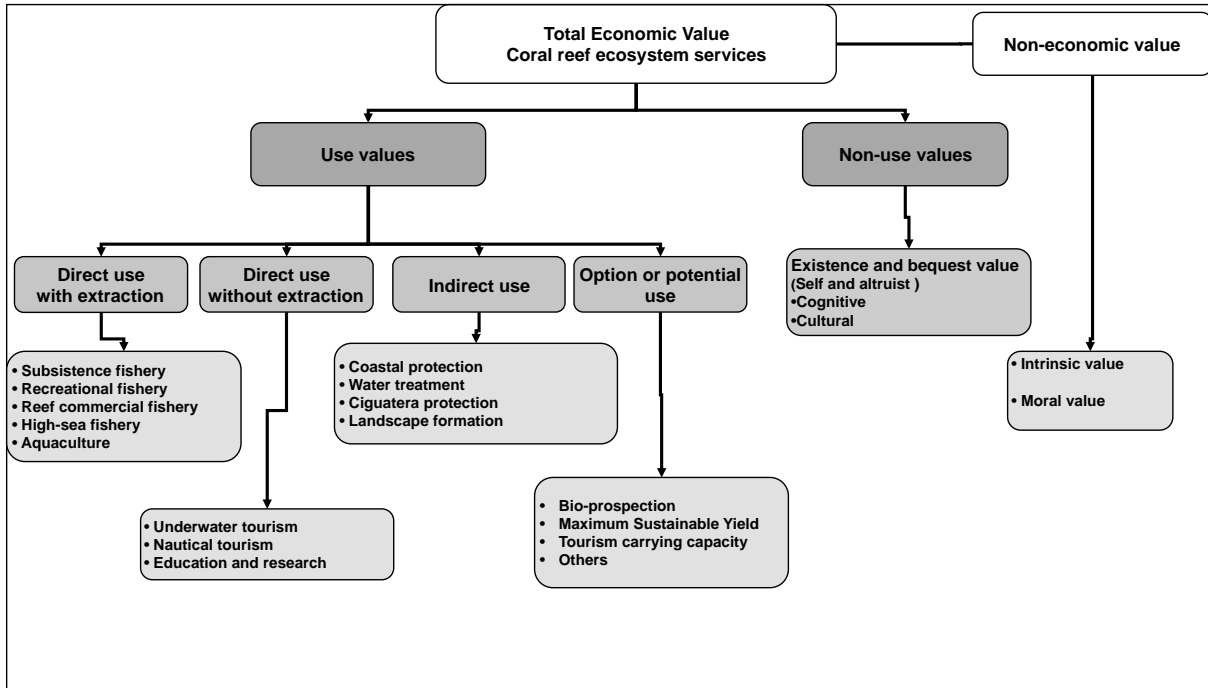


Figure A-2: Coral reef ecosystem services classification through Total Economic Valuation (details in the text).

Use values include ecosystem services from direct uses with and without extraction, indirect uses and potential uses (Groot et al., 2002). Direct uses refer to activities where the individual enjoy directly from the resource whether by extracting it (e.g. fisheries) or by taking a non-extractive satisfaction (e.g. underwater tourism). They can be market-type if the service goes through a market that sets the price (e.g. fish or a tourism service) or non-market (e.g. subsistence fishing or unorganized snorkelling activities). Other direct uses include aquaculture and pearling industry that incorporate ecosystem processes as inputs such as water, nutrients, etc.(Moberg and Folke, 1999). Indirect uses include ecosystem services that exist without the intervention of man (Defra, 2008). For example, reefs can provide physical protection against waves and can contribute to wastewater treatment (UNEP-WCMC, 2006). The option values refer to future use (direct or indirect) of coral reef ecosystems, which can be assimilated also to potential values (e.g. not all known marine fish stocks need to be exploited today (even sustainably). One possibility is that some stocks may be exploited immediately and some left untouched as options for the future. (Turner et al., 2003).

The non-use values, also called passive use values, correspond to all the economic values that are not related to the use of the ecosystem (Krutilla, 1967). They often include multiple values for the composite nature of the motivations of the individuals (Manoka, 2003). In this work, it was chosen to include in this category only the existence value and bequest value. All the other ones (such as the intrinsic value of nature, the moral value, etc.) have been categorized as non-economic or lexicographic values (Spash, 2000). The existence value is the value given to the mere existence of coral reefs independently from its use (Rudd, 2009). Bequest value is associated with the preservation of coral reefs for future generations (Nijkampa et al., 2008). Lexicographic values refer to values for which “all or nothing” decisions take place. They go

beyond consequentialist (utilitarian) and deontological (rights-based) values (David et al., 2007; Spash, 2007) and ignore the compensation choices underlying the Hicksian economic theory. Therefore they cannot be valued in a monetary way.

Recent works about CRESV ((Daily et al., 2009; Goldman and Tallis, 2009; Laurans et al., 2013a) coincided that it is important to concentrate mainly valuation efforts on the three following ES:

- (i) Food production: coral reef associated fisheries provide an important source of food and basis for livelihoods
- (ii) Recreation tourism: coastal recreation and tourism activities generate significant economic value depending on the quality and availability of specific marine ecosystem attributes.
- (iii) Coastal protection: Corals and other marine ecosystems (mangroves, seagrass) can buffer coastlines from storm-induced erosion and inundation. They also can help to regulate natural processes of erosion and sedimentation that are critical to maintaining beaches.

A.1.2.3 The Total Economic Value (TEV)

The TEV is defined as the sum of consumer surplus and producer surplus of all the services of direct, indirect use and non-use. The model of the TEV is explained in many books (Abaza, 2004; Beukering et al., 2007a; Defra, 2008; Pagiola, 2004a) and we will present the underlying theory.

The neoclassical theories of “value” introduce the concepts of producer and consumer surplus at the micro economic level (Azqueta and Sotelsek, 2007; Diaz-Balteiro and Romero, 2008; Dimand, 2007). The "producer surplus" is here calculated in the same way as the added value used in national accountancy systems³ (Defra, 2008; Farber et al., 2002). It can be estimated as the sum of profits and Ricardian rents going to factors of production (e.g. value of a productive marine zone). Some authors call it also the financial value when estimations concentrate on the cash flows with multiplier effects that are linked to the use values of the ecosystem good or service (Beukering et al., 2006). The "consumer surplus", defined as the difference between the maximum price a consumer is willing to pay and the actual price they do pay is more complex to obtain and requires either the existence of a demand curve obtained from data (historical prices and quantities sold in the market) or the application of revealed-preference analysis (e.g. travel costs) or stated-preference survey (e.g. choice experiment) (TEEB, 2010). For recreative use, for example, consumer surplus is the value of an activity beyond what must be paid to enjoy it. There are two prominent types of consumer surplus estimated using slightly different definitions of the demand function: Marshallian consumer surplus based on an ordinary demand function, and Hicksian consumer surplus based on either a compensated demand function or elicited directly using hypothetical market techniques. The difference

³ Added Value is defined as the difference between the sale price and the intermediate costs of a product (which consist of the total goods and services consumed as inputs in production).

between these measures is due to the income effect. Since outdoor recreation expenditures are a relatively small percentage of total expenditures (income), differences between the two measures are expected to be negligible.

A.1.2.4 Valuation methods

As described by various authors (Farber et al., 2002; Groot et al., 2010; Pagiola, 2004a; Remoundou et al., 2009) three main methods can be identified for valuing absolute or marginal values of ecosystem services (Figure A-3).

The method of production inputs is based on evaluation of physical volumes generated by the ecosystem (biomass, tourism attributes...) and considered as an input in the production of services. This is particularly well adapted to determine the direct and indirect values but has rarely been applied in CRESV. Cesar (1996), Cesar et al. (2003) and Beukering (2006 and 2007) have used this method, estimating the “effect on production” through the difference in producers’ output (fishermen, tourism businesses) from a change in the ecosystem. The technique can be used to calculate marginal changes in production or absolute values of production. When data are based on market data added values we refer to it as producer surplus or financial analysis. When direct market data is not available, another approach is to measure production inputs through (i) the replacement cost method which estimates the costs of replacing ecosystem services with human-made services (e.g. artificial reef to provide coastal protection) or, (ii) the cost of avoided damages method that estimates damages avoided due to ecosystem services (e.g. costs of avoided flood due to wave energy absorption by coral reefs).

The revealed preference method is based on observation of individual behaviours, since they are supposed to translate the preferences and thus the value people place on the environment. The most common methods are the travel costs, the hedonic pricing and the averting behaviour. In the first one, the travel costs to access a site are assumed to indicate the value people place on this resource. The second method estimates the influence of ES and environment characteristics on price of marketed goods such as real estate or touristic services. The third one begins with the assumption that people make choices in order to maximize their level of well being when faced with increased health risks. Averting behaviour requires expenditures that would not be made if not faced with the environmental health risk (e.g. the purchase of bottled water when faced with the risk of contaminated drinking water).

The stated preference method uses surveys with users to get statements about their practices and preferences. The techniques place the consumer in a hypothetical market context but realistic, and asked him to make choices between alternatives with different characteristics. It is then possible to deduce the value people place on a specific ecosystem service. This value is called willingness to pay (WTP). It is interpreted as the change in consumer surplus of the individual resulting from the change in the quality of services

provided by an ecosystem. It is therefore a method for valuing both use and non-use values. Conjoint analysis (or method of choice experiments and experimental choices or choice modelling) and contingent valuation methods are the two most commonly used stated preferences in environmental economics.

All methods are complementary to each other with their own biases (Balmford et al. 2002; Beukering et al. 2007).

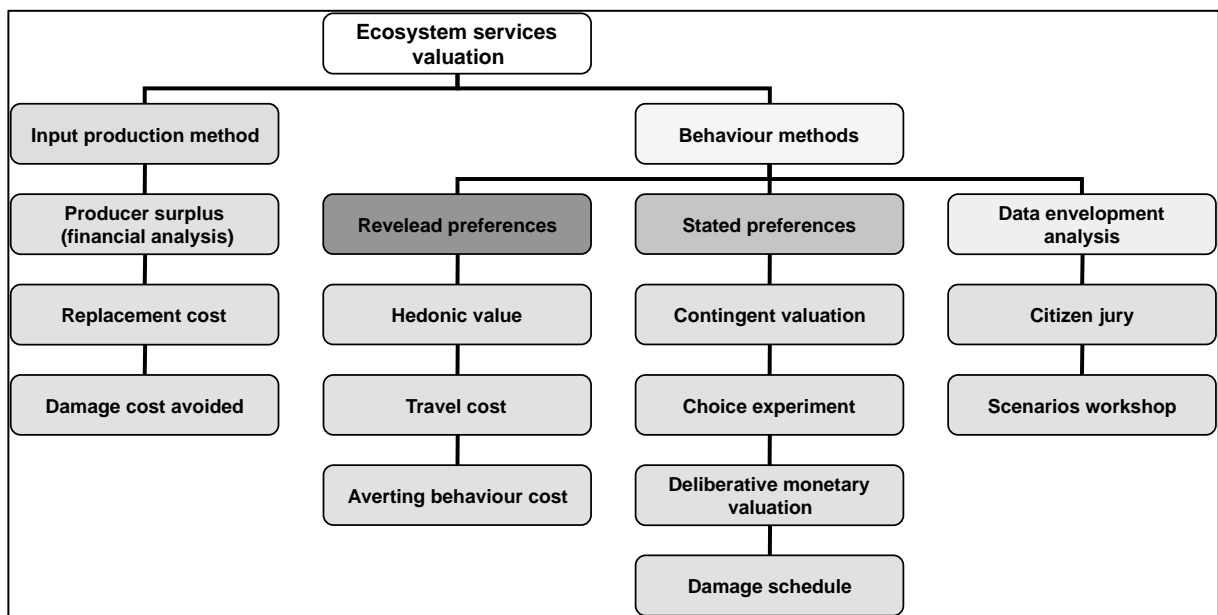


Figure A-3: Methods of economic valuation

(adapted from several sources (Beukering et al., 2007a; Defra, 2008; EFEC et al., 2006)

A.1.2.5 History of coral reef ESV in the Pacific

Born in the 70's with the pioneer works of Marsh and Leopold (Pesche et al., 2011), the notion of SE has only gained significant recognition by several scientific disciplines in the early 1990s. Put forward by biologists and ecologists and renowned work of ecological economics, the notion of SE was nevertheless still a concept of specialists, not well known outside the circles interested in environmental issues.

Since the 1990s, the valuation of Coral Reef Ecosystems Services has gained considerable interest. Many international institutions now recommend the approach (CBD, OCDE, UNEP) as well as French national ones (Strategie Nationale pour la Biodiversité, Grenelle de l'environnement). The creation in late 2010 of the IPBES (Intergovernmental Platform of Biodiversity and Ecosystem Services) similar to the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) is a confirmation of the expectation on this approach.

More specifically four monographs and meta-analyses have been produced on the coral reef ecosystems (Ahmed et al., 2005; Brander et al., 2007; Cesar and Chong, 2006; Conservation International, 2008). The

number of economic valuation studies on coral reefs has increased rapidly to exceed one hundred by the mid-2000s (Brander et al., 2007). These numerous studies have, however, mainly concentrated on the United States (Hawaii and Florida), Southeast Asia (Philippines, Indonesia, Thailand, etc.) and the Caribbean (Jamaica, Saint Lucia, Trinidad and Tobago, Martinique, etc.) (Laurans et al., 2011), while few valuations (6 including those of this work) were carried out in South Pacific independent countries (Pascal and De Maziere, 2008).

A.1.2.6 Role of CRESV

Most of the past studies in the Pacific fall in the third category of “informative” ESVs, few of them in “decisive” and, to our knowledge none in the “technical” category. This situation reflects that agencies in PICTs have tended to focus on command and control policy measures, awareness-raising, and education strategies to control and manage natural resource use and environmental protection (Ram-Bidesi et al., 2011). In the Pacific, CRESVs have targeted a varied list of stakeholders:

a. Development banks, for which CRESVs intend to highlight “how conservation has helped the local or regional economy and the people who depend on the managed ecosystems” (e.g. the AFD cost-benefit analysis of community based marine managed areas in Fiji). The development partners, such as ADB and World Bank, regularly use CBA of their projects as standard tool to make more informed choices (Mangos and Rojat, 2008).

b. Environmental agencies and conservation NGOs that would need to demonstrate “why do we need conservation here?” when pristine and uniqueness arguments of ecosystems are considered insufficient (e.g. the valuation of coral reef services to raise awareness of the role of these ecosystems in human well-being (Beukering et al., 2006); or valuation of the costs of wild versus cultured live corals to inform public policy - (Lal and Kinch, 2005)

c. Government planners to whom it is then suggested to incorporate "green" welfare accounting in their monitoring and planning activities, so as to change the compass, as is suggested by TEEB (TEEB, 2010) (e.g. in New Caledonia, the application of the natural capital world bank approach (Brelaud et al., 2009)).

d. Environmental government agencies that may find it useful to assess and communicate the ecosystem services that their actions protect or improve. For instance, the local environmental department used the results of the TEV in New Caledonia (one of the case study of this thesis) to influence public budget allocation (at least try to do so). Moreover, agencies are increasingly being asked to demonstrate the public benefits of their environmental regulations, programs, and expenditures.

e. Local stakeholders such as customary chiefs or MPA managers that could use the results to highlight benefits for the local users and members of the community. For example, the Fiji MPA valuation (O'Garra, 2009) helped put forward benefits and equity distribution that, perhaps, were not perceived by the inhabitants. It may have been used also as a tool in the community for argumenting trade-offs between the short and medium term.

A.1.2.7 Global values of CRESV

The results of compilation exercises of CRESV confirm that there is no single worldwide value for the economic value of one km² of coral reefs. Therefore the valuation of coral reefs has conferred values (in international US\$, 2000 prices) between US\$ 15,000 km⁻².y⁻¹ and more than US\$ 1,200,000.km⁻².y⁻¹ (Cesar and Chong, 2006; Dixon, 1993; Ruitenbeek and Cartier, 1999; Seenprachawong, 2003 {White, 2000 #40). Updating and citing a recent analysis of CRESV compilations in which the author participated (Laurans et al., 2013a): the main components of these TEVs are (annual values): (1) tourism and recreational activities, ranging from around US\$1,000 per km² in the Philippines (Beukering et al., 2003; Samonte-Tan et al., 2007), to several tens of thousands of US\$ per km² in Jamaica (Cesar and Chong, 2006) and up to around US\$1,000,000 per km² in the Caribbean islands (Burke et al., 2008; Cesar et al., 2003a; Harrison, 2007; Ruitenbeek and Cartier, 1999); (2) indirect use values such as shoreline protection, from several tens of US\$ per km² in Indonesia (Cesar, 1996) to more than US\$ 100,000 per km² in the Caribbean (Beukering et al., 2006; Burke et al., 2008; Ruitenbeek and Cartier, 1999); and (3) extractive activities such as fisheries, up to US\$ 8,000 per km² in Sulawesi (Hargreaves-Allen, 2004), with maximum values around US\$90,000 per km² in Hawaii (Friedlander and Cesar, 2004).

Specifically in the South Pacific, the figures vary widely. In current US\$, the Australia's Great Barrier Reef ecosystem services were estimated at US\$ 3.7 billion per year (Access Economics Pty, 2007; Carr and Mendelsohn, 2003) for an equivalent value⁴ of US\$ 75,000.km⁻².y⁻¹, the ES of coral reefs of American Samoa were estimated at US\$ 17,000 km⁻².y⁻¹ (Spurgeon, 2004), the ES of the reefs of Commonwealth of the Northern Mariana Islands were estimated at US\$ 1,700,000 km⁻².y⁻¹ (Beukering et al., 2006), Guam's reefs ES were estimated at US\$ 1,100,000 km⁻².y⁻¹ (Beukering et al., 2007b) and coral reef ecosystems services of the main Hawai'ian Islands (Hawai'i, Maui, Oahu, Kauai, and Molokai) have been found to amount to US\$ 320,000 km⁻².y⁻¹ (Cesar et al., 2003a).

This variation in values is highly dependent on the socio-economic and ecological context in which assessments are performed, in addition to methodological heterogeneity between studies (Brander et al., 2007; Laurans et al., 2013a). According to these authors and considering geomorphological similar reefs,

⁴ All equivalent values on a square kilometer basis were based on conversion from different sources of coral reef areas estimates (Spalding, M., Ravilious, C., Green, E., 2001. World Atlas of Coral Reefs. UNEP-WCMC. Date Published: January 2001. ISBN: 0-520-23255-0.,

values generally increase with four factors: (1) the economic development of the coastal zone, as an indicator of both opportunity cost and regional economic effects, (2) the concentration of population, as the multiplier to which *per capita* estimates are extrapolated, (3) *per capita* national Gross Domestic Product, as a proxy for the budget constraint or ‘ability to pay’ and (4) the rate of highly valued activities, such as tourism as opposed to agriculture and small-scale fisheries. As an illustration, the value of shoreline protection of coral reefs in American Samoa increases from US\$ 2,000 per km in reefs adjacent to sparsely populated areas where agriculture is the main activity, to US\$ 50,000 per km for reefs adjacent to areas of high densities of population, and US\$ 1 million per km for reefs in areas where tourism is the main activity.

A.1.3 Coral reefs and South Pacific countries

The PICTs⁵ countries represent some of the world's smallest economies, many of which are extremely isolated from economic centres. The countries range in land area from 183 km² to 463,000 km², in population from 12,000 to 6.5 million, in per capita GDP from US\$ 1,600.y⁻¹ to over US\$ 7,200.y⁻¹(PPP, 2004 US\$). They co-habit with other Pacific islands with a high per capita income similar to a “developed” country such as the US islands (Hawaii, Guam, American Samoa, Mariana Islands) and the “French” territories (New Caledonia, French Polynesia, Wallis and Futuna).

Pacific countries are socially and culturally diverse. Some are fragile and emerging from recent conflict, while some are very traditional and structured societies. Most Pacific Island countries have narrow production bases and are highly vulnerable to external shocks. In recent times, the cumulative effects of the food, fuel and global financial crises – and in some cases natural disasters – have hit these economies hard, exposing vulnerabilities and revealing the need for reform. While in most countries, the majority of population live along the coasts in rural areas, gradually a larger proportion of the people now reside in urban centres, which too, are mainly nearshore.

Coral reefs represent an important ecosystem for many of the Pacific Island countries. Excluding those in Papua New Guinea, almost all the Pacific Islanders live within 100 kilometres of the coast, and the majority of the island economies includes subsistence, and commercial uses of coastal (terrestrial and marine) resources, including fisheries, coastal mining, and tourism. Countries heavily reliant on primary production sectors are particularly sensitive to the effects of natural disasters. This is especially the case for those Pacific islands where agriculture, forestry, fisheries, and nature-based tourism account for 23-54% of national GDP, with most economies relying on just a few commodities (Prasad, 2011)

Coastal commercial fishing has produced a total of 44,700 t in the region with a value of US\$ 165.8 million in 2007, contributing on average 0.5% to regional GDP. On the other hand, the value of subsistence fisheries output is estimated to be US\$ 200 million (equivalent to 110,000 t or 70% of the total catches) (Gillett and Lightfoot, 2001; Johannes, 2002). As a reference point, in the early 1990s, 90% of the total coastal catches in the Pacific were retained for subsistence consumption .

Coastal or inshore fishing for home consumption plays a vital role in Pacific Islanders' lifestyles and contributes to the food security throughout the PICTs. Typically, 10 to 20 times more people fish for subsistence than for commercial purposes, despite increased commercialization of coastal fisheries, supporting mainly urban dwellers.

⁵ Please refer to annex 1 for a detailed description of Pacific Island Countries and Territories (PICTs)

Marine resources are one of the vital sources of dietary protein with the average annual *per capita* consumption of 50 kg reef fish being significantly higher than the global average. Subsistence fishery still provides the great majority of dietary animal protein in the region, with fish providing 50-90% of animal protein intake in rural areas and 40-80% in urban centres (Kronen, 2007).

The total regional tourist expenditure in 2004 was US\$ 1,500 M, of which 32% was for local wages and 38% for materials and supplies from within the local economies (Milne, 2005). There are currently 12 Pacific Island member countries and the SPTO (South Pacific Tourism Organization) member countries have adopted a trading name as South-Pacific Travel. 3 countries (French Polynesia, Fiji and New Caledonia) represent 75% of the total tourism expenditures. The potential for generating downstream benefits from coastal tourism related activities is high, considering the various types of activities that are being promoted, ranging from snorkelling, scuba diving, sports fishing, and surfing, to selling locally-made produce, handicrafts, food and beverages. Ecotourism is seen in many countries to provide an alternative source of income to extractive activities (McElroy, 2003).

Insular economies are particularly fragile, due to their relatively high dependence on natural resources, the risk of natural calamity, demographic pressure, poverty rates and low human capital capacity (Leisher et al., 2007; Pollnac, 2007).

There is another link associated with coral reef for religion, folklore, painting, cultural and spiritual traditions. Human communities living by and off the sea often attach special importance to marine ecosystems that have played a founding or significant role in the economic or cultural definition of the community. This identification may be associated with a strong economic interest in the extraction of the site but as economic significance decreases the community may attach increased symbolic values to the preservation of the site. This role is distinct from the economic importance of revitalised and commercialised cultural heritage, which is included below under the heading tourism service.

As explained before and despite the importance of coral reefs in the South Pacific countries, they remain threatened by various negative drivers: overfishing, coastal development, sedimentation and pollution from agriculture and logging, recreational overuse, climate change and acidification of the oceans (Baker et al., 2008; Bryant et al., 2011; Mumby and Steneck, 2008; Wilkinson, 2008).

The most recent global monitoring study suggests that the world has effectively lost 19% of the original area of coral reefs and that 35 % of the world's reefs are under threat of loss within 10 to 40 years (Wilkinson, 2008). A more recent study suggests that, in many regions of the world, 50 to 70 % of reefs are likely or very likely to cease providing basic ecosystem services (Bryant et al., 2011). The same study shows, however, that coral reefs in the South Pacific appear healthier (on average) than in other regions such as the Indian Ocean and Caribbean.

Today most territories are facing challenges such as increased fish demand from human population growth (expected to increase by 50% by 2030) , the rapid introduction of a market economy with its associated rural exodus and loss of traditional customs, a small island context with limited economic options and potential climate change effects on their coral reef ecosystems. These challenges are reinforced by the lack of adequate governmental and quasi-governmental institutional structures to facilitate broader scale management of increasingly scarce resources.

A.2 An overview of the challenges of CRESV

The recent growing demand of CRESV in the Pacific brings new challenges both in improving the robustness of results through progress in methodology and in increasing their policy relevancy. This thesis therefore concentrates on topics that are still in exploration and not consolidated. These challenges are reviewed briefly as follows:

A.2.1 Transmit a correct signal about ecosystem services

A.2.1.1 Ecological links

Very few studies have addressed the exact links between ecosystem processes⁶ and ecosystems services as described by Balmford (Balmford et al., 2008) and little emphasis has been placed on the functional ecology of coral reefs (Beaumont et al., 2007; Done et al., 1996; Duarte, 2000; Holmlund and Hammer, 1999).

A paper produced by a group of 14 scientists has intended to evidence links between marine biodiversity and ocean ecosystem services (Worm et al., 2006). Based on local experiments, long-term regional time series, and global fisheries data they showed that restoration of biodiversity increased productivity fourfold and decreased variability by 21%, on average. It proved also that there was no evidence for redundancy at high levels of diversity; the improvement of services was continuous on a log-linear scale.

Nonetheless, this study is still a pioneer one. Many scientific knowledge gaps exist for coral reef ecosystems to establish robust links between processes and services and worse to quantify it for monetization. For example, one of the most commonly cited relationships is the link between coral reef ecological attributes and commercial fish biomass productivity. This link has only been proven in the last 10 years (Harborne et al., 2006; Jones and al, 2004; Mumby and Steneck, 2008). Science has begun to focus on this kind of relationship very recently and many uncertainties are evidenced. Two meta-analysis concluded that for half or more of herbivorous reef species, including species of commercial genera Scaridae and Acanthuridae, a significant decline in their abundance is proven after a long bleaching event (Mumby and Steneck 2008) but without specifying clearly if decline was due to a loss in the coverage of live coral reef, changes in communities characteristics or modifications of physical refuges for fish (Holmlund and Hammer, 1999). Another illustration is the exact role of coral reefs in the coastal protection ecosystem services. Coastal protection against waves is a complex process implicating many factors such as geomorphologic patterns of the coast, the presence of other ecosystems such as mangroves, etc and the coral

⁶ Processes are physical, chemical or biological and contribute to the maintenance of the ecosystem, while services are the end goods and services that directly affect the human welfare. In this classification, core ecosystem processes and beneficial ecosystem processes are identified.

reef structure. The identification of the contributing role of each of the different factors is a challenging task and has been rarely addressed except by some recent works (Burke et al., 2008).

The links between processes and services refer also to identify the type of relationship between both (linear, non linear, threshold, etc). As proven by Barbier et al (2008) these relationships are rarely linear for coastal protection ecosystem services. The knowledge of these links is therefore a key factor in the management of marine ecosystems and has to be incorporated into economic valuation to realistically represent how ecosystem services change with habitat conversion. Based on a recent review of literature (François and Pascal, 2012), very few economic studies have estimated functions between some of the ecosystems characteristics and the ecosystem services. Sathirathai and Barbier (2001) is the exception and described a production function where the nursery service of mangroves is an input in a supply/demand model.

It seems therefore that providing quantitative insights about relationships between ecological processes and ecosystem services is a process with many uncertainties that must be reflected in economic valuation.

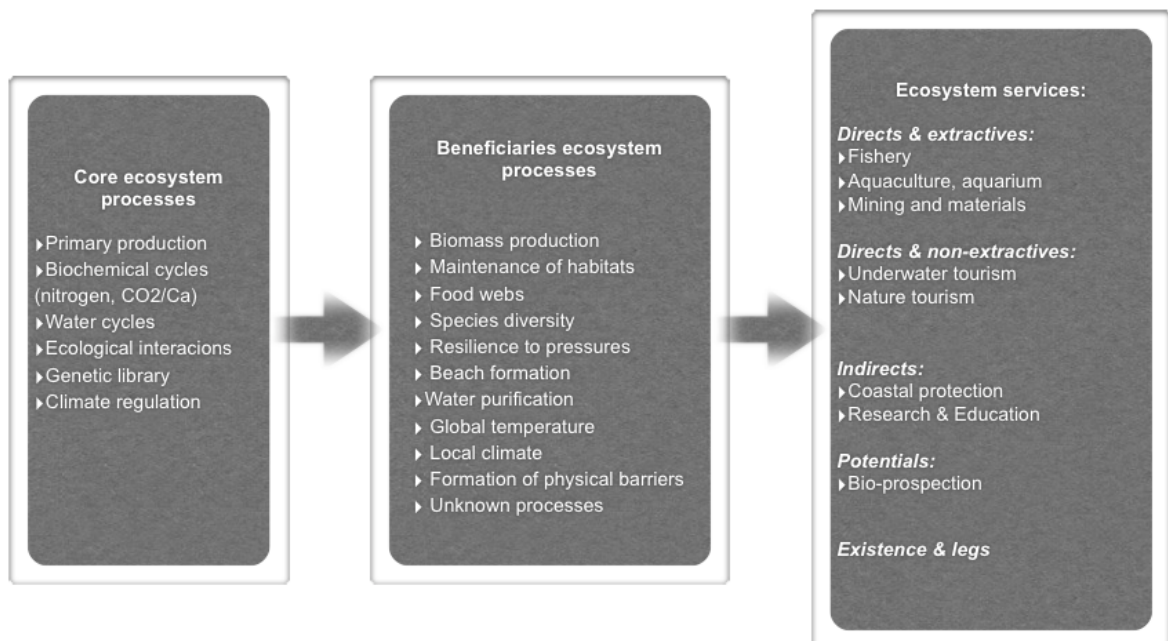


Figure A-4: Ecosystem processes and services from coral reefs

A.2.1.2 Potential and sustainable levels

A question that is legitimate to ask is the sustainability of uses and the meaning of the calculated values. The estimation of a single monetary value to characterize an ecosystem service must then be "contextualized" with information about environmental sustainability and the potential of ecosystem service evaluated.

The report of the Centre d'Analyse Stratégique from the French Prime Minister office (Chevassus-au-Louis et al., 2009) on economic valuation refers to the "maximum plausible use" that it may be possible to determine qualitatively (e.g. based on expert opinions) or quantitatively from production functions for certain ecosystem services.

As recommended by the economic taskforce of the IFRECOR (the French Initiative for Coral Reef), the potential values should be calculated for the following services: fishing, underwater tourism, coastal protection and wastewater treatment (direct and indirect values). The maximum plausible values may be categorized as option values of current uses.

Reef fish populations are very sensitive to fishing effort and overfishing is rapidly reached in these ecosystems. Nonetheless, CRESVs rarely take into account the ecological sustainability of the fishery, when calculating an ecosystem service based on fisheries. Defining the value based on the total fish population is inadequate since this would be equivalent to a capital value and not sustainable revenue. In order to calculate the potential fishery ES or to project future ES flows it is necessary to define a maximum annual productivity.

In a similar way, the Sheraton paradox (Mirault, 2006) describes how the valuation of coral reef ecosystem services linked to tourism will provide big numbers depending mainly on the tourism capacity. Results are independent of future effects on the ecosystem through sewage, overcrowding of sites, etc. This involves defining the limits of ecological and sociological changes that could cause some degradation but that will be allowed on site (Stankey et al., 1985).

Additional methodological questions include how potential values should be calculated when trade-off between ecosystem services exist. Fish harvest is of concern, particularly when tourism is a potential non-consumptive use of the fish stock. Defining the trade-offs of a yield that values the diversity of fish species for tourism relative to selective fishing for consumption is a further challenge.

A.2.1.3 Spatial distribution

Many challenges remain in defining the spatial dimension of the valuation of the ecosystem services. The first question addresses the choice of what is being assessed: the place of the ecosystem processes, the place where the human activity takes place, or the place where benefits will be transformed into money. Other

challenges concern important knowledge gaps in the marine ecological processes (e.g. larval dispersion and trophic migrations) and their spatial distribution (Kendall and Picquelle, 2003; Leis, 2002; Sale et al., 2005).

The practical identification of the study perimeter for each service being valued is not necessarily straightforward and can impact substantially the outcome of the analysis (Mumby and Steneck, 2008). It seems to be also a key variable for policy-makers when evaluating policy choices usually influenced by the identification of the spatial extension of beneficiaries or losers.

Considering the complexity of these processes (variability and importance) and the technical challenge to identify the flows of dispersion of some services, especially marine species, this aspect of CRESV appears to be one the main challenge to take into account.

A.2.1.4 Impacts of Marine Protected Areas on Ecosystem Services

The findings of many authors have shown that the very extensive scientific and technical literature produced on MPAs during the last 10 years has concentrated mainly on biological impacts inside the closed area (Caddy, 2000; Cote et al., 2001; Gell and Roberts., 2003; Roberts and Hawkins, 2000). The effects inside the MPA on fishery biomass, density and diversity are now well demonstrated in many sites (Caddy, 2000) (Caddy, 2000; Halpern and Warner, 2002; Murray et al., 1999; Roberts, 1995; Roberts et al., 2001). Even if uncertainties on MPA size and species remain, it can be considered that the management of a zone reducing the fishing effort will create a build-up of biomass and diversity of exploited species inside the closed area after a period of 5 years (Gell and Roberts., 2003). These effects have had remarkably consistent effects throughout the world (Halpern and Warner, 2002).

Nonetheless, outside effects on fishery yields through spillover of biomass or larval dispersion from MPA are expected but only confirmed by few studies so far (Castilla and Bustamente, 1989; McClanahan and Graham, 2005; Roberts et al., 2001; Russ and Alcalá, 1996). In a similar way, MPA are usually presented as a powerful attractor for tourism but evidences remain scarce (Andersson, 2007; Asafu-Adjaye and Tapsuwan, 2008; Beukering et al., 2003; Depondt and Green, 2006). The relationship between underwater tourism and the impacts of MPA on some ecological attributes is also not well known (Andersson, 2007). Scientific knowledge gaps, technical difficulties to separate MPA effects on fishery and tourism from other context variables, expensive costs of studies, late participation of social sciences in MPA science and effects too weak to be proven have been proposed as reasons for this lack of studies of MPA benefits on people (Sale et al., 2005), Ferrarris, pers. comm.). Some recent studies have intended to overcome some of the difficulties to identify individually sectorial benefits of MPA (e.g.. fishery, tourism, social capital) by measuring directly the impacts on household welfare (Guzman, 2004; Hoagland et al., 1995; Leisher et al., 2007).

A.2.1.5 Data collection methods for quantitative valuations of Ecosystem Services

Data collection involves several techniques: interviews and questionnaires, focus group, experimental fishery, fishing logbooks and monitoring. As revealed by several authors (Pickering et al., 2003), impacts of coral reef management such as MPA are usually very low and can be very localized spatially. Their identification requires then accurate data and the limits of the common method of perception surveys with local population (fishermen, tourists, managers, business owner, etc.) to quantify precisely MPA impacts have been raised by several studies (Hubert, 2007; Ram-Bidesi et al., 2011; Seidl et al., 2011).

A.2.2 Take in account Pacific specificities

Important ecosystem services generated by coral reef ecosystems in the Pacific (such as the subsistence fishing, the coastal protection service, the cultural and recreational uses) have to be addressed with methodological challenges due to the socio-ecological context.

A.2.2.1 Subsistence fishing

One of the first methodological difficulties encountered in valuation studies in the Pacific is the estimate of non-commercial fisheries, which includes two very different types: subsistence and recreational fishing. For each, the appropriate methodological approaches are substantially different and require the clear identification of their respective volumes and fishing efforts.

Estimation and valuation of fish stocks, catch and fishing effort has to overcome many obstacles: (i) how to robustly estimate volumes of non-commercial catches, which are sometimes as important as commercial reef fisheries (and greater in some countries), but not monitored by officials (Gillett, 2009); (ii) how to reflect the key aspects of subsistence fishing activity in the South Pacific, which includes: the protein dependence for some vulnerable socio-demographic groups (the “Engel law” defining the food demand elasticity with incomes), the non-substitutability of the activity due to its low level of initial investment and training (Hickey, 2008), the maintenance of a stable source of income independent of market uncertainty (Turner et al., 2007) and its importance as a factor of social cohesion (Bensa and Freyss, 1994; Boyer, 1997).

Community context

The contexts of community and traditional economy pose a challenge to the neo-classical approach of individual maximization of welfare. Although no published studies exist to our knowledge, it is possible that customary tenure arrangements in the Pacific significantly skew the influence of community in individual choice (constrains or enables), clan, family, village, resource allocation decisions (Cinner et al., 2007). This could question the appropriate scale of economic valuation analysis from the individual or individual household level to some broader scale (group of families, clan, villages, etc.)

Many of the natural resources in PICTs are communally owned, often with boundaries, which are not clearly defined or formally recorded, creating unique challenges in the use and management of natural resources in a modern world.

In many Pacific islands and mainly in Melanesia (Fiji, New Caledonia, Papua-New Guinea, Solomon and Vanuatu), the cash economy is still under-developed. Therefore, the value that local communities attribute to money, and its function in life, differs widely from common economic assumptions. Island societies assign value to things that lack exchange equivalents, or relative prices, and which therefore cannot be included in TEV. Three can be mentioned here (Laurans et al., 2013a):

- The degree of familiarity of islanders with the reef, which is measured by the density of place names per km² and the number of fishes named locally. These two metrics are a proxy for both the non-use value of the reef and its use value (Pacific islanders name only what they use).
- The role of the reef in the identity of the village community. The highest values are attached in the place where the canoe of the founding ancestor of the island population first landed.
- The role of the reef in the social and political positioning of the community towards other island communities. The highest values are found among reef fishing clans as in New Caledonia (Leblic, 1999) and among communities where the alliance relationships are built on sharing of fishery products, including turtles, as in Tanna island, Vanuatu (Bonnemaison, 1986).

To our knowledge, only one study has addressed the non-use value of coral reefs for local populations in PICTs. The study was conducted in Fiji with several communities to identify the bequest value attached to the reef (O'Garra, 2009). O'Garra's results highlight that local communities were willing to contribute 3 hours of their time per week towards conservation mainly for future generations (bequest value). In this study several challenging issues were raised such as time allocation conflict between communal and personal obligations, gender influence in decision-making and common property resource management by villagers. All the other works addressing non-use values through contingent valuation or choice experiment have been estimated for high-income groups from Australia or developed Pacific islands (Ahmed et al., 2007; Beukering et al., 2006; Cesar et al., 2003a; Whitten and Bennett, 2004).

A.2.3 Increase the influence on policy

There is an increasing anxiety that the international community is not making sufficient effort to halt the loss of biodiversity. Currently, new ways are sought to increase the financial basis for biodiversity protection. At the 10th Conference of the Parties (COP) to the Convention on Biological Diversity (CBD) in Nagoya in 2010, it was decided to invite the Parties "... to submit information concerning innovative financial mechanisms that have potential to generate new and additional financial resources as well as

possible problems that could undermine achievement of the Convention's three objectives". At the same time, the people who are affected and those who provide resources are increasingly asking for evidence that interventions improve ecosystem services and human well-being.

As claimed by some authors (Miteva et al., 2012; Sutherland, 2005) credible evaluations of common conservation instruments are rare. Protected Areas (PA) are the most commonly used tool for biodiversity conservation in developing countries and calls for rigorous empirical evaluation of PA have been called for repeatedly (Carpenter et al., 2009; Pattanayak, 2009; Sutherland, 2005; Vincent, 2010).

In the discussion, we will present the communication strategy (workshops, meetings, policy briefs, scientific articles) conducted in New Caledonia and Vanuatu. Most of the implicated stakeholders were informed of the results of the studies during the year following the studies. In New Caledonia, it was possible to meet stakeholders one year after they received the information. The objective will be to understand some of the decision-making processes and the incorporation of the results from each study in these processes.

We will complement the discussion with the results from other studies. In particular, two studies have analyzed the influence of past coastal economic valuations on policy, management, or investment decisions (Kushner et al., 2012; Slootweg and Beukering, 2008). Based on analogous protocols (semi-direct interviews with conservation and valuation experts), they described concrete experiences highlighting the influence of economic valuations.

However, even if the gap in time may not be sufficient to evaluate truly the effectiveness of these studies in the decision making process, all the authors recognized that the influence seems lower than expected and rather uneven (Kushner et al., 2012; Lal, 2001; Seidl et al., 2011; Slootweg and Beukering, 2008).

From different discussions held in platforms of exchange with experts on ecosystem services⁷, it seems Ecosystem Services are falling short of expectations in terms of policy effectiveness. Different authors have identified a similar implementation gap (Farley et al., 2007; Fisher et al., 2009; Kushner et al., 2012; Laurans et al., 2011; Laurans et al., 2013b). The main issues raised are:

(i) Were they oversold from the beginning? Are there realistic expectations for the role they might play in conservation management and finance? Or has not enough development time passed?

⁷ <http://www.ecosystemcommons.org> and Ecosystem Services for Poverty Alleviation Programme (ESPA) www.espa.ac.uk

(ii) Is getting the methodology right one-success key factor to increase the influence of studies? This is one of the priorities for scientists looking for the improvement and standardisation of methods as well as increasing the level of accuracy

(iii) Is there a failure in the design of the studies (answer the management and policy questions) or in the way results are communicated?

It seems important to discuss these issues in light of the results of our 2 studies and propose some corrective actions.

On the other hand, although command and control approaches to coastal resource management, such as MPA declarations, ban of harvest, and control of output and inputs, have been the norm, their effectiveness depends on compliance, and enforcement is necessary (Govan, 2009). Difficulties in determining appropriate penalties for non-compliance with regulations, and the costs of implementing effective monitoring and enforcement often limit the ability to achieve their policy and management objectives (Ram-Bidesi et al., 2011). It seems therefore important to consider if CRESV results can be used to support other strategy than only command and control approaches.

The setup of market-based instruments (e.g. Payments for Ecosystem Services or the design of compensation schemes) is identified as a potential one for economic valuation (Laurans et al., 2011; Meignien and Lemaître-Curri, 2010; OECD, 2010; TEEB, 2010).

A.3 Objectives and structure of the thesis

A.3.1 Objectives

The objective of the thesis is to contribute to improving the scientific basis permitting to address most of the previous challenges through the analysis of two empiric case studies on coral reefs in the Pacific.

The first one concerns the economic valuation of coral reef ecosystems of New Caledonia. The CRESV was commissioned in 2008 by the French initiative for coral reefs (IFRECOR) driven by demand from central and local governments. The objectives of the study were to: (i) estimate the value of coral reef ES in order to convince decision-makers to take into account the ecosystems in land and resource planning; and (ii) identify the key beneficiaries of these ES. The valuation has been conducted through different methods (production approach, market price, damage costs, transport costs and specific models) to determine the annual producer surplus of more than 18 ES (covering all kinds of fisheries and aquaculture, several tourism sectors, coastal protection, bio-prospecting and education).

The second one is the CBA of community managed MPA in Vanuatu. The AFD (Agence Française de Développement, the French Development Bank) was interested in assessing the impacts of community managed MPAs on local economic growth, poverty reduction and on world biodiversity as a public good. An *ex-post* appraisal of investment in MPAs through a Benefit/Cost ratio and Return on Investment (RoI) has been conducted in 5 selected villages in Vanuatu during a 2-year on site residency (a period long enough to incorporate ecological seasonality in the results and improve understanding of community way of life). The main impacts of MPAs on the value of selected ES (fisheries, tourism, social capital, coastal protection services and bequest value) have been assessed. As far as possible the value of selected ecosystem services was compared to villages without MPAs (control sites). A focus is made on the effects of the marine reserves on fishery yields through a control-impact protocol of experimental fisheries and multivariate statistical analysis to separate MPA role from context.

The analysis of the case studies will focus (i) on the methodological difficulties in the exercise of valuation of the ecosystem services, (ii) on the improvements that have been tested, and (iii) enhance communication between researchers and policy makers, so that economic valuation research results can aid local policy decision-making.

Even after 10 years of practices, the exercises of CRESV still bring challenges both in improving the robustness of results through methodological progress (Balmford et al., 2008) and in increasing their policy relevance (TEEB, 2010). This thesis therefore concentrates on topics that are still in exploration and not consolidated and represents a contribution in this direction.

From the experiences of our 2 case studies, we intent to identify what results and learnings can be drawn out for other CRESV studies, for the environmental economy science and for coral reef management in general⁸.

To our knowledge, it is also the first attempt to value the benefits of small MPAs managed by communities. Given the impressive recent growth of the number of these MPAs in the region and other parts of the world (Govan, 2009), the methodological choices and results of the study should open the way for future valuation works.

Our analysis discusses the use of applying CRESVs for decision-making in the context of Small Islands Developing States (SIDS), particularly in the South Pacific. How can these CRESVs prove useful for decision-making in such contexts where, as mentioned above, better management practices are urgently needed?

A.3.2 Structure

To complete the previous objectives, the thesis was divided in 3 chapters. The first two ones present the method and results of the two case studies. We will follow a top down approach following the geographic scale of the study. Therefore we start with the New Caledonia work that covers valuation of a whole territory for a very general purpose before going downwards to the Vanuatu exercise that values a very precise area (village level) and a specific policy (MPA). The third chapter is a general discussion about the results and conclusions.

More precisely, the chapter 2 describes the socio-ecological context of New Caledonia related to coral reef, details the method and data collection employed to quantify, value and map each of the selected ES. Results are then presented and main conclusions are highlighted.

The chapter 3 is dedicated to the CBA of MPA in Vanuatu. An introduction about the context of community based MPA in the Pacific and the main socio-ecological characteristics of the studied villages is made. All methods used in the identification and quantification of the MPA impacts on ES and those used in their valuation are then detailed. Results and the financial analysis are presented. A specific part highlights the results about the observed impacts of MPAs on fishery productivity.

The Chapter 4 is a general discussion of the results presented in the previous chapters. Going beyond the specificities of each of the case studies, results are analysed conjointly within the framework of the

⁸ It is important to keep in mind that both studies were originated mainly to respond to the demands of 2 types of policy makers: development bank and local environmental agencies. The improvement of scientific knowledge was a by-side result of these studies. Therefore the choices of sites as well as the design of methods were driven by demand-side logic different from scientific ones (supply-side).

challenges identified before. Three aspects are treated: (i) the interpretation of the results in the context of the South Pacific is completed with a comparison with other coral regions in the world to identify common traits, (ii) the methodological issues encountered in the exercises of CRESV and the way to take into account some of the Pacific specificities are discussed and, (iii) the observed influence of the 2 case studies on policy making are compared with other studies to understand the lower than expected impacts.

Some of the discussions points are based on comparison with results from two publications in which the author participated. The first one (Laurans et al., 2013a) is a scientific paper about CRESV in the Pacific and an analysis of recent experiences. The second one (François et al., 2012) is a technical report on a literature review of 15 studies on CBA of coral reefs and mangroves management.

A reference list and relevant annexes are also provided at the end.

B. Evaluation économique des services rendus par les écosystèmes coralliens de Nouvelle Calédonie

B.1 Introduction

Le travail présent s'inscrit dans le cadre du plan d'actions national IFRECOR (Initiative Française pour les Récifs CORalliens), financée par le ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement (MEEDTL) et le ministère de l'Outre-Mer (MOM). Plus particulièrement, le Thème d'Intérêt Transversal (TIT) « Socio-économie » du plan d'actions naît à partir de la nécessité d'approfondir la compréhension du contexte et des enjeux sociaux et économiques des écosystèmes coralliens et écosystèmes associés (mangroves et herbiers).

Reprenant les termes de l'IFRECOR: « le TIT vise principalement à : (i) obtenir une première estimation de la valeur socio-économique des écosystèmes coralliens par nature de biens et services rendus (pêche, tourisme, industrie) pour chacune des huit collectivités d'outre-mer ; (ii) diffuser les résultats obtenus auprès des décideurs locaux et nationaux afin d'augmenter de façon significative la prise en compte des récifs dans les processus d'élaboration des politiques d'aménagement du territoire (mise en place d'aires marines protégées, définition de plans de gestion, de restauration, de monétarisation des écosystèmes coralliens, amélioration de la connaissance et de la diffusion des savoirs) ainsi que proposer des options d'aménagement et de monétarisation des écosystèmes coralliens. »

Le développement d'une méthodologie générique et son application à la Martinique, à la Nouvelle-Calédonie et à Mayotte constitue le premier temps du TIT. Avec les ajustements idoines, son emploi dans les 6 autres collectivités d'outre-mer constituera le second temps du TIT (Wallis et Futuna, Réunion, îles Éparses, Guadeloupe/St Barthélemy/St Martin, Clipperton, Polynésie française). ». Ce travail s'inscrit ainsi dans le cadre de développement de politique de gestion de l'environnement cherchant la durabilité des usages. Une des approches pour appuyer cette démarche vise à mettre une valeur sur les services rendus par l'environnement jusqu'alors considérés comme un service gratuit, illimité, et public (Théorie de l'externalité (Farber et al., 2002). Selon plusieurs courants de pensée, cette monétarisation doit permettre une meilleure prise de conscience par son approche quantitative monétaire (théoriquement plus parlante qu'un simple argumentaire qualitatif) (TEEB, 2010) . Elle facilite aussi l'identification claire des bénéfiques et des dommages ainsi que leur distribution au sein des acteurs. Cette connaissance acquise contribue à une meilleure gestion par la mise en place de compensations, paiements pour services écosystémiques ou taxes environnementales (Meignien and Lemaître-Curri, 2010).

L'approche IFRECOR TIT « socio-économie des récifs » se veut donc être la base de ces processus en monétarisant les services générés par les écosystèmes coralliens et leur distribution au sein des différents acteurs.

B.2 Objectif

L'objectif principal du travail est d'effectuer une évaluation économique des services générés par les récifs coralliens et écosystèmes associés de Nouvelle-Calédonie. Douze services sont sélectionnés: la pêche commerciale (ES1) la pêche vivrière (ES2), la pêche de loisir (ES3), les autres type de pêche (ES4), le tourisme sous-marin (ES5), le tourisme nautique (ES6), la plaisance (ES7), la recherche et éducation (ES8), la protection côtière (ES9), la bio-prospection (ES10), la séquestration du carbone (ES11) et les services de non-usage (ES12). Cette étude s'est effectuée en deux temps : le premier temps correspond à l'évaluation de la valeur financière des services générés par les écosystèmes (Valeur ajoutée et multiplicateur). Il s'agit de monétariser les flux dans l'économie Calédonienne des onze premiers services décrits antérieurement. Dans un deuxième temps, une autre évaluation (Pascal and Marre, 2012) se centre sur les surplus consommateurs (consentements à payer) des principaux usagers ainsi que sur l'estimation de la valeur d'existence des récifs pour les non-usagers. Les deux approches permettent de compléter la Valeur Economique Totale (VET) des services rendus par les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie. La distribution de la valeur économique totale entre les différents acteurs est identifiée afin de faciliter l'interprétation des résultats et la mise en place de politiques publiques. Avec le même objectif, une analyse SIG (Système d'Information Géographique) informe sur la distribution spatiale de la valeur des différents services.

B.3 Contexte socio-écologique de la Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie représente un contexte socio-écologique et économique très spécifique. Elle dispose de complexes récifaux importants (plus de 4.500km² de récifs et 20.000km² environ de zones lagunaires) avec une densité de population réduite (245.000 habitants). Les relations homme-récif et les usages qui en sont faits sont contrastés entre les différentes cultures présentes. De même, une économie basée sur les services et le nickel générant un fort pouvoir d'achat à une partie de la population coexiste avec une économie non-marchande basée sur l'agriculture et la pêche vivrière. Une description en profondeur du contexte socio-écologique est donnée dans les parties suivantes. En particulier l'environnement géographique, écologique, humain, politique et économique de la Nouvelle-Calédonie est décrit sous la perspective de leurs relations avec les récifs coralliens et la présente évaluation.

B.3.1 Géographie

La Nouvelle-Calédonie est la quatrième île du Pacifique Sud par sa superficie (18.575km²). Située à environ 1.500 km de la côte australienne, elle comprend : (i) la Grande Terre ; (ii) les îles Loyauté (Maré, Lifou, Tiga, Beutemps-Beaupré et Ouvéa), (iii) l'île des Pins, (iv) l'archipel des Belep, (v) Huon et Surprise, (vi) l'île Walpole, (vii) les îles de l'Astrolabe, (viii) les îles Matthew Fearn ou Hunter et, (ix) les îlots proches du littoral.

Sa longueur s'étend sur 500 km pour une largeur moyenne de 50 km. Elle est entourée d'un espace lagunaire qui s'étend sur près de 800 km Nord-Sud.

Il est possible d'y distinguer 4 grands sous-ensembles (Andréfouët and Torres-Pulliza, 2004; Gabrié et al., 2005; Virly and Garrigue, 2008) :

Le Lagon Sud, qui s'étend de l'île des Pins jusqu'à Bourail sur la côte Ouest. Cette zone se caractérise par un lagon qui devient de plus en plus large vers le Sud (de 1 mille à Bourail à 30 milles à l'extrémité sud) et profond (moins de 10 m à Bourail, plus de 80 m dans le Sud). Ce lagon couvre environ 5000 km². Il est délimité par un récif barrière bien formé, des passes relativement nombreuses et des îlots coralliens et récifs intra-lagonaires dont le nombre va croissant vers le sud.

Le Lagon Ouest qui s'étend de Bourail jusqu'au Nord de Koumac. Ce lagon est assez étroit (moins de 10 milles) et peu profond (moins de 15 m). Le récif barrière est souvent large et adossé à des zones sédimentaires peu profondes. Les îlots coralliens sont peu nombreux et de petite taille. La limite vers le Nord n'est pas marquée, le passage étant progressif vers le Lagon Nord.

Le Lagon Nord s'étend des environs de Koumac jusqu'au « Grand Passage » vers le Nord et jusqu'à l'île de Balabio vers l'est. Sa profondeur va en augmentant vers le Nord pour atteindre plus de 60 m. Les fonds meubles dominent, avec des apports terrigènes importants provenant du Diahot. Il y a très peu de récifs intra-lagonaires. Les îles (Belep) et îlots ne sont pas de nature corallienne ; leur taille est supérieure aux îlots des autres lagons. La barrière récifale est pratiquement continue, les passes étant peu nombreuses. La largeur du récif barrière est beaucoup plus grande à l'est qu'à l'ouest et aboutit à un immense récif réticulé au nord de Balabio, zone qui constitue une des zones les moins accessibles de Nouvelle Calédonie.

Le Lagon Est s'étend de Balabio jusqu'à la passe de la Sarcelle au sud de la Grande Terre. Ce lagon se caractérise par un récif barrière irrégulier, parfois immergé, et même par endroit par l'existence de deux récifs barrière consécutifs. Les fonds sont en général importants (plus de 30 m) et de relief plus tourmenté que dans les autres lagons. Les apports terrigènes y sont importants. Les passes sont nombreuses mais souvent mal définies. Les îlots sont de nature corallienne et de dimension comparable à ceux du Lagon Sud.

Au nord de la Grande Terre, au delà du « Grand Passage » existe des récifs à structure d'atoll: les Surprises et Huon. Ces pseudo-atolls sont peu profonds et entourés d'un récif barrière bien défini. Chacun de ces récifs comporte des petits îlots.

Les îles Loyauté se scindent en 2 groupes : les îles surélevées (Lifou, Maré et Tiga) et les atolls ou pseudo-atolls (Ouvéa, Beautemps-Beaupré, récifs de la Gazelle et de l'Astrolabe). Les îles surélevées sont de grands plateaux calcaires d'origine corallienne, entourés par un récif frangeant en général très étroit à l'exception de quelques petites baies. Il n'existe aucun récif barrière autour de ces îles. Les atolls sont de taille et nature diverse : Ouvéa est un atoll basculé d'assez grande taille (900 km²) entouré d'un récif barrière et d'une ceinture d'îlots, les Pléiades, sur deux tiers de son périmètre, le dernier tiers étant constitué par l'île principale de nature corallienne. Les autres atolls sont de taille nettement plus réduite, seul Beautemps-Beaupré étant bien fermé et possédant un îlot.

D'autres formations récifales existent au sud et à l'est des Loyauté, en particulier le récif Durand, les récifs frangeants des îles Walpole, Mathew et Hunter, ces deux derniers faisant partie de l'arc des Nouvelles Hébrides et étant donc d'une nature géologique différente.

Les Chesterfields sont un chapelet d'îlots bordant un immense plateau d'origine corallienne qui se scinde en deux grandes zones: Chesterfield et Bellona. Ce plateau est bordé sur une grande partie de sa façade ouest par un récif barrière, alors qu'à l'est ce récif barrière n'est continu que pour le sud de Bellona. Les plateaux des Chesterfields et Bellona sont parsemés de pinacles d'origine corallienne de taille parfois très importante, puisque certains font plus de 60 m de hauteur, cependant aucun ne dépasse la surface. L'ensemble de ces récifs sont à mi-distance entre la Grande Terre et l'Australie et de ce fait sont peu fréquentés. »

L'espace maritime de la Nouvelle-Calédonie est évalué à environ 1.450.000 km² (ZEE).

B.3.2 Habitats

B.3.2.1 Récifs coralliens

Suivant la classification proposée par Andréfouët et Torres-Pulliza (2004), les complexes récifaux comprennent les structures suivantes : Atolls océaniques (atoll), Atolls océaniques surélevés (raised atoll), Bancs (bank), Récifs barrières (barrier reef), Récifs frangeants (fringing reef), Complexes de massifs coralliens (patch reef) et Complexes récifaux d'îles.

Chacune de ces structures de complexes récifaux comprend ensuite différentes unités géomorphologiques comme, par exemple, les lagons, couronne et massifs coralliens pour les atolls océaniques. Avec ce niveau de détails, Andréfouët et Torres-Pulliza (2004) distinguent les superficies appartenant aux complexes récifaux mais non considérées comme récifs. C'est le cas des superficies lagunaires ou des terrasses lagunaires (Entrecasteaux, Ouvéa et Beautemps principalement) dont le substrat est majoritairement constitué de fonds meubles.

En appliquant cette distinction la superficie récifale est d'environ 4.570 km² (voir annexe 2). Les lagons pour leur part couvrent une superficie de 23.400 km² avec une différence marquée entre les 2 côtes Est/Ouest. La barrière récifale présente un linéaire d'environ 1.600 km, la classant comme la 1ère plus longue barrière continue et la 2ème plus grande barrière au monde. On observe à certains endroits un double ou triple récif barrière.

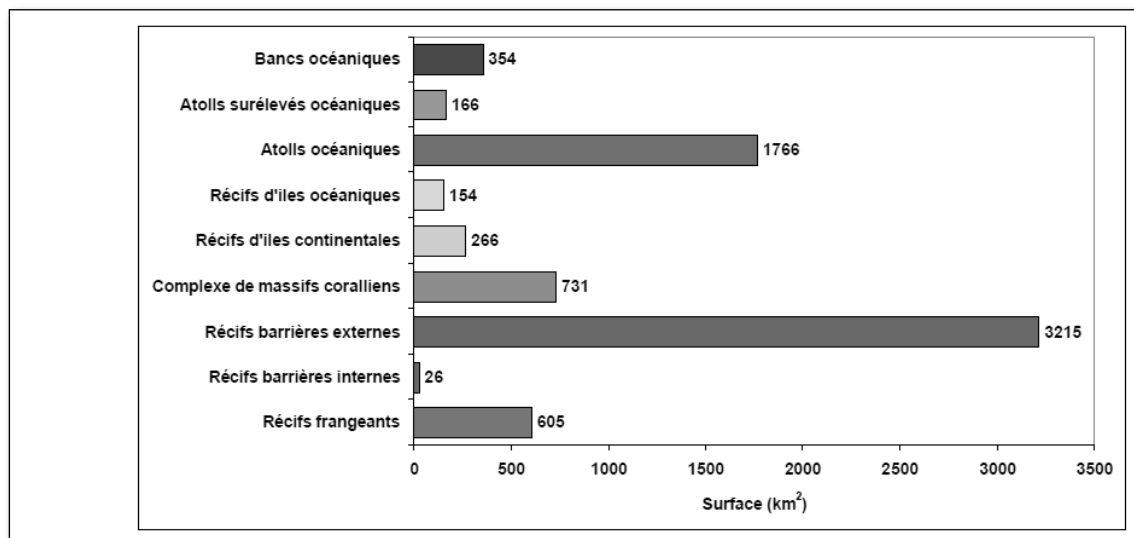


Figure B-1: Surfaces récifales de grands complexes Néo-Calédonien

Extrait de Andréfouët and Torres-Pulliza (2004)

La distribution par superficie des différents complexes récifaux montre la présence d'un récif barrière très développé et omniprésent sur la Nouvelle-Calédonie. La superficie des récifs frangeants est relativement faible et ne concerne qu'une faible part du Territoire.

Ces deux caractéristiques ont une influence majeure sur les typologies de pêche et de tourisme car elles conditionnent l'usage du récif. Par exemple, un récif frangeant peu développé implique qu'une grande partie des usages se fasse à travers d'une embarcation pour accéder aux récifs barrières plus éloignés. La pêche à pied, les randonnées sous-marines en apnée et d'autres activités touristiques depuis le bord du littoral sont relativement peu développées en Nouvelle-Calédonie et se concentrent dans certaines zones de récif frangeant.

Santé des récifs :

Selon Virly et al (2008), les derniers suivis sur la couverture corallienne moyenne sur l'ensemble des stations de suivi (GORC) montrent des résultats relativement stables depuis le début des suivis (1997). L'état de santé des sites échantillonnés est globalement satisfaisant puisque 35% des stations sont en bonne santé et 30% ont un état de santé satisfaisant.

Une décroissance significative de la couverture corallienne a été observée sur certains sites depuis 1997. Ces mortalités sont le résultat du développement ponctuel de populations d'Acanthaster observé sur ces sites depuis 1997 dont les conséquences ont été observées en 2000 et 2001. Sur les autres sites la couverture corallienne reste stable ou montre des signes de reconstitution après les mortalités observées en 1998. (Virly and Garrigue, 2008)

B.3.3 Mangrove

La mangrove est omniprésente en Nouvelle-Calédonie avec plus de 25 000 hectares ce qui représente 1% de la superficie globale de l'île (Roussel et al., 2009; Virly 2008). Elle est particulièrement développée sur la côte ouest (88% des mangroves). 16 espèces de palétuviers et trois hybrides peuplent les mangroves de Nouvelle-Calédonie

B.3.4 Herbiers

Les herbiers de phanérogames marines (plantes à fleurs) occupent une part importante des fonds de lagon de la Nouvelle-Calédonie, notamment le long de la côte ouest et à un moindre degré le long de la côte est. Selon la cartographie des herbiers peu profonds (0-5 m) réalisée par Andréfouët et ses collaborateurs, les herbiers denses à diffus (clairement visibles sur l'imagerie Landsat) occuperaient 40.000 ha sur les zones sédimentaires. Une estimation des zones d'herbiers très diffus porterait ces surfaces à 93.635 ha. (Hily et al., 2010). 12 espèces de phanérogames ont été identifiées.

B.3.5 Algueraies

Actuellement, 332 espèces d'algues appartenant à 46 familles sont signalées en Nouvelle-Calédonie. Les algueraies du lagon sont généralement situées dans des fonds plus profonds que les herbiers, entre une quinzaine de mètres et moins de 25 mètres.

B.3.6 Le vivant

La biodiversité marine en Nouvelle-Calédonie est estimée à environ 15.000 espèces. Plus de 320 espèces de coraux ont été inventoriées avec les scléactiniaires hermatypiques (constructeurs de récifs) bien représentés. Près de 2.000 espèces de poissons sont recensées en Nouvelle Calédonie, dont plus de 1.600 se rencontrent dans la tranche de profondeur 0-100m. Une trentaine d'espèces sont ciblées au niveau alimentaire. Le tableau ci-dessus présente un inventaire quantifié de cette biodiversité en termes de nombre d'espèces.

L'environnement marin se caractérise également par la présence de nombreuses espèces emblématiques: tortues marines (4 espèces présentes), baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*) et petits rorquals, dugongs, dauphins (5 espèces), oiseaux marins, requins (39 espèces) dont le requin marteau halicorne (*Sphyrna lewini*) le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) et le requin baleine (*Rhincodon typus*), napoléons (*Cheilinus undulatus*), tricots rayés, nautilus, etc. Plusieurs de ces espèces sont inscrites sur la liste rouge de l'UICN.

B.3.7 Inscription Unesco

Le lagon de la Nouvelle-Calédonie est inscrit à la liste du Patrimoine mondial de l'Unesco depuis juillet 2008. Près de 15.000 km² se répartissent sur six sites néo-calédoniens dont le Grand Lagon Sud et la zone côtière Ouest, la zone côtière Nord et Est et le Grand Lagon Nord, les Atolls d'Ouvéa et de Beautemps-Beaupré et les Atolls d'Entrecasteaux.

Pour obtenir le label du Patrimoine mondial de l'Unesco, les sites proposés ont répondu à trois critères:

- Critère (vii) : Phénomènes naturels remarquables ou beauté naturelle exceptionnelle
- Critère (ix) : Processus biologiques et écologiques en cours
- Critère (x) : Diversité biologique et espèces menacées

Le bien en série comprend six groupes marins qui sont aussi protégés par des zones tampons marines et terrestres ne faisant pas partie du bien inscrit.

Plusieurs enjeux sociaux, environnementaux et économiques sont nés de cette inscription. Le développement d'une gestion participative incluant une grande partie des acteurs (co-gestion), le renforcement des budgets publics de gestion de l'environnement et l'augmentation du tourisme en sont des illustrations.

B.3.8 Population et société

La Nouvelle-Calédonie fait partie de l'ensemble mélanésien qui se compose de la Papouasie-Nouvelle-Guinée, des îles Salomon, Fidji et Vanuatu.

La Nouvelle-Calédonie compte 245.600 habitants au dernier recensement de 2009. L'âge moyen de la population est de 27 ans et près de la moitié de la population à moins de 25 ans. La population a une tendance au vieillissement et Broustet (2008) estime qu'un cinquième de la population sera âgé de plus de 60 ans en 2030 (le double d'aujourd'hui). La croissance démographique est cependant élevée avec un rythme annuel de 1,9% et une moyenne de + 4 000 habitants par an depuis 1996. (Isee, 2004). Selon les projections démographiques, il est prévu qu'en 2030 la Nouvelle-Calédonie comptera plus de 312.000 habitants. (Broustet, 2008).

La Nouvelle Calédonie compte 36 communes et plus de 340 tribus. Certaines estimations évaluent environ qu'un tiers de la population réside en tribu (Isee, 2004). La distribution spatiale des communes, fruit des différents mouvements historiques, montre que 90% d'entre elles sont situées le long des côtes. Pour les tribus nous pouvons estimer que 60% des tribus se situent en bord de mer.

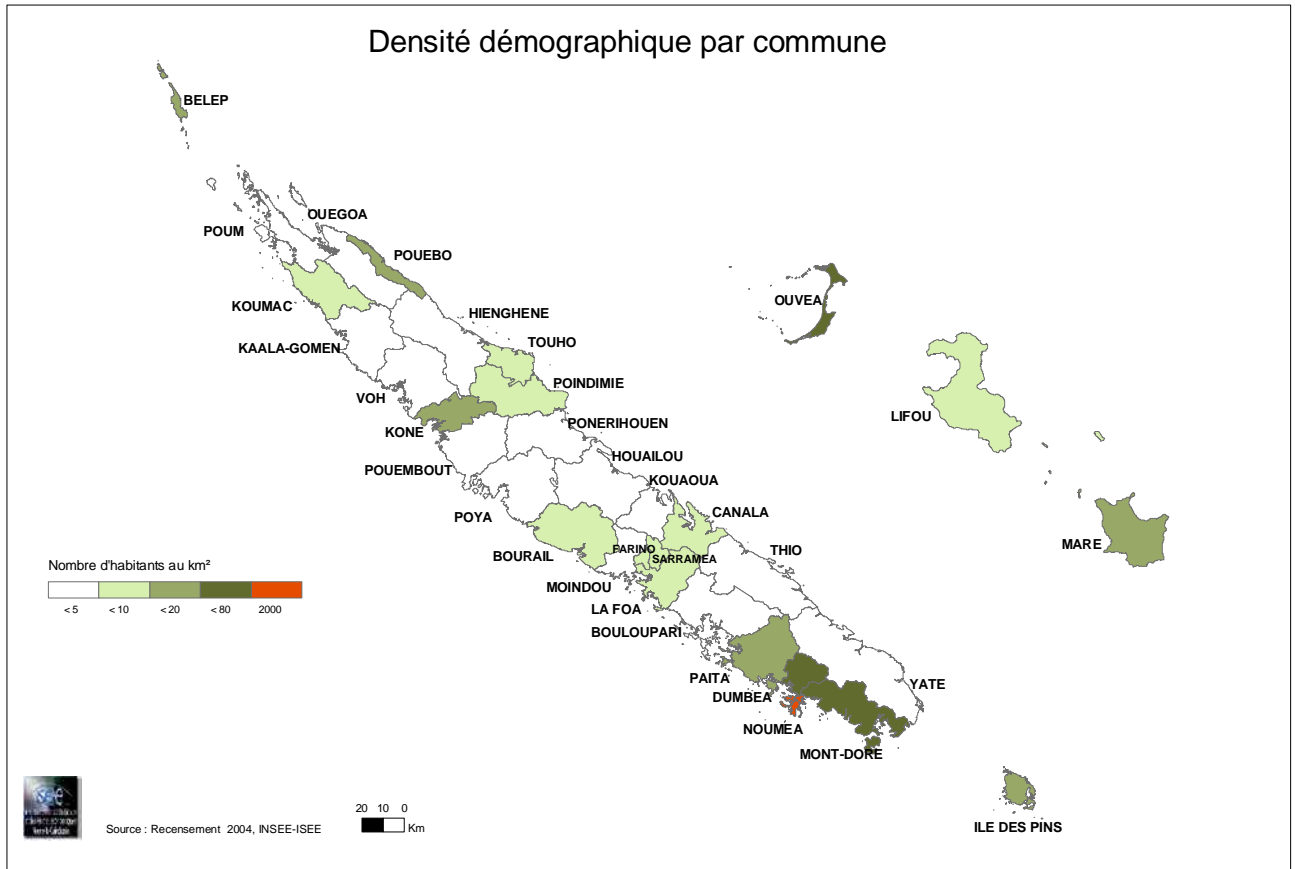


Figure B-2: Distribution de la population par communes (Isee 2004)

Il est reconnu que la population mélanésienne de Nouvelle-Calédonie est plus orientée vers la terre et l'agriculture (Boyer, 1997) que vers la mer. Ainsi, Haudricourt (1964) a caractérisé la société mélanésienne de la Grande Terre comme « la civilisation de l'igname » par opposition à « la civilisation de la pêche en mer chaude » des îles Loyauté (Leblic, 1999).

La distribution de la population est contrastée selon les trois provinces existantes en Nouvelle-Calédonie (Province Nord, Sud et Iles). L'étude des densités montre un territoire très concentré dans le Sud et dans la principale agglomération de Nouméa. Ainsi la densité moyenne est de 10,6 habitants au km² présente des écarts sensibles d'une province à l'autre (4,3 habitants/km² en Province Nord, 10, 5 habitants/km² en Province îles de Loyauté et 19, 2 habitants/km² en Province Sud).

Le Grand Nouméa (2.000 habitants/km²) concentre presque deux calédoniens sur trois et continue d'attirer l'essentiel des migrations (approx. 140.000 habitants dans le Grand Nouméa).

Les Mélanésiens représentaient au moment du recensement de 1996, 44,1% de la population totale et étaient largement majoritaires dans la Province Nord (77,9%) et la Province des îles de Loyauté (97,1%).

L'étude de la proportion de la population pratiquant une des 34 langues canaques recensées actuellement fait ressortir ce contraste entre les différentes populations.

Les populations d'origine européenne avec 34.1% de la population totale en 1996 représente le deuxième groupe ethnique. Environ 85% vivent dans le Grand Nouméa (Nouméa et agglomérations) avec un style de vie urbain très contrasté avec celui des tribus. Ceux résidant hors du cadre urbain dans la province Sud et Nord, représentent 15% de la population totale et correspondent majoritairement à des populations installées sur le territoire depuis plusieurs générations. Nous les considérerons comme les populations rurales en contraste des populations urbaines et tribales (Mermoud, 1997).

La communauté de Wallis&Futuna représentait 9% de la population totale en 1996 et la grande majorité (93%) résidait dans le Grand Nouméa.

Le système coutumier mélanésien continue à régir avec différents degrés les comportements sociaux pour quasiment 30% de la population qui réside en tribu dans 160 réserves autochtones. Ces réserves autochtones sont des terres déclarées inaliénables, incommutables et insaisissables, occupées par une ou plusieurs tribus et administrées par les structures coutumières de ces dernières. Ces réserves couvrent 21 % de l'ensemble des terres du territoire.

Comme nous le verrons dans les parties suivantes, un style de vie et des usages du récif différenciés selon l'appartenance et le contexte socioculturel ressortent de ces caractéristiques de la population Néo-Calédonienne.

Plus particulièrement ces différences de style de vie et d'usages du récif impliquent une approche adaptée et spécifique pour les valoriser. Afin de simplifier les évaluations et comme peu de données sont disponibles par groupe ethnique, il a été considéré que ces contextes socioécologiques s'assimilent à la typologie de résidence (urbain, rural et tribal). La distribution démographique calculée sur les derniers recensements pour chacun de ces groupes est décrite dans la table 2.

	PN	PS	PIL	TOTAL
urbain	0	140 785	0	140 785
rural	13 108	22 879	0	35 987
tribal	32 597	12 555	22 486	67 638
Total	45 705	176 220	22 486	244 410

Tableau B-1: Estimations démographiques par typologie de résidence et par provinces

(basées sur recensement démographique de 2004 (Isee 2004))

B.3.9 Evolution politique

Du statut de TOM décidé en 1946, la Nouvelle-Calédonie est passé, avec des périodes de calme et de tensions politiques à celui de collectivité territoriale à statut particulier dotée d'une large autonomie. Il est prévu entre 2014 et 2018, une consultation sur l'accession à la pleine souveraineté.

B.3.10 Economie

La croissance a été soutenue entre 1998 et 2007 (3,7% en rythme annuel moyen). Le niveau de vie en Nouvelle-Calédonie est aujourd'hui comparable à celui de la grande majorité des régions françaises et le PIB par habitant est proche de celui de Singapour et supérieur à celui de la Nouvelle-Zélande.

La structure économique de Nouvelle-Calédonie est particulière. Elle est une société de services (70% du PIB en 2008 dont 30% provient des administrations publiques) mais avec un poids relatif du nickel (3eme réserve mondiale) important (15% du PIB en 2008). La forte croissance des recettes fiscales a réduit la dépendance des finances publiques vis-à-vis des transferts métropolitains et permis de financer l'accroissement des dépenses publiques, sans hausse de l'endettement public (Isee, 2008c).

Le poids relatif de la pêche ainsi que celui du tourisme (environ 3% de la valeur ajoutée) est faible dans l'économie de la Nouvelle-Calédonie.

Les inégalités spatiales et ethniques sont cependant très marquées. En 2004, le PIB par habitant dans la province des îles Loyauté était inférieur de moitié à celui de la province Nord et ce dernier lui-même était inférieur d'un tiers à celui de la province Sud (Isee, 2008c). Ces inégalités se retrouvent aussi à travers l'Indicateur de Développement Humain (IDH) dont les différences entre provinces s'expliquent essentiellement par des écarts de nature économique. (L'IDH est un indice calculé à partir de 3 indicateurs: l'espérance de vie à la naissance, le niveau d'instruction et le PIB par habitant).

De même, le coefficient de Gini, indicateur de la distribution de l'ensemble des revenus, ressort à 0,50, c'est-à-dire plus proche de ceux prévalant dans les pays en développement que de ceux constatés dans les pays développés. Conséquence des inégalités de revenu, la pauvreté (relative) touche près d'un Calédonien sur quatre (Isee, 2009a).

Ces constats peuvent être nuancés car ils ne prennent pas en compte les revenus non monétaires générés par une économie de subsistance. Ces revenus, comme nous le verrons dans le chapitre III, peuvent

représenter une part substantielle des ressources des ménages calédoniens les plus pauvres sous la forme de produits agricoles et issus de la pêche principalement (Isee, 1992).

B.3.11 L'économie de subsistance kanak :

Bensa et Freyss (1994) ont réalisé une excellente description de l'évolution de l'économie de subsistance kanak, et nous nous contenterons de reprendre certaines idées et les compléter avec d'autres travaux et observations personnelles.

Selon ces auteurs, avant la transition vers l'économie de marché, chaque foyer assurait sa subsistance sur des terres cédées au terme d'un accord de gré à gré avec ses propriétaires originels ou simplement transmises de père en fils. Aucun travail au bénéfice d'autrui n'était rémunéré; seules prévalaient en la matière des obligations associées aux relations interindividuelles de parenté et aux rapports politiques statutaires entre les unités domestiques.

Les produits de l'agriculture étaient consommés par le foyer, donnés à des parents ou des alliés qui retourneront à terme ce geste très quotidien ; ou bien encore échangés contre des produits similaires en qualité et en quantité, à l'occasion des grandes cérémonies (naissance, mariage, deuil) qui ponctuent la vie sociale.

Ces échanges cérémoniels frappaient par leur ampleur, leur minutie et leur inutilité économique: des volumes relativement importants de tubercules, d'étoffes et de billets de banque changent de main, chaque lot offert ou reçu donnant lieu à de solennels discours et à de stricts comptages sans que les partenaires présents se retrouvent plus riches après qu'avant la transaction, ni même en possession d'un bien qui leur aurait fait précédemment défaut.

En dehors de ces cérémonies d'échange, toujours pratiquées et dont la spécificité est clairement attestée par les langues kanak, des transactions appelées jèna et aujourd'hui disparues permettaient aux communautés du bord de mer d'avoir accès aux produits de l'intérieur de l'île et réciproquement. Des taux d'équivalence entre les produits de la pêche et ceux de l'agriculture étaient fixés mais des formes de marchandage, de paiement différé et de dettes sont aussi avérées par le vocabulaire et les observations de quelques voyageurs. En assimilant le jèna à un « marché », les Kanak insistaient sur son caractère utilitaire et le rapprochent du commerce européen

Dans les 25 dernières années et spécialement durant cette décennie, d'importantes transformations économiques sont intervenues dans la société kanak de Nouvelle-Calédonie : l'argent est beaucoup plus présent, le salariat s'est étendu, les modes de consommation ont évolué. Plusieurs études montrent que les

économies de subsistance sont peu résilientes au développement urbain et à l'introduction de l'économie de marché {Cinner, 2007 #589}. L'emploi salarié a augmenté de 36% entre 1998 et 2006. Entre 1969 et 2006, le poids de l'alimentation dans le total de la consommation des ménages a régressé sensiblement, passant de 34 à 21%, ce qui est traditionnellement observé lorsque le revenu du ménage augmente (Isee, 2009a).

Deux pôles de la société calédonienne peuvent être identifiés: celui de l'économie kanak domestique et celui de l'économie mercantile occidentale de Nouméa. Entre ces deux extrêmes, la catégorie constituée par la population des Kanak urbanisés occupe un niveau intermédiaire. Coexiste tant bien que mal avec l'économie vivrière kanake d'autosubsistance une économie marchande assez particulière dont la reproduction repose sur une aide permanente de la métropole. De plus, l'industrie minière, le commerce de produits importés, le marché agricole local restreint et l'important secteur tertiaire sont des activités entièrement maîtrisées par les non mélanésiens.

La société kanak n'est plus fondée que sur la seule économie domestique. Mais sa dynamique n'est pas pour autant assimilable à celle d'une économie de marché.

Selon Bensa et Freyss (2004) cette situation intermédiaire s'explique pour 2 raisons : (i) d'une part, faute de rentabilité suffisante, l'activité agricole et la pêche, fondements de l'économie domestique, ne peuvent offrir une base solide à la mutation vers une économie marchande ; le processus de développement ne peut se déployer qu'en dehors de cette société rurale et même en rupture avec elle ; (ii) d'autre part, le système dominant n'est pas optimal pour enclencher une diversification vers différentes filières d'activités. En effet, la dépendance du système calédonien aux transferts de la métropole (même si son poids relatif diminue) entraîne peu d'effort productif.

Le travail salarié, temporaire ou permanent, comme ouvrier ou employé, la commercialisation plus ou moins sporadique ou difficile du poisson, du café ou des fruits et les subventions de tout ordre font entrer dans les foyers des gains en espèces qui donnent accès aux biens de consommations européens. Cependant ces derniers, comme la monnaie, peuvent être réinsérés en tant qu'objets précieux dans le circuit des transactions non commerciales internes aux communautés kanak. Ainsi, systèmes marchand et non marchand se côtoient sans être vraiment altérés l'un par l'autre. L'argent est perçu comme un moyen d'acquérir des biens de consommation mais non comme la base d'une accumulation productive. Le fait que l'argent puisse servir, comme capital, à faire de l'argent demeure (encore) inconnu.

L'enquête de consommation des ménages 1991 (Isee, 1992) nous apprend que les ressources non monétaires pour les ménages des tribus atteignaient le tiers du revenu monétaire. L'importance de ce facteur est encore plus visible dans le domaine alimentaire: 55 % des besoins étaient couverts par l'autoproduction. Les premières estimations de l'étude des revenus non-monétaires de 2008 entreprise par l'Isee montrent une

diminution de l'importance de ces revenus (24% au lieu de 33% 17 ans avant) mais il s'agit de données préliminaires non définitives.

B.4 Méthode

B.4.1 Approche générale

L'évaluation économique des services écosystémiques entreprise en Nouvelle-Calédonie se base sur la classification des services décrite dans la figure suivante.

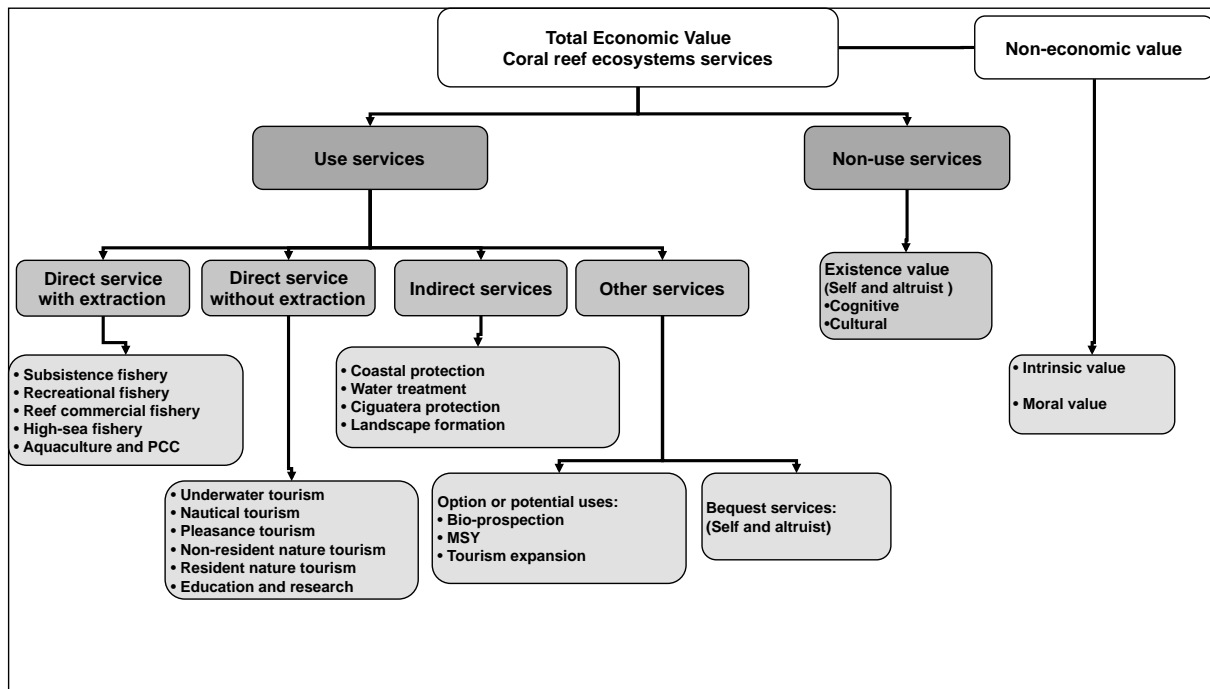


Figure B-3: Classification des services générés par les écosystèmes coralliens.

Adapté de Beukering (2007), Pascal et al (2010), César (2003) et Moberg (1999)

Valeurs des services d'usage :

Les services d'usage comprennent les valeurs provenant des usages directs avec et sans extraction, les valeurs d'usages indirects et les valeurs d'options et de legs. Les usages directs concernent les activités où l'individu peut jouir directement de la ressource soit en la consommant (par exemple : pêche) soit en tirant une satisfaction de la ressource en soi (par exemple: valeur récréative d'une zone côtière). Ils peuvent ainsi être de type marchand si l'usage passe par un marché qui définit son prix (par exemple le poisson ou une prestation touristique) ou non-marchand (par exemple : la pêche vivrière). Les usages indirects comprennent les services des écosystèmes qui existent sans l'intervention de l'Homme. Par exemple, les récifs peuvent fournir une protection physique contre la houle ou les mangroves peuvent contribuer au traitement des eaux usées.

Les valeurs d'options découlent de l'usage potentiel d'un service écosystémique, si le besoin devait s'en faire sentir. Comme décrit par Bolt (Bolt et al., 2005): « le concept est très populaire dans le monde de la finance, où l'on prend des options pour acheter le droit de vente d'un produit boursier, à un prix déterminé,

et à une date ultérieure préalablement fixée. La valeur des options tient au fait que l'information actuelle n'est pas parfaite. Le temps nous dira si conserver l'actif est profitable ». Par exemple, le volume maximum durable de captures de pêche représente un potentiel de l'écosystème qui pourra être exploité dans le futur. C'est le cas aussi de la bio-prospection qui cherche des substances chimiques présentes dans les récifs qui peuvent être exploitées commercialement par l'industrie pharmaceutique.

La valeur de legs ou d'héritage est celle qui permet l'utilisation des écosystèmes par les générations futures. Les valeurs de legs peuvent devenir particulièrement importantes dans les populations locales qui exploitent actuellement un écosystème lorsqu'elles voudraient que le mode de vie qui l'accompagne soit transmis à leurs héritiers et aux générations futures.

Valeur des services de non-usage

Les valeurs de non-usage ont été introduites par John Krutilla en 1967 (Krutilla, 1967). Elles constituent aujourd'hui un domaine important de la recherche en matière d'économie de l'environnement. Ces valeurs correspondent à des usages passifs qui sont la manifestation du consentement à payer des gens pour l'existence d'une ressource, indépendamment de la possibilité pour eux de l'utiliser dans l'immédiat ou dans l'avenir. L'interaction doit donc être non-consommatrice, indirecte et hors-site. Elles comprennent la valeur d'altruisme non paternalistique (les générations futures connaîtront l'existence d'un écosystème) et la valeur d'existence (connaissance aujourd'hui que l'écosystème existe) (Flores, 2002; Manoka, 2003).

Il est important de reconnaître qu'aujourd'hui il n'existe pas de consensus clair entre les économistes sur la définition et l'évaluation économique des valeurs de non-usages (Rudd, 2009).

Valeur non-économique ou lexicographiques

D'autres valeurs comme la valeur morale ou encore la valeur intrinsèque d'un écosystème ne sont pas considérées comme des valeurs économiques (Flores, 2002; Spash, 2000). Ces valeurs lexicographiques ignorent les choix de compensations et sont plus de l'ordre « tout ou rien » (Spash 2000) sortant ainsi du cadre classique des valeurs économiques reposant sur la substituabilité des biens. En effet, outre l'aspect non-éthique de mettre un prix sur des valeurs morales ou intrinsèques, l'approche économique Hicksienne utilisée actuellement ne considère pas ces valeurs comme économiques. Les individus n'acceptent pas d'arbitrages entre ces valeurs ou ne sont pas indifférents aux substituts de ces valeurs. Il n'existe donc pas de compensation ou de mesures équivalentes qui reflètent ces valeurs. Développées par des économistes comme Hicks et Kaldor dans les années 1930s et 1940s, l'approche Hicksienne propose des critères clairs pour la prise de décision dans pratiquement tous les cas où l'action de la politique publique entraîne des bénéfices pour certains, et impose des coûts à d'autres (Dimand, 2007). Le « critère de compensation » établit qu'une action est justifiée si ceux qui en profitent peuvent potentiellement apporter une compensation

à ceux qui en sont lésés, tout en produisant une amélioration par rapport à la situation initiale. Et c'est le cas même si la compensation n'a pas effectivement lieu. Ces mécanismes ne peuvent s'appliquer aux valeurs lexicographiques.

B.4.2 Valeur économique totale, valeur ajoutée et valeur financière:

Valeur économique totale

La valeur économique totale se définit comme la somme des surplus consommateurs et surplus producteurs de tous les services d'usage directs et de non-usages décrits antérieurement. Le modèle de la Valeur économique totale est expliqué dans de nombreux ouvrages (Pagiola, 2004b; TEEB, 2010) et nous nous contenterons de résumer les principaux concepts ainsi que de souligner ses différences avec la valeur financière.

La valeur économique est souvent assimilée à son prix de marché. Cependant le marché nous révèle seulement le montant minimum qu'une personne est prête à payer pour acheter le bien. Dans une transaction, l'acheteur compare le montant qu'il serait prêt à payer avec le prix de marché et ne procède à l'achat que si ce prix est inférieur à son consentement à payer (CAP). Beaucoup d'acheteurs sont en réalité parfois prêts à payer pour un bien ou un service plus que son prix de marché. Cela signifie que la valeur monétaire du bien dépasse son prix de marché. La différence entre le CAP et le prix de marché est appelée le surplus consommateur.

Le surplus producteur est plus classiquement assimilé au bénéfice économique de l'activité productrice et prend la forme de valeur ajoutée.

Valeur ajoutée ou surplus producteur

La valeur ajoutée (VA) permet de mesurer la valeur créée par un agent économique. Elle mesure l'écart entre la somme des valeurs des entrants d'un processus de production (les consommations intermédiaires) et la somme des valeurs des produits ou des services qu'il vend. Elle permet de mesurer la contribution exacte d'une unité de production à la création de richesses.

Les agents économiques qui créent de la valeur sont les entreprises, les organisations, ou encore le secteur public. On calcule la valeur ajoutée en utilisant deux chiffres : (i) Le chiffre d'affaires de l'entreprise : les quantités produites et vendues multipliées par le prix de vente ; (ii) Les consommations intermédiaires : tous les achats faits par l'entreprise pour réaliser sa production, sa consommation en biens et services (matières premières, fournitures...). La valeur ajoutée est la différence entre le chiffre d'affaires et les consommations intermédiaires. Dans le cas de production qui n'est pas vendue (les services non marchands

ou services publics), la valeur finale de la production est estimée comme égale aux salaires. La somme des valeurs ajoutées d'un pays constitue son produit intérieur brut (PIB). Cette valeur ajoutée sert à rémunérer les différents acteurs qui concourent au fonctionnement des agents économiques : les salariés, les apporteurs de capitaux (versement de dividendes aux actionnaires ou d'intérêts aux créanciers), les administrations (impôts sur les bénéfices, taxes, cotisations sociales, l'entreprise elle-même (valeur ajoutée non distribuée: réserves, investissements).

Valeur financière

Les valeurs financières se concentrent seulement sur les valeurs qui génèrent un flux financier réel, potentiel, évité ou de remplacement. Il s'agit donc de la valeur ajoutée des activités reliées aux services d'usages directs et indirects et représente l'impact direct sur l'économie locale. Ces activités génèrent aussi des impacts sur d'autres activités à travers des flux vers des entreprises tiers qui à leur tour génèrent des VA. Ce sont les impacts indirects. De même, les salaires, dividendes, impôts et investissements générés par les activités précédentes ont un impact sur l'économie locale. Ce sont les impacts induits. La somme des impacts indirects et induits est définie comme l'effet multiplicateur de la valeur ajoutée calculée pour l'activité.

B.4.3 Choix méthodologiques

Services sélectionnés

Une sélection des services d'usages a été réalisée sur des critères d'importance relative et de disponibilités des données. Cette sélection a permis de distinguer 8 services générés par les écosystèmes coralliens qui sont évalués dans cette étude (Voir Figure B-3). Ces services sont la pêche commerciale (ES1) la pêche vivrière (ES2), la pêche de loisir (ES3), les autres type de pêche (ES4), le tourisme sous-marin (ES5), le tourisme nautique (ES6), la plaisance (ES7), la recherche et éducation (ES8), la protection côtière (ES9), la bio-prospection (ES10) et la séquestration du carbone (ES11).

Méthodes mises en œuvre

Pour l'évaluation monétaire de chacun de ces 11 services identifiés, 3 étapes d'analyse sont réalisées (figure suivante).

La première étape correspond à l'identification des processus basiques et bénéficiaires définis par Balmford (2008). Ces processus sont ceux impliqués de manière exclusive ou contributive dans la production du service à évaluer.

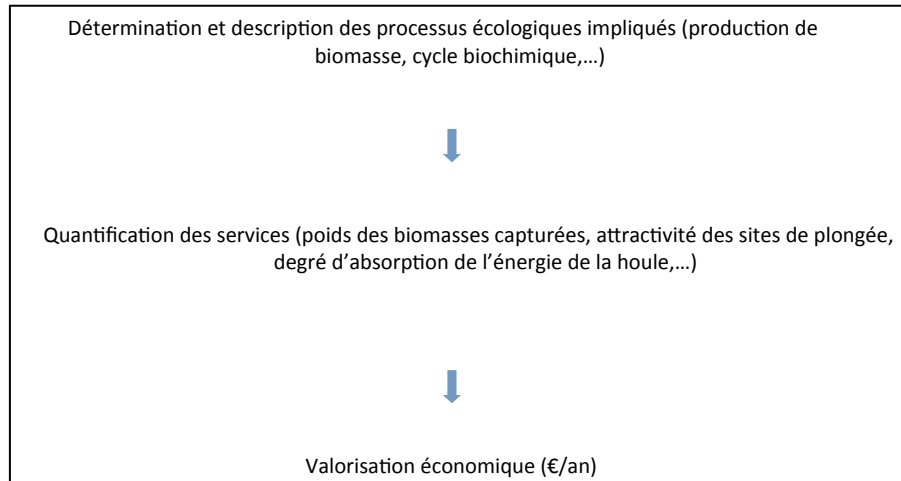


Figure B-4: Etapes d'analyse pour les services écosystémiques sélectionnés

De manière plus précise, les méthodes par intrants de production qui sont utilisées sont : la méthode des prix de marché (par exemple: prix moyen au consommateur final des espèces commerciales pêchées) ; la Méthode des prix équivalents protéines (pour monétariser les captures de la pêche vivrière) ; la méthode des coûts de remplacement (par exemple: remplacer les services d'assainissement des eaux des mangroves par une station de traitement) et la méthode des dommages évités (par exemple: coûts de destruction ou dégradation évités sur le foncier par la protection du récif contre l'érosion côtière).

Pour la majorité de ces méthodes, les résultats calculés sont les valeurs ajoutées (VA). Un multiplicateur (quand son calcul est possible) est appliqué pour refléter les impacts indirects et induits de chacun des services sur l'économie locale. Les résultats font l'objet d'analyse de sensibilité aux différentes estimations effectuées. Chaque résultat présente ainsi une valeur minimum et maximum pour refléter ces incertitudes.

Calcul des multiplicateurs :

La méthodologie pour prendre en compte les impacts des valeurs ajoutées sur l'économie d'un pays varie suivant le degré de précision recherché. En général ces impacts indirects et induits sont calculés à travers de modèles entrée/sorties (E/S) style IMPLAN (Pagiola 2004). Ces modèles sont lourds à développer et n'existent pas à l'échelle de la Nouvelle-Calédonie. Une autre méthode a été choisie pour refléter ces impacts à travers l'usage des multiplicateurs. Ces multiplicateurs s'appliquent aux calculs de VA et permettent de prendre en compte les impacts indirects et induits. Ils proviennent de la base de données de l'ITSEE et sont calculés à partir des comptes du territoire et des déclarations fiscales et financières des entreprises. Les calculs se font au niveau des secteurs d'activités (voir Table 1). Il a été pris en compte les possibilités de double comptage en corrigeant les multiplicateurs affectés. Un exemple illustrera cette correction: le secteur pêche professionnelle a un effet multiplicateur de 1,7 selon les estimations de L'ISEE. Ce multiplicateur inclut, par définition, des impacts indirects sur le circuit de distribution post-captures qui

ont déjà été pris en compte dans nos calculs de VA du secteur d'activité. Le multiplicateur de la pêche commerciale a donc été corrigé à 1,3 pour quitter le poids de la distribution. Une correction similaire s'est appliquée sur le tourisme nautique de plaisance. La pêche vivrière n'a pas d'effets multiplicateurs mais un facteur de pondération qui sera expliqué ensuite. Dans le même ordre d'idée, les dépenses des résidents en activités de loisir ou en hôtellerie attribuables à l'existence des récifs nécessitent un éclaircissement. En effet elles sont parfois considérées comme étant seulement une redistribution et non une création de la richesse existante. Elles sont compensées par une diminution des autres dépenses dans d'autres activités. En tant que telles, ces dépenses sont généralement exclues des modèles entrées/sorties. Il est clair, cependant, que les dépenses des résidents maintiennent des emplois dans des industries spécifiques qui n'auraient peut être pas de substitut autrement. Dans cette étude les dépenses sont incorporées dans la création de richesse à l'échelle du territoire.

Effets multiplicateurs des valeurs ajoutées

<i>Pêche commerciale (corrigé)</i>	1,3
<i>Secteur de la distribution de la pêche</i>	1,4
<i>Pêche de loisir (idem pêche commerciale)</i>	1,3
<i>Pêche vivrière (facteur de pondération)</i>	1,4
<i>Tourisme (hôtellerie-restauration)</i>	1,6
<i>Tourisme (activités nautique)</i>	1,7
<i>Secteur de l'industrie nautique de plaisance (corrigé)</i>	1,4

Tableau B-2: Multiplicateurs estimés pour la Nouvelle Calédonie. Détails par secteur d'activité

Distribution spatiale de la valeur financière

Les différents supports cartographiques représentent la distribution des valeurs ajoutées des services entre les différentes communes de Nouvelle-Calédonie. Plusieurs choix de distribution spatiale sont disponibles et ont été étudiés. En suivant la méthodologie proposée par Balmford et al (2008) nous avons analysé les différentes options suivantes : (i) la distribution spatiale par habitats (le récif barrière pour certains métiers de pêche), (ii) la distribution par fonctions écosystémiques (zones de fraies des espèces commerciales ou emblématiques), (iii) la distribution par zone de réalisation de l'usage (lieu de pêche ou d'immersion de plongée sous-marine), (iv) la distribution par lieu de consommation de la valeur ajoutée (siège social de l'opérateur touristique).

Les nombreuses incertitudes existant sur les processus écosystémiques et sur le rôle précis du récif dans la génération du service ont rendu difficile de spatialiser les résultats sur la base de critères écologiques (habitat ou fonctions de l'écosystème, paragraphes i et ii). Ainsi seulement pour la pêche, les processus bénéficiaires impliquent différents habitats couvrant les zones de reproduction, les zones de dispersion

larvaire, les espaces d'installations de juvéniles et ceux de migrations ontogéniques. Monétariser une zone de fraie rarement identifiée et pouvant fluctuer d'une année sur l'autre est un exercice qui nous a semblé peu robuste au vu des connaissances actuelles et à l'échelle géographique de l'étude (7.500 km² de récif).

Le choix entre les autres options s'est basé sur les données disponibles pour les services les plus importants. La spatialisation s'est faite par zone de réalisation du service (paragraphe iii).

B.4.4 Consolidations des résultats

La consolidation des résultats a pour objectif de couvrir tous les services évalués dans les chapitres précédents en sommant les différents résultats. Les valeurs minimum et maximum obtenues sont ainsi consolidées et reflètent toutes les incertitudes et approximations faites sur les paramètres de la monétarisation.

Erreurs de consolidation

Une attention spéciale doit être prêtée pour éviter les doubles comptages au moment de la consolidation des résultats (Beukering et al., 2007a). Ces doubles comptages concernent le fait de monétariser le même service sous différentes catégories en produisant une surévaluation des résultats. Ce double-comptage peut provenir soit de l'utilisation simultanée de différentes méthodes (intrants de production et coûts de transport par exemple) soit du manque de limites claires dans la définition des services. Tout au long de notre approche cette difficulté a été prise en compte. Par exemple, la monétarisation du tourisme résident et non-résident distingue clairement les catégories de dépenses afin d'éviter les doubles comptages avec le service du tourisme sous-marin ou nautique. De même, la distinction entre filière de plaisance liée et non liée à la pêche de loisir évite ce genre de répétitions. L'approche bottom-up que nous avons choisie en monétarisant chacun des services séparément et en réalisant des segmentations fines entre usages permet alors ce type de consolidation directe (Defra, 2008; Pagiola, 2004a). Cette erreur n'est néanmoins pas totalement éliminée par l'introduction des multiplicateurs. En effet le degré de précision des multiplicateurs est au niveau de la filière (filiale pêche par exemple) et très rarement au niveau du secteur d'activité. Il est donc probable que certains multiplicateurs prennent en compte les mêmes effets indirects sur certains secteurs annexes. Il est difficile de quantifier et corriger cette erreur sans avoir un modèle entrées/sorties mais nous pensons qu'elle influe peu sur les conclusions de l'étude.

De même, le service de protection contre la houle, un des principaux services écosystémiques est difficile à consolider. Comme nous le verrons, ce service qui ne fait l'objet d'aucune monétarisation par un marché ne représente pas non plus une création directe de richesse pour les populations locales. C'est une valeur de support indirect comme l'indique sa classification comme service d'usage indirect. Nous l'avons distingué des autres résultats car il est difficile de considérer cette valeur comme un service annuel. En effet une détérioration totale des structures physiques (vivantes ou mortes) des récifs n'est pas un processus probable

à une échelle temporelle annuelle et il est ainsi difficile d'estimer sa valeur annuelle sans mettre en place des scénarios complexes accompagnés de calculs d'actualisation financière.

Valeurs par unité de surface

Afin de réaliser des comparaisons avec d'autres études, les résultats ont été reportés à une unité de surface de récif corallien (€/km²). La superficie totale du complexe récifal (7.250 km² environ) a été corrigée des superficies lagunaires d'atolls et de terraces (Entrecasteaux, Ouvéa et Beautemps). En effet, la superficie totale des lagons de la Grande terre (23.000 km² environ) n'est pas considérée comme complexe récifal et incorporer les lagons des atolls et des bancs revient à apporter un biais.

Au regard des superficies importantes des lagons, le choix de les prendre en compte ou non n'est pas neutre dans les évaluations par unité de surface. Les processus écosystémiques générés dans les lagons sont importants pour certains des services évalués et sont incorporés dans les résultats. En particulier pour la pêche le lagon joue le rôle de nursery (herbiers) et de zones d'échanges trophiques. Ce rôle est cependant moindre pour le tourisme, la bio-prospection, la protection contre la houle et pour la recherche. De plus, à notre connaissance, la contribution des lagons n'a jamais été identifiée séparément des autres écosystèmes et sa quantification est difficile. Notre choix est donc de ne pas les inclure dans les calculs par unité de surface. A notre connaissance, les autres travaux réalisés sur les récifs coralliens n'ont pas soulevé cette distinction. Nous suggérons comme explication que les superficies lagunaires et récifales évaluées dans ces études n'étaient pas aussi disproportionnées. La superficie récifale considérée est alors de 4.572 km² (Andréfouët and Torres-Pulliza, 2004). La superficie des mangroves, 351 km², a été ajoutée à cette superficie (Virly 2008).

Conversion en Euros

Les résultats ont été convertis en euros et en PPP (Purchasing Power Parity). Le PPP provient de la base de données de l'OCDE et Banque mondiale et permet de comparer les pouvoirs d'achat entre différents pays (Schreyer and Koechlin, 2002). Le PPP pour la France et l'Outre Mer est de 99. Le détail des calculs n'est pas disponible pour différencier métropole et Outre-mer. Il a donc été considéré que le PPP donnait des résultats similaires à la conversion avec le taux de change fixe.

B.5 Approche méthodologique détaillée

Dans la partie suivante, nous présentons en détail la méthodologie proposée pour chacun des services.

B.5.1 Pêche (ES 1,2,3 et 4)

L'évaluation économique porte sur les activités identifiées pour la Nouvelle-Calédonie et décrite dans la figure suivante. Les activités de pêche sont décrites de manière extensive dans différents travaux scientifiques (Labrosse et al., 2000; Leopold, 2000; Letourneur et al., 1998; Virly, 2002), dans le schéma directeur de la filière pêche (2004) et d'autres rapports techniques des services de la pêche des différentes provinces. L'objectif du présent chapitre est de présenter uniquement les aspects nécessaires à leur quantification et évaluation. Le tableau ci-après synthétise les processus biophysiques quantifiés ainsi que les méthodes employées pour les calculs de VA pour chacune des activités de pêche identifiées.

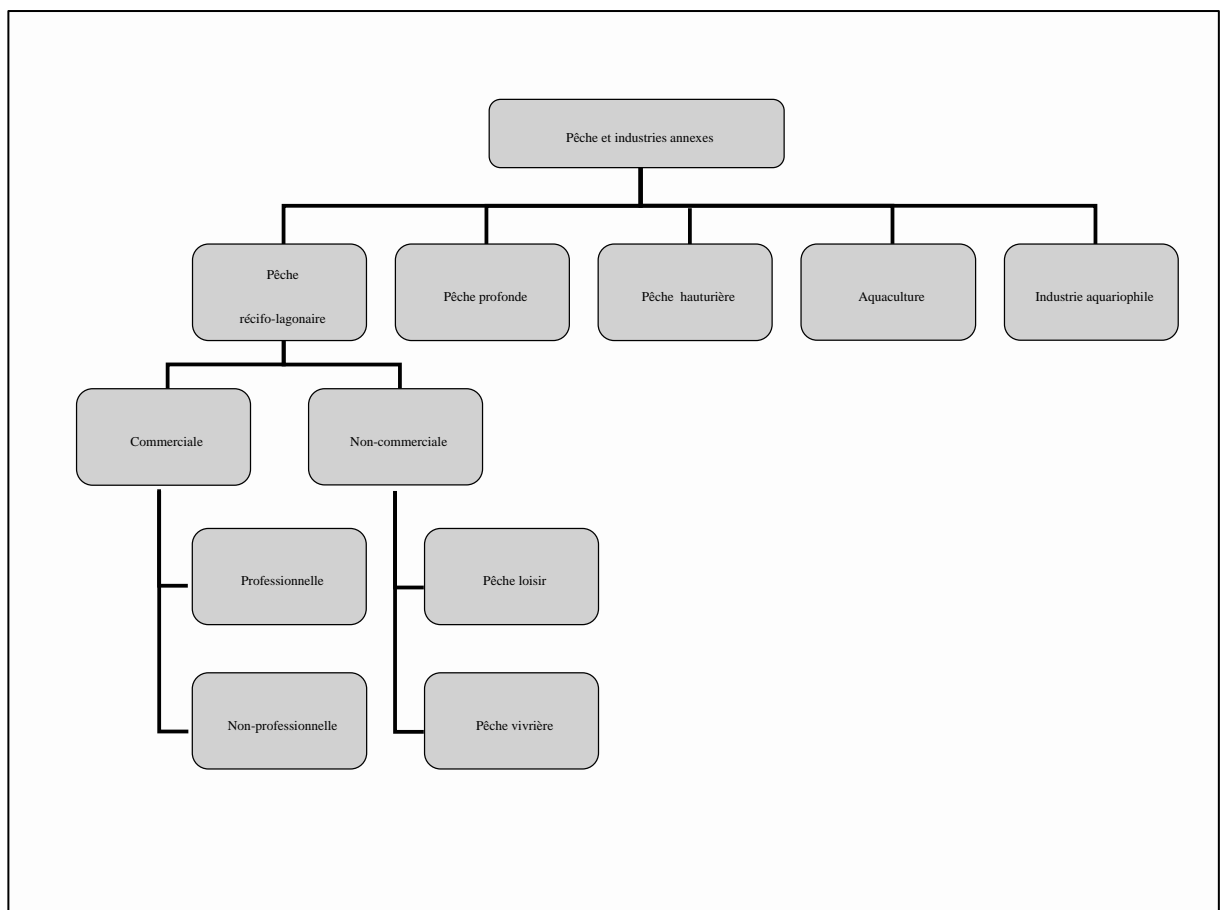


Figure B-5: Description du secteur pêche en Nouvelle-Calédonie

<i>Services</i>	<i>Méthode d'évaluation</i>	<i>Quantification du service</i>	<i>Chiffre d'affaires</i>	<i>Consommations intermédiaires (CI)</i>	<i>Multiplieur appliqué</i>
Pêche commerciale côtière (professionnelle et non-professionnelle) ES1	Surplus producteur Business Expenditure Survey (BES) avec pêcheurs professionnels et non-professionnels	Volumes de captures (kg) d'espèces côtières.	Prix au consommateur final	CI de la pêche commerciale et du circuit de distribution	Filière Pêche et distribution
Pêche non-commerciale vivrière (pêche à pied, embarquée) ES2	Surplus producteur	Volumes de consommation (kg) d'espèces côtières d'origine non-monétaire.	Prix équivalent protéine de remplacement	CI de l'effort de pêche	Facteur de pondération
Pêche non-commerciale de loisir (captures) ES3	Surplus producteur	Volumes de captures (kg) d'espèces côtières Facteur d'élasticité de la demande	Prix au consommateur final	CI de la pêche commerciale et du circuit de distribution	Filière Pêche et distribution
Pêche non-commerciale de loisir (filiale nautique) ES3	Surplus producteur BES	Fréquentation (nombre de sorties) Immatriculation de nouvelles embarcations	Dépenses par sortie et par embarcation Prix moyens d'achats des embarcations	CI des différentes industries impliquées (fabricants locaux, brokers, détaillants)	Filière industrie nautique

<i>Services</i>	<i>Méthode d'évaluation</i>	<i>Quantification du service</i>	<i>Chiffre d'affaires</i>	<i>Consommations intermédiaires (CI)</i>	<i>Multiplieur appliqué</i>
Industrie aquariophile ES4	Surplus producteur BES	Volume de captures	Prix FOB	CI de l'industrie	
Aquaculture ES4	Coûts de remplacement des intrants	Volumes de production phyto-planctonique, oxygène et meiofaune des eaux récifolagonnaire.	Prix des intrants		

Tableau B-3: Méthodologie employée pour la monétarisation des SE d'usages extractifs

B.5.1.1 La pêche récifo-lagonaire (ES 1 à 3) :

Définition

Elle est réalisée à l'intérieur du lagon, barrière incluse. La profondeur est de 0 à 100 m et elle touche les récifs frangeants, les mangroves, les herbiers, les lagons, les pentes des récifs barrières, les atolls et complexe récifaux d'îles. Pour cette étude, nous distinguons la pêche commerciale, la pêche vivrière et la pêche de loisir car leur technique d'évaluation diffère sensiblement. La pêche commerciale correspond à toutes les captures vendues qu'elles soient déclarées (professionnelles) ou non. Pour la pêche vivrière et la pêche de loisir les captures sont autoconsommées, données ou échangées. L'approche générale de l'évaluation est résumée dans la figure suivante pour les différents usages de pêche récifo-lagonaire identifié. Il s'agit de pêches multi-espèces et multi-engins souvent informelles. La collecte des données de pêche ainsi que leur quantification s'en retrouve complexifiée. Certaines études ont essayé de quantifier les pêcheries commerciales et vivrières (Gillett and Lightfoot, 2001) mais sont arrivées à des résultats très hétérogènes et avec des écarts importants dans les évaluations suivant les méthodes utilisées. En effet, plusieurs facteurs se combinent pour augmenter l'incertitude sur les données de pêche récifo-lagonaire. Les pêcheries sont souvent de petites tailles avec généralement une structure d'entreprise individuelle familiale (pas de comptabilité fiable, mixte entre budget familial et entreprise,...). Il n'existe pas d'obligation claire de déclarations et le traitement des données statistiques de pêcheries ciblant plus de 60 espèces est difficile. Une grande diversité des activités et des moyens employés rend ainsi peu fiables les extrapolations réalisées. De même, des méthodes diverses entre les différents services statistiques et des pêches compliquent les estimations.

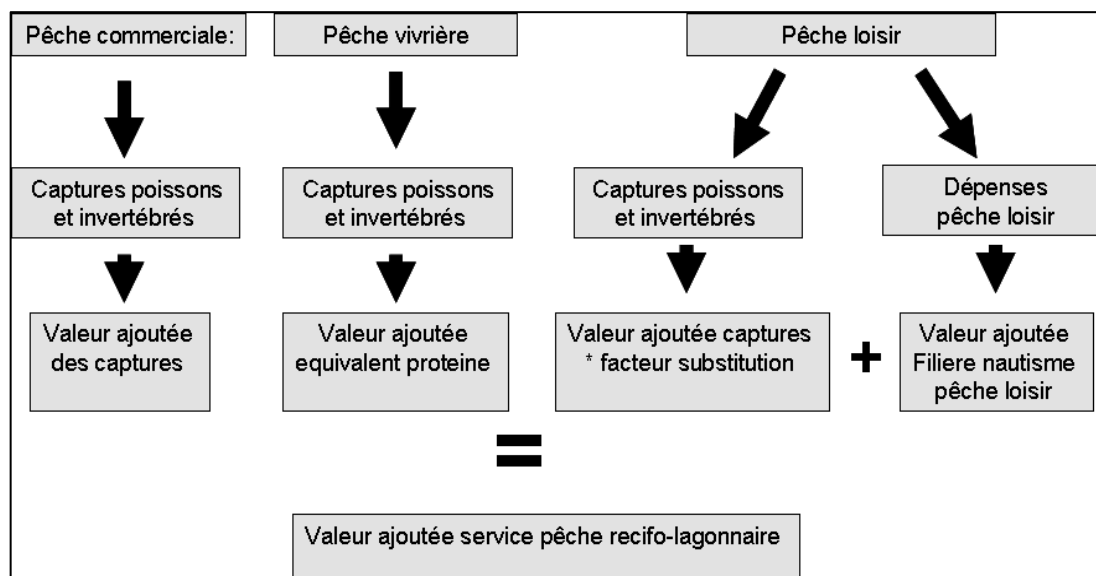


Tableau B-4: Évaluation du service de la pêche récifo-lagonaire

B.5.1.2 Description

La pêche commerciale professionnelle se caractérise par une flotte déclarée de 243 navires armés pour la pêche récifo-lagonaire mais comprend aussi, très minoritairement (de manière officielle) des pêcheurs à pied. La flottille est majoritairement composée de bateaux d'une longueur comprise entre 4 et 7 mètres avec une jauge inférieure à 5 tx. Cependant une grande partie de l'effort de pêche échappe aux déclarations pour différentes raisons (réglementation, circuits informels de vente). Nous distinguons ainsi les pêches commerciales professionnelles (ou déclarées) de celles non-professionnelles.

Les principaux engins de pêche sont la ligne (30% des captures en valeur), les filets maillants (senne ou filet droit, 30%), la chasse sous-marine (25%), les nasses (8%) et la collecte à pied (7%) (Virly, 2001). Toutes les captures récifo-lagonaires sont distribuées sur le marché local sauf les trocas (*Trochus niloticus*) et les bèches de mer (*Holothuroidea sp.*) qui sont en majeure partie exportées. La pêche commerciale couvre une grande diversité d'espèces avec des métiers de pêche (combinaison d'engins et d'espèces cibles) très variés. Les espèces de poissons les plus capturées sont les *Lethrinidae*, *Acanthuridae*, *Mugilidae*, *Scaridae* et *Serranidae*. La pêche à pied est majoritairement pratiquée par les femmes des tribus.

<i>Cibles</i>	<i>Techniques employées</i>
Poissons récifo-lagonaire	Ligne, filets, fusils, épervier
Crabes de palétuvier	Nasse, main
Poulpe	Pêche à pied (barre)
Langouste	Plonge
Trocas (<i>Trochus sp.</i>)	Pêche à pied, plonge
Bêche-de-mer	Plonge, pied
Bénitiers (<i>Tridacna sp.</i>), autres bivalves	Plonge

Tableau B-5: Principaux métiers de pêche récifo-lagonaire en Nouvelle-Calédonie

La commercialisation se réalise soit à travers la vente directe aux consommateurs soit à travers les intermédiaires suivants : colporteurs, poissonniers du marché de Nouméa, poissonniers de brousse, restaurants, groupements, GMS et grossistes (Marty et al., 2005). La vente directe comprend les ventes réalisées lors des marchés et foires des communes, des ventes lors des fêtes des tribus ou des communes, des ventes sur les bords de route et des ventes au porte à porte ou sur commande (figure suivante).

La coquille de trocas (*Trochus niloticus*) est destinée à la vente et à l'exportation vers l'Asie et l'Europe pour la fabrication de boutons nacrés. (La bête est destinée à la consommation ou à la vente sur le marché local). Sur dix ans, les ventes de trocas à l'extérieur du territoire ont progressé de près d'un tiers en volume, mais seulement de 11,1% en valeur. Les exportations de trocas sont divisées entre le Viet Nam, l'Italie, Madagascar et la Chine.

Les bêtes de mer (*Holothuroidea sp.*) sont séchées par les pêcheurs ou les colporteurs. Les ventes d'holothuries « grises » ont presque doublé en volume et ont été multipliées par 4,5 en valeur dans les dernières années en raison d'un prix de vente élevé. La quasi-totalité des exportations calédoniennes d'holothuries est absorbée par deux marchés : Hong Kong (pour plus de 80%, en volume et en valeur) et l'Australie.

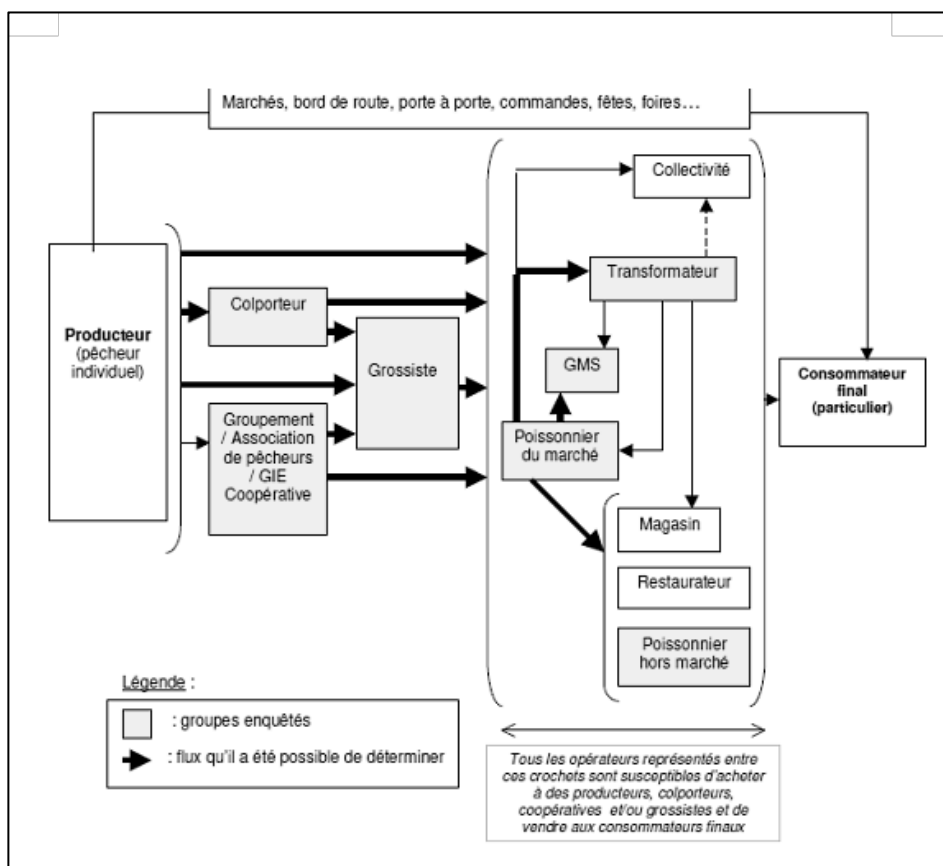


Figure B-6: Organisation de la commercialisation des produits récifo-lagonaires (hors import/export).

Extrait de Marty et al. (2005)

B.5.1.3 Pêche récifo-lagonaire commerciale (ES 1)

Évaluation financière

Les estimations de la Valeur Ajoutée (VA) de la pêche récifo-lagonaire commerciale professionnelle et non professionnelle se basent sur la méthode de calculs suivante :

$$VA_{pc} = CA_{pc} - \sum_e CI_e - \sum_d CI_d * m$$

$$CA_{pc} = \sum_{ie} Q_{ie} * p_{ie}$$

$$Q_{ie} < MSY_{ie}$$

$$p_{ie} = \sum_d p_{ed}$$

$$CI_e = \sum_b CI_b$$

$$m = m_1 + m_2$$

Avec

Q_{ie} : Quantités commercialisées corrigées par zone de pêche (i =commune) et par famille (e =poissons, crabes, langoustes, holothuries, trocas).

MSY_{ie} : Capture maximum durable par commune (i) et par famille (seulement poissons)

p_e : Prix moyens au consommateur final par famille (e).

p_{ed} : Prix moyens au consommateur final par circuits de distribution (d =marché, colporteur, vente directe, GMS) et par famille (e).

CI_e : Consommations intermédiaires par métier de pêche associé à une famille (e)

CI_b : Consommations intermédiaires par métiers de pêche (b)

CI_d : Consommations intermédiaires par circuits de distribution (d)

m : multiplicateur filière pêche (m_1) et circuits de distribution (m_2)

Description

B.5.1.3.1 Quantification du service

Les données pour la pêche commerciale professionnelle récifo-lagonaire proviennent des statistiques officielles de pêche de différentes sources : (i) services de la pêche des 3 provinces (poissons et invertébrés) et (ii) service des douanes (export bêtes de mer et trocas). La principale

source des données provient des cahiers de production complétés par les pêcheurs pour pouvoir renouveler leur licence de pêche. Des vérifications sont diligentées auprès des pêcheurs (demande factures, vérifications comptabilité). Sur une flotte de 240 navires en 2007, 50% des navires représentant 60% approximativement de la production (comm. pers. Services de la pêche de PS et PN) remplissent ces cahiers. La fiabilité de ces données est par contre plus difficile à estimer. La table suivante présente les facteurs qui ont été appliqués aux volumes déclarés. Deux types de corrections ont été effectués pour couvrir les principaux biais : (i) les données ne couvrent pas 100% de la flotte. Le facteur n°1 est une extrapolation des volumes déclarés par une partie de la flotte sur la totalité de la flotte (ii) les volumes déclarés ne correspondent pas aux volumes réellement commercialisés et une correction a été estimée (facteur n°2). Ces facteurs correctifs proviennent d'études qui ont analysé les circuits de commercialisation (Marty et al., 2005) ou réalisé des échantillonnages directs de captures (Casabonnet, 2007; Letourneur et al., 2000; Virly, 2001). Diverses opinions d'experts ont complété cette approche (Services des pêches de la Province Nord et Sud).

Plus précisément, la pêche au crabe de palétuvier (*Scylla serrata*) ne demandant pas de licence de pêche, les volumes déclarés représentent seulement une partie des pêcheurs et des volumes vendus. Des études in-situ sont donc nécessaires pour compléter les statistiques officielles. Les études de Rocklin (2006) sur des communes de la PN et de Virly dans la PS (2001) montrent que les volumes commercialisés peuvent représenter suivant les villages entre 2 à 10 fois les volumes déclarés.

<i>Facteurs appliqués sur les déclarations de pêche</i>			
	<i>Province Nord (PN)</i>	<i>Zone Côtière Ouest (ZCO)</i>	<i>Province des Iles (PIL)</i>
Facteur 1: extrapolation	1,8	1,6	1,5
Facteur 2: correction			
Poissons	2,0	1,8	1,1
Crabes	10,0	1,7	
Crustacés autres	2,0	1,5	
Mollusques	3,0	2,0	

Tableau B-6: Facteurs de correction maximum appliqués aux volumes de pêche déclarés

Validation des résultats

Ces captures sont recoupées avec les données provenant de l'étude 2008 de consommation des ménages (Isee, 2009a). Les résultats de cette étude ont été convertis en équivalent kg frais en se basant sur les prix moyens 2008 des produits consommés. Selon cette étude, le résultat total de

volume de produits de la mer achetés et issus de la zone récifo-lagonaire néo-calédonienne est de approximativement 1.250 t.

	F Cfp (2008)	% total
Poisson du lagon	6 238	15%
Bivalve	3 423	8%
Crabe	2 926	7%
Origine recifo-lagonaire	12 588	31%
Poisson du large	8 118	20%
Crevette	8 783	22%
Conserve	5 266	13%
Surgelé	6 079	15%
Origine non recifo-lagonaire	28 247	69%
TOTAL	40 835	100%

Tableau B-7: Dépenses monétaires annuelles par ménage CFP, 2008.

(1 Euro=119,33 CFP, taux de change fixe). Source: ISEE (2009).

Estimation des prix

Les prix utilisés pour les calculs de chiffre d'affaires des pêcheries proviennent des statistiques officielles de pêche et permettent une estimation de prix moyen annuel par familles (poissons, crabes, langoustes, holothuries et trochas). Ce prix varie suivant le circuit de distribution (vente directe au marché de Nouméa, à un colporteur, à une GMS). Les prix aux consommateurs des poissons et invertébrés proviennent d'échantillonnages réalisés sur les marchés par la SMMPM et actualisés lors de la présente étude par des visites sur les principaux points de distribution. L'étude de prix couvre les produits vendus sur le territoire ainsi que les volumes exportés.

Calculs des valeurs ajoutées (VA)

La méthode proposée permet de refléter l'importance économique de cette pêche dans les comptes économiques calédoniens. Elle ne prend pas en compte seulement les bénéfices générés par les pêcheurs mais aussi ceux générés lors de la distribution. Le circuit de distribution du pêcheur au consommateur final employant parfois plusieurs niveaux (colporteurs, poissonniers, GMS par exemple), il est important de refléter ces différences de prix et de coûts dans les calculs de VA.

Les consommations intermédiaires (CI) des distributeurs correspondent aux coûts associés à leur fonctionnement et frais d'exploitation (véhicules, matériel, entretien, assurance et carburant pour le(s) véhicule(s), frais professionnels, consommables, stockage le cas échéant). Ces structures sont le plus souvent des sociétés familiales avec des entreprises unipersonnelles (un entrepreneur, 1 véhicule) ou plus importantes (1 ou 2 salariés). La distribution de la flotte par jauge brute (SMMPM, 2008) confirme ce constat. En effet, pratiquement 80% de la flotte est inférieure à 5 tjb.

Le circuit de commercialisation a été quantifié entre les différents principaux acteurs (pêcheurs, poissonniers, colporteurs, consommateurs, GMS) (voir Figure B-6). Cette quantification par famille et par provinces s'est basée sur les travaux de Marty (2005) et sur le schéma directeur de la pêche (2007). Le tableau suivant résume les différentes estimations réalisées.

	Poisson			Crabe			Langouste				Cephalopodes	
	ZCO	PN	PIL	ZCO	PN	total	PS	PN	îles pins	PIL	PS	PN
Vente ex-pecheur												
Marché (Consommateur)	61%			5%			25%	7%		25%	9%	
Marché (Poissonier)	28%	49%		5%	34%		5%		25%		18%	
Colporteur	0%	43%		30%	47%		30%	40%			73%	20%
Direct magasin/restaurant	6%	9%	83%	32%	19%		40%	53%				80%
GMS (Grande-Moyenne surfaces)	5%	0%	17%	27%					75%	75%		
Vente ex-colporteur (PN)												
Marché		76%			14%			2%				
GMS (Grande-Moyenne surfaces)		14%			14%			3%				
Clients directs		10%			10%							
Vente ex-poissonniers												
Consommateurs finaux		91%										
GMS (Grande-Moyenne surfaces)		9%										
Vente consommateurs finaux												
GMS (Grande-Moyenne surfaces)		13%			26%							
Marché		76%			21%							
Vente directe		10%			53%							1%

Tableau B-8: Circuits de commercialisation des produits de la mer.

Détails par provinces (PS= Province Sud, PN= Province Nord, PIL= Provinces de Iles).

Ces distributions ont été appliquées aux volumes commercialisés antérieurement calculés.

Il est estimé que 90% environ de la production commerciale de poissons est écoulee sur Nouméa aux consommateurs finaux à travers le marché et les ventes aux GMS. Le reste représente des ventes directes lors des marchés, fêtes et foires ou vente sur le bord des routes, au porte à porte ou sur commande. Les circuits plus spécifiques du crabe et de la langouste sont aussi reflétés.

Les calculs des consommations intermédiaires pour les différents secteurs identifiés proviennent (i) d'entretiens réalisés avec les acteurs, (ii) rapports des banques de développement et d'autres

institutions financières (Gillett and Lightfoot, 2001) (iii) études de la SMMPM, des services de la pêche et autres agents (JDConsultant, 2005; Marty et al., 2005). Il est important de rappeler que les estimations de coûts intermédiaires pour les pêcheries récifo-lagonaire et les différents distributeurs sont approximatives et présentent une forte variabilité entre les différents acteurs. Le caractère informel des activités, le manque de comptabilité, la diversité des engins utilisés expliquent ces incertitudes qui se reflètent dans les écarts entre résultats minimum et maximum. De plus, le fait que le système à la part (présent en Polynésie et en métropole) n'existe pas en Nouvelle-Calédonie implique que les comptes de dépenses par campagne ne sont pas utilisés. Plusieurs typologies de bateaux ont été identifiées sur la base de leurs caractéristiques principales (longueur, puissance moteur, construction). Les principaux comptes de dépenses identifiés sont: le carburant, les fournitures, la glace, les vivres, les appâts, les frais de l'armement (entretien, assurance, salaires), les impôts et frais financiers.

Le tableau suivant résume les valeurs ajoutées utilisées dans les calculs.

		<i>Valeur Ajoutée (en % du Chiffre d'affaires)</i>		
		PS	PN	PIL
Pêcheurs				
	Pêcheur embarqué	49%	70%	73%
	Pêcheur à pied	90%	90%	90%
	Pêcheur Beche de mer	76%	81%	
Circuit de commercialisation				
	Colporteur	68%		
	Poissonier colporteur	73%		
	Poissonier pêcheur	71%		
	GMS	55%		
	Revendeur Beche de mer	80%		

Tableau B-9: Estimations des Valeurs Ajoutées par acteur de la pêche commerciale. Détails par provinces.

B.5.1.4 Pêche non-commerciale récifo-lagonaire: pêche vivrière (ES2)

Évaluation financière

Les estimations de la Valeur Ajoutée (VA) de la pêche récifo-lagonaire vivrière suivent la méthode de calcul suivante :

$$VA_{pv} = CA_{pv} - \sum_b CI_b * f$$

$$CA_{pv} = \sum_{ie} Q_{ie} * Pr_e * p$$

Avec

Q_{ie} : Quantités vivrières consommées par zone de résidence (i =urbain, rural, tribal) et par famille (e =poissons, invertébrés).

CI_b : Consommations intermédiaires par métiers de pêche (b)

f : facteur de pondération correctif de dépendance à la ressource.

Pr_e : Equivalent protéine des captures par famille (e)

p = Prix de la protéine de remplacement (f Cfp/g)

Description

La pêche non-commerciale correspond aux volumes capturés mais non commercialisés dans les espaces récifo-lagonaire. Il s'agit d'autoconsommation, de dons ou d'échanges non monétaires. Deux types de pêches peuvent être distingués: la pêche vivrière ou de subsistance et la pêche de loisir. Chacun a une approche d'évaluation sensiblement différente et il est nécessaire de bien identifier les volumes et efforts de pêche propres de chacun. Il est important de rappeler le poids de cette pêche dans les sociétés océaniques où la pêche vivrière est estimée représenter jusqu'à 80% de la pression totale de pêche (Labrosse et al., 2000). Certains pays mélanésiens (Vanuatu, PNG, Salomon) ont des populations rurales très dépendantes de la ressource terrestre et marine et fonctionnent sous un mode d'économie de subsistance (Gillett and Lightfoot, 2001).

Comme nous l'avons décrit dans le chapitre 0 la population mélanésienne de Nouvelle-Calédonie présente des spécificités propres à son développement et est en transition entre une économie de subsistance et une économie marchande. Les contours entre pêche de subsistance et pêche loisir deviennent alors diffus. Mis à part les deux extrêmes entre une pêche à but alimentaire comme source importante nutritive et une pêche 100% de loisir (quasi-non dépendantes des captures), il existe différents niveaux intermédiaires rendant la distinction entre les 2 types de pêche souvent difficiles. L'étude de Virly (2002) a montré un continuum entre ces 2 types de pêche plutôt que des classes aux limites bien distinctes. Les gradients se caractérisent par les variables décrites dans la figure ci-après.

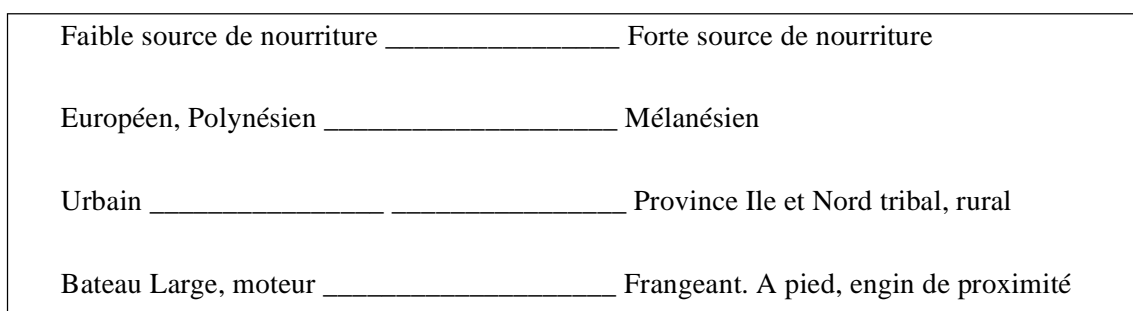


Figure B-8: Facteurs de distinction entre pêche vivrière et pêche de loisir

(Adapté de Virly (2002))

Un effort de recherche a été effectué pour identifier et catégoriser ces groupes afin de pouvoir les quantifier.

Plus de la moitié des pêcheurs enquêtés (n=942) lors de l'étude de Virly (2002) pêchent à 2 ou 3 personnes, majoritairement à la demi-journée (46%). Une grande majorité (70%) utilise un bateau (dont 90% ont un bateau à moteur) du fait de la configuration du récif. Les principales embarcations

sont de 4 à 7 m de longueur et 80% des pêcheurs utilisent un bateau sur remorque. En effet, les rampes d'accès à la mer sont très utilisées en Nouvelle Calédonie sur la côte Ouest évitant ainsi des frais de port et marina aux propriétaires.

Les métiers les plus utilisés sont les lignes, les fusils et les filets. D'autres engins comme la canne, les nasses, les éperviers, la collecte à la main et la sagaïe sont observés. Les pêcheurs sont peu spécialisés puisque quasiment 9 pêcheurs sur 10 utilisent au moins 2 engins. Le tableau ci-après présente une estimation des principaux engins suivant les zones de résidence. Les estimations se sont basées sur différentes sources (Friedman et al., 2006; Guillemot et al., 2009; Leopold, 2000; Letourneur et al., 2000; Virly, 2002) et sont approximatives.

	Urbain	Rural	Tribal
Lignes	32%	40%	20%
Fusils	26%	35%	15%
Filets	11%	8%	40%
Cannes	20%	2%	10%
Eperviers	5%	3%	8%
Nasses	3%	4%	6%
Autres	3%	8%	1%

Tableau B-10: Estimation des principaux engins de pêche utilisés

Par zone de résidence et en % des réponse (adapté de Virly (2002))

Les principales espèces ciblées sont les bec de cane (*Lethrinidae* sp.), les perroquets (*Scaridae* sp.), les saumonées et loches (*Serranidae* sp.), les picots gris et rayés (*Siganidae* sp.), et les dawas (*Acanthuridae* sp.). Bien que le bec de cane soit l'espèce unanimement la plus citée, l'importance des autres espèces cibles varie en fonction de la communauté d'appartenance ou de la zone. En effet, les mullets (*Chanos chanos*) par exemple représentent une espèce plus prisée pour les Mélanésiens (8% de l'ensemble des espèces) que pour les autres communautés d'appartenance (5% en moyenne) (Guillemot et al., 2009; Virly, 2002). Certaines espèces de poissons sont considérées comme « coutumières » et sont ciblées principalement lors de pêches collectives par les clans pêcheurs (par exemple *Chanos chanos* pour l'île des Pins et *Naso unicornis* pour Goro) (Leblic, 1999). Des espèces semblent plus caractéristiques de certaines zones : les crabes en Province Nord, les bénitiers en Province des Iles. (Rocklin, 2006; Virly, 2002). La chasse sous-marine est pratiquée sur la pente interne et externe du récif barrière ainsi que sur les bancs récifaux éloignés. La pêche à pied se pratique sur différentes zones du littoral selon les types de pêche. Les platiers sont les zones les plus pêchées où tous les types de pêcheurs se rencontrent. Les zones de mangroves sont surtout fréquentées par les pêcheuses aux crabes. Les femmes kanakes jouent un rôle clé dans cette activité.

Quantification du service de la pêche vivrière

Les estimations des captures de la pêche non-commerciale se réalisent de manière indirecte en se basant sur des études de consommation des ménages. Cette méthode est recommandée par plusieurs auteurs (Gillett and Lightfoot, 2001; Labrosse et al., 2000; Leopold, 2000) .

L'approche permet de déduire les volumes capturés de produits de la mer récifo-lagonaire provenant d'autoconsommation ou de dons. En effet, pour la pêche non-commerciale aucune donnée de captures n'est évidemment reportée. De plus, les suivis directs de ces pêches ne produisent des résultats fiables qu'à une petite échelle ou nécessitent des études lourdes en ressources impossibles à mettre en œuvre à l'échelle de la Nouvelle-Calédonie. Au travers d'études de consommation des ménages bien échantillonnée et bien conduites ces difficultés sont surmontées. Si l'étude permet de distinguer la part de produits frais de la mer achetés et non-achetés, cela donne une estimation indirecte des captures de la pêche non-commerciale. En effet, ces produits non-achetés sont en grande partie des produits issus du lagon à travers la pêche vivrière et de loisir. Certaines corrections sont nécessaires pour déduire les volumes capturés.

Les études disponibles pour la consommation des ménages sont celles du Budget Consommation des Ménages de l'ISEE 1991 et 2008 (Isee, 1992, 2009a). Nous avons complété l'approche basée sur la consommation des ménages en analysant les résultats d'autres études qui ont estimé à plus petite échelle et avec d'autres méthodes les pêcheries non-commerciales. Sept études ont été prises en compte. Il s'agit des travaux de Procfish réalisés sur 5 villages (2006), ceux de Léopold sur Ouvéa (2000), de Labrosse et al. (2000) sur la Province Nord, de Guillemot et al. (2009) sur la zone de Koné, de Rocklin (2006) sur la zone de Voh et Kone, de Jollit (Jollit et al., 2010) sur le Grand Lagon sud et Jumel (2008) sur le Grand Nouméa .

Les enquêtes de budgets de consommations des ménages permettent de calculer la consommation annuelle totale de produits de la mer et distinguent la consommation d'origine monétaire de celle non-monétaire (autoconsommation, don ou échange de produits frais de la mer). L'étude de 1991 a touché 1.332 ménages (2 enquêtes à 6 mois d'intervalle) Celle de 2008, 3.709 ménages avec un questionnaire auto rempli pendant 14 jours. Labrosse et al (2006) se sont basés sur la consommation de poissons frais de la Province Nord pour estimer la production vivrière. Des enquêtes ont été réalisées en 1997-1998 sur 646 ménages pour compléter ces données et estimer la quantité et l'origine des poissons frais consommés lors des 3 derniers repas. Les études socio-économiques Procfish ont été conduites en 1993, 2003 et 2005. Il s'agit d'un programme entrepris par la CPS depuis l'année 2000 sur 17 pays du pacifique sud. 5 sites ont été échantillonnés en Nouvelle-Calédonie et 148 ménages ont été enquêtés pour estimer plusieurs aspects de leur consommation de produits de la mer, de leur activité de pêche et de dépendance économique à la

pêche. Les résultats sont basés sur un questionnaire dirigé aux pêcheurs et basés sur une activité et rendement moyen annuel. Un questionnaire aux ménages a permis d'estimer la consommation de poissons frais et conserves des ménages (7 jours précédents). Jollit (2009) a réalisé 530 enquêtes sur les points de débarquements avec les pêcheurs non-professionnels de la zone urbaine et périurbaine du Grand Lagon Sud. Un travail d'harmonisation a été réalisé pour rendre les résultats comparables entre eux pour l'année 2008 (Tableau suivant)

	<i>bcm 91</i>	<i>bcm 2008</i>	<i>Procfish, 2008</i>		<i>Labrosse, 2006</i>	<i>Jollit, 2009</i>	<i>Guillemot, 2009</i>	<i>Leopold, 2002</i>	<i>Rocklin, 2006</i>
	conso. non monetaire pduits mer locaux (incl. aquaculture)	conso. non monetaire pduits mer (sans aquaculture)	Captures vivriere poissons lagon	Captures vivriere invertebres	Consommation poissons lagon	Captures vivriere poissons lagon	Captures vivriere poissons lagon	Consommation poisson lagon	Consommation crabes
PN									
rural	9,3	21,6			28	15,9			
tribal	31,2	41,3	14	8,7	28		25,0		11
PS									
rural	9,3	21,6			28				
tribal	31,2	41,3	18,5	23,4					
urbain	5,3	14,1				7,7			
PIL	0,0								
tribal	31,2	41,3	16	10,2				44	

Tableau B-11: Présentation des estimations utilisées pour la pêche vivrière (kg/capita/an)

Les différentes sources utilisées ont été harmonisées pour l'estimation de la pêche non-commerciale par provinces et style de vie (PN= Province Nord, Ps= Province Sud, PIL= Province des Iles).

Les estimations de consommation ont été réalisées sur la segmentation des ménages entre style de vie urbain, périurbain, rural et tribal. Cette segmentation permet alors de refléter des différences marquées de consommation et d'usages entre les différents groupes comme décrit précédemment. Les études d'estimation d'efforts de pêche et de captures très focalisées géographiquement permettent de corriger les estimations provenant des études plus générales et à l'échelle du territoire de consommation des ménages.

Evaluation financière de la pêche vivrière

La méthode choisie a été de calculer l'équivalent protéine des captures des pêches vivrière pour les espèces de poissons et invertébrés les plus représentatives. La base de données développée par Ramseyer (2000) a été utilisée pour convertir ces kg de captures en poids protéine.

La distribution des captures des principales espèces ciblées par la pêche vivrière est estimée à partir des travaux décrits précédemment et résumée dans le tableau ci-après. Les résultats précédents permettent de définir plus précisément l'équivalent protéine des captures vivrières.

	% captures (kg)
Lethrinidae	25%
Acanthuridae	15%
Mugilidae	15%
Scaridae	10%
Serranidae	10%
Siganidae	10%
Autres	15%

Tableau B-12: Principales familles de poissons ciblées par la pêche vivrière

L'équivalent protéine est alors converti en poids d'une denrée alimentaire de base accessible, très répandue sur le territoire et dont le prix est connu. La sardine en conserve (huile) a été choisie. Le prix 2008 provient de la base de données ISEE et donne un résultat de 300 FCFP pour 100 g de protéine (équivalent à 2,5€ pour 100g de protéine). Le prix moyen 2008 du kg est de 833 FCFP pour un contenu de protéine de 227 g/kg.

Le manque de précision sur la population totale de pêcheurs informels ainsi que sur les engins utilisés rendent l'estimation difficile des VA de la pêche vivrière. En se basant sur la littérature existante (Gillett and Lightfoot, 2001; Kronen, 2003; Kronen, 2007) et sur les entretiens réalisés avec un échantillon de pêcheurs, nous estimons les coûts associés à ces activités de pêche. Les caractéristiques utilisées sont : (i) les principaux engins utilisés pour les poissons sont la ligne à main, le fusil et filet. Pour la pêche à pied (crabe) ce sont les nasses; (ii) 60% des pêcheurs utilisent un bateau à moteur (propre ou prêté) ; (iii) 10% des pêcheurs utilisent un bateau non motorisé (propre ou prêté). La réalité sous-jacente derrière ces chiffres est cependant assez complexe. Comme précédemment expliqué il s'agit de pêcheries informelles, avec des engins peu coûteux qui ont une durée de vie de plusieurs années, des embarcations qui sont propres ou appartiennent à un membre de la famille et avec des efforts et des rendements de pêche très variables. Des arbitrages

ont été réalisés afin de quantifier ces coûts. L'analyse des résultats généraux montre qu'ils sont peu sensibles à ces incertitudes. A titre d'illustration, la pêche vivrière inclut la collecte à la main de coquillages, la pêche au poulpe sur platier avec barre à mine, les pêches du bord lors des grandes marées, la pêche en pirogue ou embarquée motorisée, la pêche au filet, à l'épervier, à la ligne de jour ou de nuit avec torche, avec fusil, ... une trentaine de différents métiers sont ainsi répertoriés. Afin de clarifier l'approche de évaluation, 3 catégories ont été définies : la pêche à pied, la pêche non-motorisée et la pêche motorisée.

Les niveaux de VA appliqués à ces catégories est résumé dans le tableau suivant :

VA (% du CA)	
Pêche à pied	95%
Pêche embarquée non motorisée	89%
Pêche embarquée motorisée	71%

Tableau B-13: Valeur ajoutée par typologie de pêche vivrière (sans le coût du temps humain).

Facteur de pondération :

Un des problèmes classiques de l'approche économique est qu'elle considère substituables les satisfactions retirées des activités de pêche vivrière. Les satisfactions peuvent s'exprimer en termes de valeurs ajoutées ou de protéines. Ceci pose problème pour la pêche vivrière car nous ne reflétons pas plusieurs aspects de la pêche vivrière : (i) il s'agit d'une activité difficilement substituable (faible investissement initial, peu de formation nécessaire) (Mermoud, 1997); (ii) elle constitue une source de revenus et d'aliments pour les femmes qui restent en tribu. Le degré de dépendance à cette source de revenus dépend suivant les ménages ; (iii) le maintien de la présence des femmes en tribu est un facteur de cohésion sociale (Tennant, 1998) ; (iv) la pêche représente une source alimentaire stable face à des incertitudes futures (Bensa and Freyss, 1994); (v) les pêches collectives à caractère coutumier et les captures de pêche qui y sont associées sont des évènements importants pour certaines tribus (Boyer, 1997).

Un calcul basé sur les ressources monétaires des ménages en milieu tribal (ISEE, 2008) et sur les résultats précédents montre que les captures peuvent représenter entre 5 et 11% du revenu monétaire total des ménages. Cela est conforme à la loi d'Engel qui stipule que la part du revenu allouée aux dépenses alimentaires est d'autant plus faible que le revenu est élevé.

Nous avons montré que les invertébrés collectés par les femmes représentent une part importante des captures totales et sont un apport l'alimentaire plus ou moins forts pour les familles des tribus. Comme décrit par Tennat, 1998, cet apport alimentaire (parfois monétaire) des femmes kanakes peut leur éviter de devoir sortir du foyer pour générer un revenu sous forme de salaires. Ce maintien de la femme au sein de la cellule familiale est clé car les femmes sont les principales

responsables de transmettre aux enfants les traditions, la culture, le langage et le respect pour les anciens (Bensa and Freyss, 1994; Tennant, 1998). C'est donc un facteur de cohésion sociale.

Il est proposé de majorer l'importance de la pêche vivrière en appliquant une pondération de 1,3 sur les résultats. Cette pondération, arbitraire est similaire aux effets multiplicateurs de la pêche commerciale (1,3).

B.5.1.5 Pêche non-commerciale récifo-lagonaire: Pêche de loisir (ES3)

Évaluation financière

Les estimations de la valeur ajoutée (VA) de la pêche récifo-lagonaire de loisir se basent sur la somme : (i) de la VA des captures (calculées de manière similaire à la pêche commerciale) avec (ii) la VA de la filière nautisme de plaisance (achat et dépenses annuelles des embarcations).

Les estimations de la Valeur Ajoutée (VA) de la pêche récifo-lagonaire de loisir suivent la méthode de calcul suivante :

$$VA_{pl} = (CA_{pl} - \sum_b CI_b * m) + (\sum_a VA_a * m_3)$$

$$CA_{pl} = \sum_{ie} Q_{ie} * T * p_{ie}$$

$$CI_e = \sum_b CI_b$$

$$VA_a = \sum_d VA_{da}$$

$$VA_{da} = CA_{da} - CI_{da}$$

Avec

Q_{ie} : Quantités capturées par zone de résidence (i=urbain, rural ou tribal) et par famille (e=poissons ou invertébrés).

T : Facteur d'élasticité de remplacement des captures par des achats

CI_b : Consommations intermédiaires par métiers de pêche (**b**)

m : multiplicateur filière pêche (**m₁**) et circuits de distribution (**m₂**)

m₃ : multiplicateur filière nautisme de plaisance

P_{ie} : Prix moyens issus des calculs de la pêche commerciale

VA_{da} : Valeur ajoutée de la filière nautisme de plaisance par typologie d'embarcations (**a**) et par catégories de dépenses (**d**=achat embarcation ou dépenses annuelles)

Quantification du service de la pêche de loisir

L'évaluation de la pêche de loisir se base sur 2 aspects: la valeur ajoutée des captures de pêches et la valeur ajoutée générée par la filière du nautisme de plaisance reliée à la pêche de loisir. En effet, l'estimation de la pêche de loisir implique l'évaluation de la notion de loisir additionnelle à celle des captures. La pêche de loisir se différencie des autres pêches commerciales ou vivrières dans la mesure où la satisfaction du pêcheur ne se base pas uniquement sur un volume de captures ou sur un bénéfice financier mais sur un bien-être généré par une activité de loisir. Uncles (1997) le démontre de manière pertinente en présentant des résultats dans l'état de Victoria (Australie) où le coût de revient moyen de poisson pêché avoisine les 120 US\$.kg⁻¹ (Uncles, 1997) contre un prix d'achat de 5 US\$.kg⁻¹ en moyenne.

L'absence d'équivalent monétaire sur le marché pour ce service rend son estimation directe impossible. Une estimation de la valeur attachée au plaisir de pêcher peut se déterminer à travers des techniques de préférences révélées qui demande au pêcheur un consentement à payer pour certains attributs de son activité (équivalent au surplus consommateur). Sans passer par ces techniques plus demandeuses en moyens humains et financiers (enquêtes aux usagers), une méthode par l'estimation des dépenses sur les travaux existants et sur la base d'entretiens professionnels permet d'avoir une estimation du surplus producteur de cette filière.

Évaluation monétaire des captures

L'estimation des volumes de captures de pêche récréative récifo-lagonaire se base sur plusieurs études réalisées avec les pêcheurs récréatifs : Jollit (2009), Virly (1999 et 2002), Jumel (2008) et You (2004). Une description plus précise du profil de cette pêche a été réalisée dans la partie pêche vivrière. En résumé, la pêche de loisir en Nouvelle-Calédonie est en majorité une pêche embarquée, concentrée sur les milieux urbains et périurbains. Elle dispose de moyens importants en termes de flotte et d'engins. Plus de 6.000 embarcations sont recensées comme actives entre le Grand lagon Sud et la zone Voh Kone Prony de la Province Nord (Jollit et al., 2010) sur un recensement total de

21.200 navires de plaisance immatriculés dans les 20 dernières années (SMMPM, 2008). La plupart des pêcheurs pratiquent une à deux techniques de pêche et les principaux engins utilisés sont la pêche à la traine (et palangrotte) et la chasse sous-marine. Les lieux de pêche et les techniques utilisées montrent que les pêcheurs récréatifs ciblent les ressources récifo-lagonaire en priorité (pente externe du récif barrière et lagon).

Les captures de la pêche récifo-lagonaire de loisir sont monétarisées avec les même prix au consommateur final que pour la pêche commerciale. Ce choix implique cependant que la totalité des captures de loisir soit substituée par des achats de poissons similaires sur les différents points de vente du territoire. Bien entendu, il n'est pas possible de considérer une substituabilité totale des captures de la pêche de loisir vers la pêche commerciale. Un facteur d'élasticité de la demande de 70% est estimé pour les pêcheurs du grand Nouméa qui dispose d'un marché régulier de poissons du lagon. Ceci signifie que 30% des captures de la pêche récréative disparaîtraient si ces pêcheurs devaient acheter leurs captures. Ce facteur est estimé à partir de réunions avec différents experts rencontrés ainsi qu'avec des entretiens réalisés auprès des pêcheurs récréatifs. Les VA appliquées sont les mêmes que celles de la pêche commerciale.

Évaluation financière de la filière nautique de plaisance reliée à la pêche de loisir

L'industrie nautique de plaisance est à l'origine d'un « ensemble d'activités cohérentes articulées au sein d'un système productif » qui répond au principe de la notion de filière, définie par les économistes. La filière peut se diviser entre (i) le secteur d'activité de l'achat de l'embarcation et du moteur et (ii) celui des dépenses liées aux embarcations.

Les calculs du secteur d'activité achat embarcation/moteur se basent sur la détermination d'un prix moyen d'achat par type de navires (tonnage et puissance). Ceux de la filière dépenses liées aux embarcations reposent sur les dépenses annuelles fixes et les dépenses par sorties. La Valeur ajoutée des deux filières est ensuite calculée.

B.5.1.5.1 Secteur d'activité de l'achat d'embarcation

Une segmentation sur les embarcations par jauge brute a été faite afin de pallier la forte disparité de la flottille et des usagers. Le recensement de la flottille de plaisance avec activité de pêche identifie plus de 6000 bateaux actifs (au moins 1 sortie par an) (Jollit et al., 2010). Les sorties de charter de pêche ont été calculées dans les usages touristiques (la majorité se focalisant sur la pêche hauturière avec du catch and release).

D'un côté, les calculs se sont basés sur les données d'activité des études de Jollit (2010), Virly (2002), SMMPM (2009) et du service des douanes pour l'estimation du nombre de bateaux actifs en 2008, les importations et nombre de sorties annuelles. D'un autre côté, les études de la filière de Nguyen-Khoa (1993), de You (2004) et l'étude IFREMER-pêche de loisir (IFREMER, 2009) ont permis de renseigner les calculs de valeurs ajoutées.

L'étude lancée en 2007 par le Ministère de l'agriculture et de la pêche relative à la pêche de loisir (récréative et sportive) en mer en Métropole et dans les DOM a été adaptée au contexte Calédonien sur la base du Purchasing Power Parity (PPP) (Heston et al., 2009) et sur la base des prix des frais portuaires, marinas, des assurances.

L'estimation de l'activité économique des achats d'embarcations se base sur le nombre de nouvelles immatriculations d'embarcations pour l'année 2008 (source SMMPM) estimées pour l'usage de la pêche. Les activités liées à l'importation et à la distribution des embarcations sont prises en compte. Un total de 730 nouvelles immatriculations est recensé en 2008. Ce chiffre reste assez similaire aux autres années et est donc représentatif pour l'estimation même si nous savons que cette industrie est souvent soumise aux cycles du marché.

La proportion de cette nouvelle flotte qui se dédie à l'activité pêche a été estimée à 70% pour les embarcations de jauge inférieure à 2 tjb et 40% pour celles supérieures à 2 tjb (au total 616 nouvelles embarcations sélectionnées). Ces estimations sont basées sur l'étude de Jumel (2008) montrant un usage de pêche (n= 516 enquêtes) d'au moins 50% de la flotte. Cette estimation tient compte de la faible proportion des voiliers dans la flottille totale (<5%) (Exclus des activités de pêche même si la pêche à la traine est possible) et des caractéristiques générales de la flotte de pêche (longueur moyenne entre 4 et 5 m).

La quasi-totalité de ces nouvelles immatriculations correspond à des importations car l'industrie nautique calédonienne est peu développée (SMMPM, 2007). Les calculs de CA et de VA se sont basés sur les statistiques de la SMMPM et les calculs de l'ISEE. Ces données ont été comparées aux chiffres officiels du service des douanes sur les importations d'embarcations de moins de 20 Tjb, moteurs et équipement de pêche (voir tableau suivant). A des fins de comparaison avec les valeurs précédentes, il faut rajouter à ces valeurs d'importations les coûts et bénéfices locaux réalisés par les importateurs et distributeurs. Ces coûts et bénéfices doivent être équivalents à la VA estimée avec les autres coûts non inclus dans le calcul de la VA (ressources humaines et frais financiers).

	<i>Total importations (MF cfp) 2008</i>
<i>Total embarcations pêche loisir</i>	<i>835</i>
<i>Total moteurs</i>	<i>503</i>
<i>Total équipement pêche</i>	<i>146</i>
<i>Total importations</i>	<i>1.484</i>

Tableau B-14: Valeur des importations reliées aux embarcations sur la Nouvelle-Calédonie

Dépenses liées aux embarcations

Pour le secteur des dépenses liées aux embarcations, plusieurs estimations sont nécessaires. La puissance et longueur des embarcations sont des facteurs importants dans la structure des dépenses et ces deux données ont été calculées pour la flotte actuelle. La fréquence des sorties est un point important car elle conditionne une part importante du budget total. Cette fréquence s'est basée sur les sorties mensuelles entre la saison froide (mai-septembre) et la saison chaude et l'origine géographique entre province Sud et province Nord. A partir des données précédentes les chiffres d'affaires et valeurs ajoutées de la filière sont calculés. En suivant les calculs de l'ISEE, des VA de 20% et 40% ont été appliquées sur les dépenses annuelles fixes et les dépenses par sorties respectivement.

B.5.1.6 Pêche hauturière et profonde (ES4)

Évaluation financière

Les estimations et de la valeur ajoutée (VA) de la pêche hauturière se basent sur la méthode de calcul suivante :

$$VA_h = CA_h - CI_h * m$$

$$CA_h = \sum_e Q_e * f_e * p_e$$

Avec

Q_e : Captures de poissons pélagiques par espèces (e)

f_e : facteur de contribution écosystémique des récifs coralliens par espèces (e)

p_e : prix moyen aux consommateurs par espèces (e)

CA_h : Chiffre d'affaire pêche pélagique et profonde

VA_h : Valeur ajoutée pêche pélagique et profonde

Description

Pêche profonde

Cette pêche artisanale est réalisée à l'extérieur du lagon dans les profondeurs comprises entre 100 et 500 m. Elle se pratique à partir de navires polyvalents de 9 à 12 m, d'une jauge brute moyenne de 20 tjb. Elle englobe : (i) la pêche profonde sur les pentes récifales externes au moyen d'engins divers comme la palangre de fond, le moulinet et le casier, (ii) la petite pêche pélagique dans les eaux territoriales (pêche à la canne avec leurre en nacre, pêche à la traîne notamment autour des Dispositifs de Concentration de Poissons). Les sorties sont en moyenne limitées à la semaine. Il n'existe à l'heure actuelle aucune pêche profonde industrielle.

Pêche hauturière

Elle correspond à la pêche palangrière des thonidés et espèces associées à partir de palangriers opérant essentiellement à l'intérieur de la zone économique (Virly, 1996). On recense 27 bateaux thoniers palangriers opérant sur la Nouvelle-Calédonie. Il s'agit donc d'une flotte assez réduite.

(SMMPM, 2009). Il s'agit de navires qui réalisent des campagnes de 10 jours en moyenne dont la durée est contrainte par la taille des navires (moins de 24 mètres pour la plupart).

Ces 2 types de pêche permettent la capture de poissons commercialisés en grande partie en frais sur le marché local (70% des captures).

Quantification et évaluation du service de la pêche hauturière

Les données de captures et les données financières de cette pêche sont estimées à partir des cahiers de pêche fournis par les armateurs. (SMMPM, 2007). En contrepartie des licences de pêche accordées pour leurs navires, les armateurs fournissent régulièrement pour chaque campagne une fiche de pêche standardisée. En 2008 les volumes de pêche hauturière sont de 2.384 t dont 705 t sont exportées. Le chiffre d'affaire est de 258 Millions de Fcfp (2,4 M€ approximativement). Les données disponibles proviennent de l'observatoire de la pêche hauturière et de la SMMPM (pêche palangrière) (SMMPM, 2007). Suivant des entretiens avec les experts, la fiabilité des données est reconnue comme convenable et permet donc leur utilisation sans facteur correctif. La valeur ajoutée de la pêche correspond à celle de la flotte de pêche et à celle du réseau de distribution. Le multiplicateur de la pêche commerciale a été appliqué. Actuellement la flotte de pêche hauturière ne présente pas des résultats d'exploitation très attractifs du fait du poids relatif important de la main d'œuvre pour des volumes de captures limités (communication personnelle SMMPM).

Nous avons choisi d'estimer la contribution du récif à cette pêche pélagique à travers les contenus des estomacs des espèces hauturières. Ceci nous permet d'estimer les échanges trophiques entre récif et haute mer sans distinguer s'il s'agit de migration des espèces à l'intérieur du lagon ou une exportation de biomasse vers l'extérieur. Aucune donnée n'étant disponible pour la pêche profonde, son étude a été laissée de côté.

Les données utilisées proviennent du Secrétariat General de la Communauté du Pacifique et du programme Oceanic Fisheries Programme / Ecosystem Monitoring and Analysis. Basé sur plus de 700 échantillons sur 4 ans, ce programme dispose des contenus stomacaux des principales espèces pélagiques (Allain et al., 2012) .

B.5.1.7 Aquaculture et aquariophilie (ES4)

Description

La principale espèce développée est la crevette *Penaeus stylirostris* (2036 t en 2008). Plusieurs autres types d'élevage existent comme les huitres (80 t), les écrevisses (10 t) et les bécards. Nous nous sommes intéressés principalement à la filière crevette qui représente plus de 95% du total de la production. La filière aquaculture constitue, depuis 1995, la seconde activité exportatrice de Nouvelle-Calédonie (1.295 t exportées en 2008 pour une valeur de 12,6 Millions de Euros) derrière le nickel (800 Millions d'Euros) (ISEE, 2008). La surface totale de production des 18 fermes aquacoles en 2008 s'établit à 699 ha. La topographie requise pour permettre l'implantation de fermes est de larges zones planes d'arrière-mangrove qui existent essentiellement sur le littoral des plaines côtières ouest. La filière comprend des provendiers, des éclosiers pour la production de post-larves, des fermes de grossissement et deux ateliers de conditionnement.

Quantification service d'aquaculture

La méthode d'évaluation s'est basée sur une approche par les coûts de remplacement du service écosystémique d'enrichissement des eaux. Dans un premier temps, il a été recherché de quantifier la contribution des récifs sous la forme des apports identifiés (phytoplancton, oxygène, macroalgues).

Un consensus semble exister autour des apports du lagon sur la qualité gustative des crevettes calédoniennes. Cependant aucune étude n'a été menée pour isoler cet effet et aucun référent scientifique n'a été rencontré dans la littérature publiée. Cela impliquerait aussi identifier l'effet différentiel de la qualité sur les prix commerciaux ou sur les quantités vendues. Ces estimations sortent du cadre de cette étude.

Des entretiens avec différents dirigeants et des réunions d'experts ont servi pour estimer les différents paramètres. L'aliment, qui représente près de 40% des charges d'un élevage, est déterminant dans la vitesse de croissance des animaux, leurs poids moyens et donc le prix auquel ils sont vendus à l'atelier de conditionnement. L'évaluation se base sur des données officielles des industries (GFA, DAVAR). L'industrie repose sur 4 espèces principales et les données de CA et de VA ont été estimées sur la base de ces statistiques.

Evaluation financière

La méthode repose sur l'évaluation du coût de remplacement des apports des eaux du lagon en nitrogène et phosphate comme source alimentaire.

$$CR_{aq} = \sum_e C_{ae} * f_e$$

Avec

CR_{aq} : Coûts de remplacement du service aquaculture

f_e : facteur d'augmentation en aliments ajoutés par type d'exploitation (**e**)

C_{ae} : Coûts en aliments moyens par type d'exploitation (**e**)

B.5.1.8 Aspects sociaux de la pêche

Les emplois directs créés par la pêche commerciale ainsi que le nombre de ménages impliqués dans des activités de pêche sont présentés. Les résultats sont basés sur les différentes études citées précédemment. Il faut signaler l'hétérogénéité des données pour la pêche vivrière notamment où des différences importantes peuvent exister entre des tribus (même voisines) ou entre des communes rurales. Certaines caractéristiques additionnelles ont été prises en compte comme la présence du village en bord de mer et la taille moyenne des ménages suivant les lieux de résidence. Les valeurs minimum et maximum reflètent les incertitudes dans les estimations.

Les emplois directs de la pêche commerciale concernent ceux créés par l'activité ainsi que ceux générés par le circuit de commercialisation. Les données d'emplois créés par les impacts indirects ne sont pas disponibles. Les données reflètent donc une sous-estimation des emplois créés par l'activité de pêche. En dehors des chiffres il faut rappeler les points suivants :

(i) la pratique de la pêche à pied est pratiquée majoritairement par les femmes des tribus. Cette pratique représente un complément de revenu qui est difficilement substituable par d'autres activités. Comme nous l'avons décrit précédemment, ce complément de revenu peut contribuer à maintenir la présence des femmes dans les tribus renforçant la cohésion sociale de la communauté car les femmes sont les principales responsables de transmettre aux enfants les traditions, la culture, le langage et le respect pour les anciens (Bensa and Freyss, 1994; Tennant, 1998).

(ii) les invertébrés collectés par les femmes peuvent représenter un apport alimentaire plus ou moins importants pour les familles des tribus.

(iii) un calcul basé sur les ressources monétaires des ménages en milieu tribal (bcm 2008, isee) et sur les résultats précédents montre que les captures peuvent représenter entre 5 et 11% du revenu total des ménages.

(iv) les captures et la pratique de certaines pêches sont importantes aussi pour des célébrations culturelles traditionnelles.

B.5.1.9 Distribution spatiale

Pour la pêche commerciale, la distribution spatiale s'est basée sur les statistiques officielles des services de la pêche à l'échelle des communes d'appartenance des pêcheurs. Il a été estimé que les données pouvaient s'assimiler aux zones de captures de pêche. En effet, la majorité des pêcheurs réalisent leur pêche dans un périmètre proche de leur commune soit parce que les zones proches

sont suffisamment productives, soit parce que la capacité des embarcations n'est pas suffisante. Des corrections sont faites pour ceux réalisant des pêches plus éloignées (Belep, Grand Lagon Sud).

La pêche vivrière s'est basée sur les recensements de population distinguant les populations urbaines, rurales et tribales. En s'appuyant sur nos estimations de proportions de pêcheurs vivriers les valeurs par habitants sont projetées. Seules les tribus de bord de mer sont prises en compte. Les résultats ont été trouvés cohérents avec les études existantes sur des sites précis (Guillemot et al., 2009; Rocklin, 2006)

La spatialisation de la pêche de loisir a été plus simple car elle se concentre principalement sur les communes urbaines et rurales disposant de marinas et de rampes d'accès.

B.5.2 Tourisme (ES 5, 6 et 7)

Pour les usages directs non-extractifs, les méthodes diffèrent selon les services : les calculs des surplus producteur via la valeur ajoutée sont appliqués pour les services avec un prix de marché (plongée, tourisme, excursions, dépenses associées) via les méthodes de Business Expenditure Survey (BES) et des interviews avec des acteurs clés. Pour les services non marchands ou ne donnant pas lieu à une transaction monétaire de la part des usagers récréatifs, la méthode des coûts de transport est testée pour évaluer leurs surplus consommateurs.

Le Tableau B-15 présente les méthodes d'évaluation des services d'usages directs non extractifs.

B.5.2.1 Méthode

La méthode suivie est dans un premier temps de monétariser les usages directs reliés aux récifs : (i) tourisme sous-marin (encadré), (ii) tourisme nautique (bateaux taxis, location d'embarcations, observation de baleines, etc.) et (iii) nautisme de plaisance.

Dans un deuxième temps, l'évaluation des dépenses indirectes (logement, transport, alimentation, autres) reliées aux activités précédentes ainsi qu'aux activités non encadrées sera effectuée. Les usagers non-résidents et usagers résidents seront distingués afin de refléter la complexité des comportements.

<i>Services</i>	<i>Méthode d'évaluation</i>	<i>Quantification du service</i>	<i>Chiffre d'affaires</i>	<i>Consommations intermédiaires (CI)</i>	<i>Multiplicateur appliqué</i>
Tourisme sous-marin (plongée sous-marine, randonnées palmées encadrées) ES5	Surplus producteur Business Expenditure Survey (BES) avec les principaux opérateurs	Fréquentation	Prix des prestations	CI de l'activité	Filière tourisme
Activités nautiques (bateaux taxi, sorties mer et ilots, charter, locations, kayaks) ES6	Surplus producteur BES avec les principaux opérateurs	Fréquentation	Prix des prestations	CI de l'activité	Filière tourisme
Dépenses associées du tourisme non-résident et usagers résidents (liées aux activités précédentes et aux activités non-encadrées) ES5 et ES6	Surplus producteur BES et enquêtes usagers Analyse d'images publicitaires Analyse de positionnement de l'offre touristique (analyse de contenu)	Quantification des touristes et résidents par degré d'usages	Dépenses locales (hébergement, restauration, transport local) + transport international	CI des différentes catégories de dépenses	Filière tourisme et hôtellerie
Plaisance nautique ES7	Surplus producteur BES	Fréquentation (nombre de sorties) Immatriculations annuelles de nouvelles embarcations	Dépenses par sortie et par embarcation Prix moyens d'achats des embarcations	CI des différents secteurs d'activités	Filière industrie nautique

Tableau B-15: Méthodes de monétarisation des SE des usages directs non-extractifs

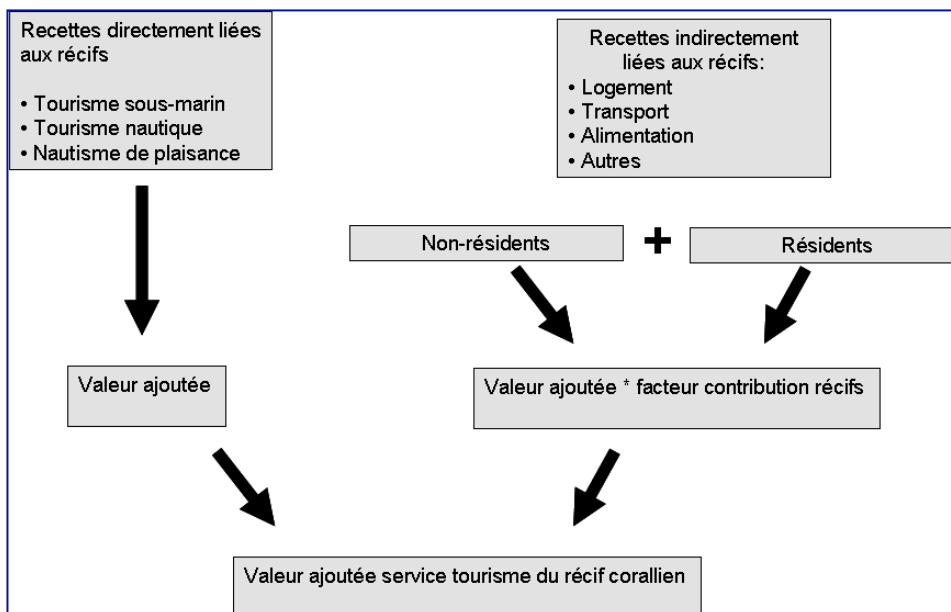


Figure B-9: Monétarisation du service tourisme

B.5.2.2 Description du secteur tourisme

Les recettes totales générées localement en Nouvelle-Calédonie par l'activité des touristes non résidents sont estimées à 18,2 milliards de F Cfp (152 millions d'Euros) (ISEE, 2008a) et représentent 2,3% du Produit Intérieur Brut de la Nouvelle-Calédonie. Ce poids économique rend critique de déterminer de la meilleure manière possible la part réellement attribuable aux récifs coralliens.

Analyse de contenu et positionnement touristique

Il est utile de resituer la Nouvelle-Calédonie dans son contexte de destination touristique mondiale. La Nouvelle-Calédonie appartient à deux familles touristiques distinctes : celle des « Archipels paradisiaques » (destinations insulaires exotiques), et celle des « Grandes Terres » (îles continents). La famille des Archipels Paradisiaques est caractérisée par un ensemble d'« îles de rêve » balnéaires. Tandis que celle des « Grandes Terres » est caractérisée par la découverte, l'aventure, les paysages littoraux et intérieurs, l'expérience unique, l'espace, la nature sauvage (KPMG, 2005).

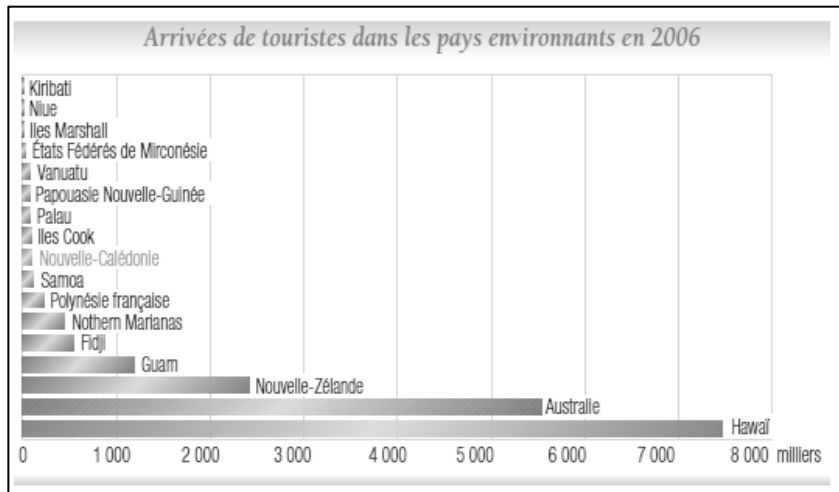


Figure B-10: Arrivée de touristes dans les pays du Pacifique (2006). (ISEE, 2008a)

En moyenne, 100.000 touristes arrivent sur la Nouvelle-Calédonie par voie aérienne et 180.000 par croisière. La Nouvelle-Calédonie est ainsi loin de représenter une destination touristique de poids dans le panorama de la région (voir Figure B-10). Les croisiéristes ont une structure de dépenses et des motivations très différentes du reste des touristes et nous les analyserons ensuite. Pour les touristes non croisiéristes, la France et le Japon représente plus de 50% de la résidence d'origine des visiteurs suivi de l'Australie et la Nouvelle-Zélande. La figure suivante présente les principales motivations de séjour des visiteurs. Les différents motifs de séjours sont (i) pour vacances: la motivation du séjour est la découverte de la Nouvelle-Calédonie; (ii) pour raison affinitaire: la motivation du séjour est la visite à des parents ou amis ; (iii) pour motif professionnel: les séjours sont liés à l'activité professionnelle, missions , réunions, séminaires, etc. ; (iv) pour autres motifs: ils regroupent la santé, le sport, les stages, les études, les formations, etc. (Isee, 2008b)

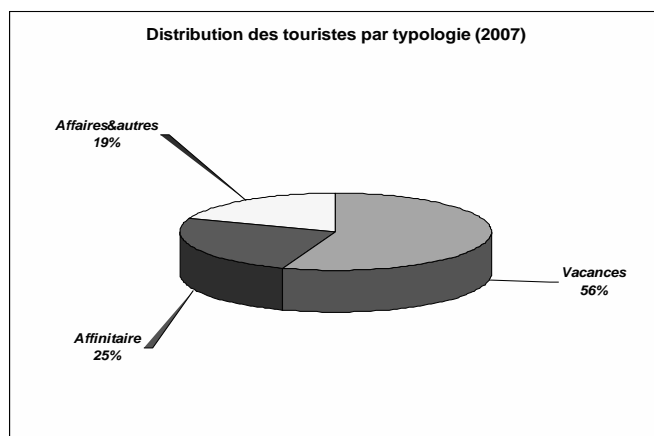


Figure B-11: Distribution par typologie de tourisme (2008). Adapté de Isee (2008)

Le risque de baser l'estimation sur des données provenant d'une période non représentative du secteur doit être examinée. La théorie de cycle de vie du tourisme (Butler, 1980) explique ce risque.

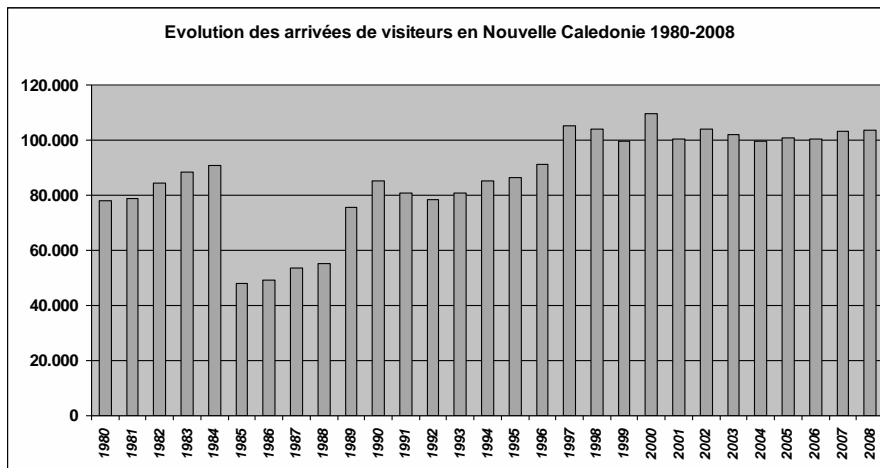


Figure B-12: Arrivées des visiteurs 1980-2008 - Source ISEE et PAF

Le nombre de visiteurs en Nouvelle-Calédonie peut être utilisé comme indicateur du cycle de vie du produit. Sur une période de pratiquement 30 ans et hormis les années 1985-1989 (non propices au tourisme suite à des événements politiques internes), on remarque une relative stabilité des visiteurs (entre 80.000 et 100.000 /an). Même en considérant qu'une grande partie de ces visiteurs provient du tourisme affinitaire, cela montre (i) que le tourisme n'est pas dans une phase de développement ou de déclin et (ii) que la dépendance au contexte international est faible. La monétarisation du tourisme sur la base des dernières années est donc représentative des valeurs historiques de ce secteur d'activité.

B.5.2.3 Activités de loisirs sous-marines et excursions (ES 5)

Il s'agit d'évaluer ici la valeur associée aux activités récréatives sous-marines et ludiques à caractère commercial: l'utilisateur paye une prestation pour la réalisation de cette activité. Le principe est de quantifier et de monétariser tous les secteurs d'activités touristiques qui utilisent un ou plusieurs des services écosystémiques. La quantification des usages se traduit en terme de nombre de visiteurs ou de plongées tandis que la monétarisation se base à la fois sur le calcul des surplus producteurs des activités payantes liées aux récifs et sur une méthode des coûts de transport pour les activités non-payantes. La méthodologie est la suivante pour ce type d'usage : on calcule les valeurs ajoutées des clubs de plongées sous-marines et autres centres d'activités nautiques.

La valeur ajoutée du tourisme sous-marin se calcule à partir de la formule suivante :

$$VA = \text{fréquentation touristes} * \text{prix prestation} - \text{coûts intermédiaires de la prestation}$$

Tourisme sous-marin (ES 5)

Pour la plongée sous-marine, le nombre de clients a été recensé ainsi que le nombre d'immersions. Les coûts des prestations de plongée sont généralement assez homogènes ainsi que

la structure de coûts des clubs. L'estimation des CA et des VA est donc simplifiée. Il s'agit des activités payantes de plongée sous-marine et de randonnées encadrées en PMT (palmes-masque-tuba). Les activités de plongée sous-marine se réalisent principalement à travers de centres spécialisés (clubs). Dix-sept centres actifs sont recensés et sont répartis sur la grande terre et les îles, à Nouméa, Hienghène, Pouembout, Poum, îles des Pins, Lifou et Ouvéa. L'essentiel des Centres de plongée, associatifs et commerciaux, est situé dans la Province Sud. La plupart des structures organisent 2 plongées dans la demi-journée, car les sites sont éloignés et les alizés soufflent assez fort l'après-midi. Deux centres de plongée, basés à Nouméa, offrent des sorties à la journée avec 2 ou 3 plongées. Les bateaux mis en œuvre sont principalement des petites unités de plaisance, de 6 à 11 mètres, dont beaucoup de pneumatiques semi-rigides, plus en rapport avec une activité sportive que touristique, mais convenant assez bien au marché local, soucieux de plonger au meilleur prix.

La méthode d'évaluation du surplus producteur consiste à estimer le nombre de plongées annuelles ainsi que les VA des différents centres. Des entretiens avec les dirigeants d'une sélection de clubs ont été réalisés. Les résultats préliminaires d'une étude menée par la CCI auprès de tous les clubs et associations de plongée en 2009 a permis de compléter cette approche. Le questionnaire a été harmonisé avec cette étude afin d'avoir des résultats cohérents (CCI, 2009). De même les résultats des enquêtes réalisées lors du projet LITEAU II sur les AMP avec 80 plongeurs enquêtés devaient permettre d'affiner ces estimations mais les résultats n'ont pas coïncidés avec le calendrier de cette étude.

Les sites de plongées sont recensés afin de déterminer la distribution géographique des zones fréquentées. Une étude commanditée par la DENV en 2007 (Jumel, 2008) sur la zone du Grand Nouméa auprès des clubs de plongée a été utilisée pour la distribution géographique des activités ainsi que pour une quantification des usages.

La pratique d'activités sous-marines non-encadrées et non-payantes est spécifique à la Nouvelle-Calédonie de par la géomorphologie du récif. En effet, la faible extension des récifs frangeants et l'éloignement des récifs barrières impliquent que la pratique de plongée sous-marine ou d'apnée se réalise à partir d'embarcations et très peu depuis le bord du littoral. L'utilisation d'une embarcation pour réaliser ces activités entraîne que ces usages sont alors considérés dans la monétarisation de la partie du tourisme nautique (visite payante aux îlots par exemple) et dans la partie de la filière nautisme de plaisance. Les autres activités d'observations sous-marines non-payantes réalisées depuis le bord sont prises en compte dans la monétarisation des dépenses de logement, transport et alimentation des touristes et résidents. Il s'agit d'une méthode proche de celle des coûts de transport (Beukering et al., 2007a; Pagiola, 2004a).

Tourisme nautique (ES 6)

Le tourisme nautique comprend les autres activités marines payantes liées aux récifs coralliens. Les usages suivants sont répertoriés: (i) bateaux taxis, (ii) observation baleines, (iii) sorties ilots (day charters), (iv) randonnée sous-marine (v) locations bateaux, (vi) charter de pêche et (vii) location de bateaux à la journée ou semaine. La connaissance des motivations des usagers ainsi que leurs pratiques s'est basée sur des entretiens réalisés auprès des prestataires à défaut d'une étude plus complète avec les usagers. Ils permettent d'identifier l'intensité de l'usage des récifs dans leurs activités. Une soixantaine d'entreprises sont recensées sur le territoire selon l'ISEE (2008) et la SMMPM (2009). Ces entretiens ont montré que la plupart des usagers (sauf charter de pêche et observation baleine) pratiquent de façon plus ou moins intensive de la randonnée sous-marine sur les sites visités. La vision des paysages du lagon, l'usage des plages des ilots ainsi que la randonnée terrestre sont les autres activités répertoriées. L'observation de cétacés est une activité à part et se réalise pendant la saison de migration des espèces.

Il peut être considéré que ce tourisme utilise les mêmes processus écosystémiques des récifs coralliens que le tourisme sous-marin et que la pêche (pour les pêches charter non-hauturières). Les usages qui n'impliquent pas d'immersion, de vision sous-marine, d'observations d'animaux marins ou de pêche ont été éliminés. Ainsi la location d'engins motorisés ou de matériel de sport de glisse, de voile sportive, ne sont pas considérés comme reliés au récif corallien.

Les données proviennent de l'étude CCI (2009) et des calculs réalisés par l'ISEE. Les calculs de CA se basent sur des prix moyens par type de prestations. Le même niveau de valeur ajoutée est appliqué à l'ensemble du secteur, considéré comme homogène suivant l'ISEE.

La valeur ajoutée du tourisme nautique se calcule à partir de la formule suivante :

$$VA \text{ (par type d'activité)} = \textit{fréquentation touristes} * \textit{prix prestation} - \textit{coûts intermédiaires de la prestation}$$

Nautisme de plaisance (ES 7)

Il s'agit des activités marines liées à l'utilisation d'un navire de plaisance. L'expression «navire de plaisance» regroupe tous les navires à usage privé n'entrant pas dans la définition des «navires à passagers» et pratiquant à titre gratuit une navigation sportive ou touristique (SMMPM, 2009). Le surplus producteur suit la formule suivante :

$$VA_a = \sum_d VA_{da} * m_t$$

$$VA_{da} = CA_{da} - Ci_{da}$$

Avec

VA_a: Valeur ajoutée de la filière nautisme de plaisance

VA_{da}: Valeur ajoutée de la filière nautisme de plaisance par typologie d'embarcations (**a**) et par catégories de dépenses (**d**=achat embarcation ou dépenses par sorties annualisée)

m_t: multiplicateur de la filière tourisme

La méthodologie de monétarisation est similaire à celle utilisée dans les calculs de la pêche de loisir et portant sur les dépenses de la filière nautisme de plaisance. Elle se divise entre le secteur d'activité de l'achat de l'embarcation et celui des dépenses liées aux embarcations. L'activité de navigation de plaisance est très développée sur la Nouvelle-Calédonie avec un nombre de bateaux immatriculés dépassant les 9.000 unités (1 pour 25 habitants) dont 65% approximativement dans le Grand Lagon Sud (Jollit et al., 2010; Jumel, 2008). La grande majorité des navires de plaisance ont une longueur inférieure à 5 m et la plupart des bateaux de plaisance sont des bateaux à moteur. (Les voiliers représentent moins de 10% de la flotte). Les deux catégories de navires les plus représentées en Nouvelle-Calédonie sont la cinquième et la sixième catégorie, ce qui correspond à des navires ne s'éloignant pas de plus de 2 ou 5 milles d'un abri. Cependant, la puissance moyenne des moteurs (voiliers exclus) peut s'estimer entre 100 et 150 chevaux. Les principales activités des plaisanciers ont été identifiées et ont permis de les catégoriser entre (i) pêche (ii) baignade (iii) ballade et (iv) plongée en apnée afin de ne considérer que les usages reliés spécifiquement aux processus écosystémiques des récifs.

Selon Jumel (2008) les principaux usages de la plaisance sont la pêche (50% des embarcations le considèrent comme le principal usage), la baignade et la plongée en apnée. Il semble donc réaliste de considérer la plaisance comme fortement lié à l'écosystème corallien et aux processus écosystémiques associés au service du tourisme.

Une étude de la DRN de la PS réalisée en 2004 (You, 2004) auprès de 185 plaisanciers du Grand lagon sud a permis de compléter ces estimations.

La méthodologie de monétarisation est similaire à celle utilisée dans les calculs de la pêche de loisir et portant sur les dépenses de la filière nautisme de plaisance. Elle se divise entre le secteur d'activité de l'achat de l'embarcation et celui des dépenses liées aux embarcations.

Les détails de calcul sont les mêmes que pour la pêche de loisir.

B.5.2.4 Dépenses associées des usagers des récifs (ES 5 et 6)

Comme décrit antérieurement, les recettes totales générées localement en Nouvelle-Calédonie par les dépenses des touristes non-résidents sont estimées à plus de 150 millions d'Euros (ISEE, 2008a). Elles ont un poids potentiellement important dans cette évaluation et il paraît critique de déterminer la part réellement attribuable aux récifs coralliens.

La formule est la suivante :

$$VA_{tnr} = CA_{tnr} - \sum_d CI_d * m_t$$

$$CA_{tnr} = \sum_{ie} Q_{ie} * p_e * f_{ie}$$

$$P_e = \sum_d p_{ed}$$

Avec :

VA_{tnr} : Valeur ajoutée du tourisme non-résident lié aux récifs.

Q_{ie} : nombre de touristes par motifs de visite (i=catégorie 1,2,3) et nationalité (e)

f_{ie} : facteur de contribution des récifs par catégorie (i) et nationalité (e)

p_{ed} : dépenses moyennes par nationalité (e) et par type de dépenses (d)

CI_d : consommations intermédiaires par types de dépenses (d)

m_t : multiplicateur de la filière tourisme

Sur la base de leurs profils de dépenses, trois catégories d'usagers sont identifiées : les touristes non-résidents, les résidents et les croisiéristes.

Dépenses associées des usagers non-résidents

Les dépenses évaluées comprennent : (i) le transport international et les (ii) dépenses locales. Les dépenses liées aux usages directs décrits antérieurement (plongée sous-marine, nautisme, plaisance)

ne sont pas prises en compte pour éviter les doubles comptages. Pour le transport international et afin de respecter l'objectif de l'étude d'isoler la création de richesse pour le territoire seulement, il convient d'écarter toutes les entreprises non résidentes. Seuls les paiements de transport international réalisés au profit d'AirCalin, unique compagnie aérienne internationale avec sa maison-mère basée en Nouvelle-Calédonie sont pris en compte.

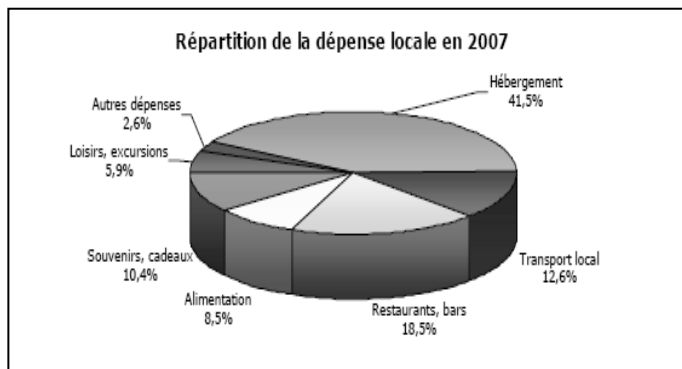


Figure B-13: Dépenses locales des touristes (Adapté de ISEE (2008))

Pour les dépenses locales, il s'agit (i) des dépenses en hébergement payant : les hôtels, gîtes et résidence en tribus sont comptabilisées ; (ii) des dépenses en restauration, cafés et alimentation ; (iii) des dépenses en transport local (maritime, aérien et terrestre) ; (iv) des dépenses en excursions et loisirs (les dépenses relatives à des usages sous-marin ou de tourisme nautique ont été retirées afin d'éviter des doubles comptages) et (v) des dépenses en souvenirs, cadeaux et autres dépenses (carburants, services de connexion etc.).

Pour répondre à l'objectif de l'étude d'estimer la valeur économique d'un écosystème, on doit donc identifier la part de ces dépenses touristiques directement attribuable à cet écosystème (appelée aussi « substitution »). Cependant, il n'est pas toujours aisé d'isoler un facteur dans les processus de choix de la destination de la part des touristes parce que ces choix sont intrinsèquement multi-attributs (Ghermandi and Nunes, 2011).

La méthode proposée pour identifier la part des dépenses associées liées aux récifs passe par 3 étapes :

Etape 1: Estimation des dépenses par personne

L'estimation se réalise en utilisant les réponses aux enquêtes usagers existantes pour estimer la dépense moyenne des usagers et leurs accompagnants. Les répondants ont été invités à indiquer le montant approximatif qu'ils avaient dépensé sur les différentes catégories. Le point médian de chaque catégorie sera comparé aux valeurs moyennes afin d'estimer les dépenses totales sur toutes catégories et éviter les biais sur les estimations finales). De même, les résultats d'études existantes

sur la base d'enquêtes au départ à l'aéroport sont utilisés. Les protocoles et les échantillonnages ont été vérifiés afin d'assurer la robustesse des données utilisées.

Étape 2: Estimation des dépenses par personne attribuables aux récifs-Analyse d'images publicitaires

Cela est fait en appliquant les techniques d'analyse d'images publicitaires et des entretiens avec experts et usagers. La méthode d'analyse d'images publicitaires est décrite par (Hajkowicz and Okotai, 2005). Elle se base sur les supports publicitaires touristiques existants de la collectivité (imprimés et online principalement) qui ont pu être connus par les touristes avant leur venue. La théorie sous-jacente est que les messages publicitaires relèvent d'une stratégie de communication. Ils sont conçus en fonction d'une cible précise et ont pour objectif de susciter chez le destinataire le désir d'acquiescer le service promu. Dans notre cas ils sont utilisés comme proxy du choix réalisés par les touristes dans leur destination. Ces supports touristiques publicitaires sont analysés quantitativement afin de déterminer la proportion d'images et de mots-clés relatifs à certains attributs. Les attributs sélectionnés sont :

- Images reliées à la culture et aux gens
- Images reliées aux écosystèmes et paysages terrestres
- Images reliées aux plages
- Images reliées aux loisirs sous-marins, aux récifs et à la biodiversité marine
- Images reliées à d'autres formes de loisir

Plus de 2000 images ont été classifiées pour déterminer l'importance des récifs dans les supports publicitaires analysés. Ces supports sont les brochures et sites internet disponibles aux touristes avant et après leur arrivée et proviennent des différents offices de tourisme.

Étape n°3: Estimation des dépenses touristiques annuelles imputables aux récifs

En se basant sur les données de fréquentation de visiteurs annuels et sur les résultats précédents, une matrice de facteurs de contribution des récifs sur les dépenses des touristes est alors générée. La variable « reef_contribution » est créée pour segmenter les visiteurs usagers. Elle prend une valeur comprise entre 0 et 1 suivant la proportion de temps dédié aux activités dans le temps total du séjour, la motivation principale du voyage et l'importance de ces activités dans le choix de la destination. L'objectif est de produire des extrapolations le plus fiables possible. La première catégorisation concerne les motivations de séjour.

Les différents motifs de séjours sont (i) pour agrément: la motivation du séjour est la découverte de la collectivité, les vacances (ii) pour raison affinitaire: la motivation du séjour est la visite à des parents ou amis ; (iii) pour motif professionnel: les séjours sont liés à l'activité professionnelle, missions, réunions, séminaires, etc. et, (iv) pour autres motifs: ils regroupent la santé, le sport, les stages, les études, les formations, etc. Chacune des catégories a des comportements de dépenses bien différenciés.

La deuxième catégorisation correspond chacune à un profil d'usages et de dépenses lié aux récifs.

Catégorie 1: elle correspond aux visiteurs (toutes motivations confondues) qui ne seraient pas venu dans la collectivité si les récifs n'existaient pas ou ne soient pas dans son état actuel (la variable reef_contribution est égale à 1). Il peut s'agir de voyages spécialisés de plongée, de chasse ou photographie sous-marine par exemple. Les dépenses totales associées de leur déplacement (y compris accompagnant) sont comptées à 100%.

Catégorie 2: Il s'agit des visiteurs qui sont venus dans la collectivité pour plusieurs raisons mais réalisent un des usages suivants: (i) plongée sous marine, (ii) randonnée sous-marine (inclus excursions nautiques), (iii) pêche loisir et au gros, (iv) sorties mer et (v) location de bateaux. Il est important de distinguer entre les visiteurs de tourisme affinitaire (en provenance de France principalement) et le tourisme d'agrément car leurs structures de dépenses locales et comportements sont relativement différenciées. La matrice des variables de reef_contribution provenant des enquêtes et complétée par l'analyse d'images publicitaires est appliquée sur les dépenses totales des touristes. Une segmentation par nationalité est réalisée afin d'affiner les estimations. Pour les visiteurs de métropole qui viennent visiter leur famille ou amis la méthode par l'analyse d'images publicitaires n'est pas valable. Le visiteur regarde peu les supports publicitaires touristiques et ses activités localement sont plus proches de celle d'un résident. Sur ce constat, nous nous baserons principalement sur les résultats des enquêtes pour déterminer la proportion de leur budget dédié aux activités liées à l'existence des récifs.

Catégorie 3 : Les dépenses des visiteurs qui ne pratiquent aucune des activités reliées aux récifs décrites précédemment sont exclues de cette monétarisation. Pour les usagers de plages, il est important de signaler que le rôle des récifs comme contribution au maintien des plages et comme créateur de paysage par son rôle de protection contre l'érosion côtière est considérée à travers le service de protection côtière.

B.5.2.4.1 Valeurs ajoutées

Une étude sur la structure des dépenses des touristes réalisée en 2007 permet de définir et mieux quantifier les différentes catégories (Isee, 2008b). Cette étude, dirigée par l'ISEE tout au long de l'année 2007, a couvert un échantillon représentatif et important de touristes (4.700 touristes environ) au départ de l'aéroport international de La Tontouta (exit survey). Les dépenses analysées prennent en compte la majorité des dépenses effectuées sur le territoire de Nouvelle Calédonie par les visiteurs non-résidents. Les dépenses disponibles et sélectionnées sont de deux types :

- (i) les dépenses en transport international des compagnies résidentes. Il s'agit de la principale recette du tourisme (100 millions d'euros en 2007). Cependant, comme nous l'avons précisé précédemment, seules les recettes et valeurs ajoutées qui proviennent de la compagnie AirCalin ont été considérées. En moyenne sur 2007, 42% des recettes du transport international sont réalisées par la compagnie locale (ISEE, 2008a).
- (ii) les dépenses locales. Il s'agit des dépenses en hébergement payant : les hôtels, gîtes et résidence en tribus sont comptabilisées ; des dépenses en restauration, cafés et alimentation ; des dépenses en transport local (maritime, aérien et terrestre) ; des dépenses en excursions et loisirs: toutes les dépenses relatives à des usages sous-marin ou de tourisme nautique ont été retirées afin d'éviter des doubles comptages et des dépenses en souvenirs, cadeaux et autres dépenses (carburants, services de connexion etc.).

Les calculs de VA sont basés (i) sur la base de donnée statistique de l'ISEE, (ii) sur les données de l'enquête ISEE 2007 relatives aux dépenses des touristes (décrite précédemment) et, (iii) sur les enquêtes hôtelières 2008 réalisées par la Province Sud dans les principaux hôtels et une sélection de gîtes de la zone sud. La dernière étude permet une estimation des taux d'occupations et fournit des informations sur l'origine des touristes.

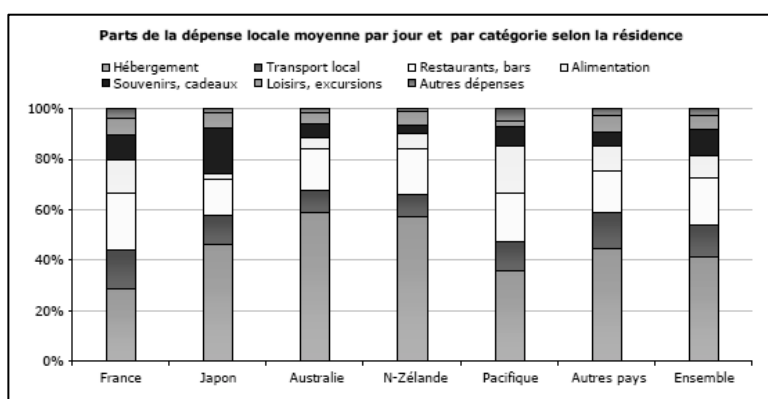


Figure B-14: Distribution des dépenses touristiques par résidence d'origine. (Isee, 2008b)

Dépenses associées des croisiéristes

Les dépenses des croisiéristes qui visitent la Nouvelle-Calédonie ont été analysées. Il s'agit de séjours très courts en Nouvelle-Calédonie (moins de 24 heures par escale) pendant lesquels les croisiéristes consomment des produits et services touristiques (excursions, souvenirs, transport local...). Une partie de ces dépenses est déjà comptabilisée dans les dépenses du tourisme sous-marin ou tourisme nautique. Une estimation de la proportion de croisiéristes utilisant ces services est réalisée et permet d'attribuer la part des dépenses moyennes par croisiéristes attribuable aux récifs coralliens. Cette estimation s'est basée sur l'étude ISEE de la consommation des croisiéristes (2008) et sur des entretiens avec les acteurs clés du tourisme.

Dépenses associées des usagers résidents

Au même titre que pour les touristes non-résidents, les résidents de la collectivité qui réalisent un des usages liés aux récifs et qui ont des dépenses de logement, restauration et transport ont été pris en compte. La part attribuable aux récifs et aux usages qui en sont faits est alors déterminée. L'objectif principal est de connaître l'usage précis des récifs réalisés par ces résidents et les dépenses qui y sont associées. Les dépenses des usagers résidents qui sont prises en compte sont : (i) Transport: terrestre, maritime ou aérien, (ii) logement: hôtels, gites ou location (iii) alimentation.

La méthode proposée pour identifier la part des dépenses associées liées aux récifs passe par 3 étapes :

Etape 1: Estimation des dépenses faites par les résidents

Les études de fréquentation hôtelière de la Province Sud (qui représente une proportion importante des destinations locales) organisées par l'ISEE permettent de quantifier le nombre annuel d'usagers. Ces études disposent des fréquentations mensuelles d'un échantillon représentatif des hôtels et gites par nationalité (ISEE, 2008). Des entretiens professionnels avec un échantillon de gites et d'hôtels de la Province Nord ont permis de mieux connaître les usages du récif réalisés par les clients ainsi que la typologie de la clientèle (étrangère/résidente). Une sélection des hôtels et gites avec accès à moins de 15 km à la mer a été réalisée pour la Province Nord et Province Sud afin de retenir les hébergements avec influence des activités liées aux récifs. Pour la Province des Iles, ont été pris en compte tous les établissements. De même, les gites ou hôtels situés en bord de mer mais sans possibilité de réaliser les activités décrites antérieurement du fait de difficultés d'accès ont été éliminés. Le GIE tourisme a été consulté sur la même base afin de connaître plus précisément

les caractéristiques des touristes. Les taux d'occupation proviennent de l'enquête de fréquentation hôtelière de la province Sud. Pour les autres provinces, les entretiens avec un échantillonnage d'hôtels et de gîtes ainsi qu'avec des acteurs clés (GIE tourisme) ont permis d'avoir une approximation de la valeur moyenne.

Plusieurs estimations ont dû être réalisées:

(i) Les estimations du taux d'occupation des structures de logement touristique attribuable aux résidents. En se basant sur les résultats des enquêtes décrites ci-après et en les croisant avec les données sur le tourisme international, il a été possible de calculer cette proportion par type de structure (gîte, catégorie hôtels) et par destination touristique

(ii) Les chiffres d'affaires et les valeurs ajoutées sont calculés sur la base des prix moyens des nuitées et sur les calculs de l'ISEE pour les valeurs ajoutées de la filière tourisme.

	% occupation moyen		
	PN	PS	PIL
Gites	52%	56%	56%
Hôtels 1,2*	37%	37%	51%
Hôtels 3* +	48%	51%	51%

Tableau B-16: Taux d'occupation moyens estimés des gîtes et hôtels par provinces

Sur la base d'une analyse récente effectuée sur les principales zones du territoire, il est estimé que les résidents ont effectué plus de 256.000 nuitées dans les gîtes et hôtels de Nouvelle-Calédonie (ISEE, 2009b).

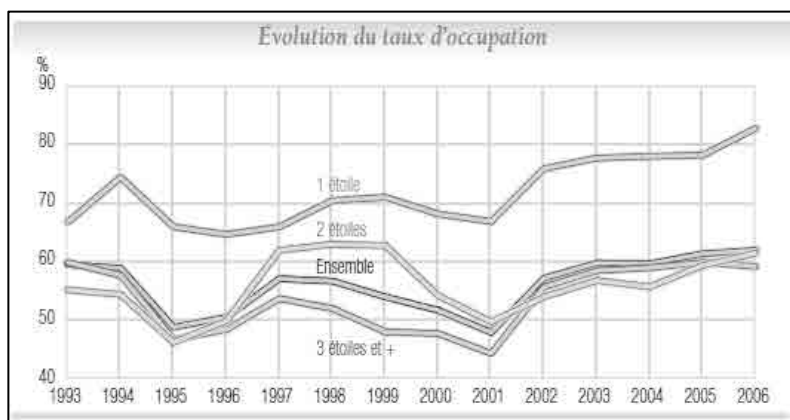


Figure B-15: Evolution du taux d'occupation hôtelière de la Province Sud

(source : ISEE, 2008)

Une capacité de 2.700 U.H. (unités d'habitations ou équivalent lits) est estimée en 2008. La Province Sud représente 80% de cette capacité principalement sur Nouméa avec la zone côtière

ouest et la zone du Grand Lagon Sud à part égale sur le reste. La Province Nord et la Province des Iles représentent 13% et 7% de la capacité totale respectivement. 220 unités d'habitations correspondent à des gîtes qui se distribuent sur les trois provinces.

Étape 2: Estimation des dépenses par personne attribuables aux récifs

Cela est fait en utilisant les résultats des enquêtes aux usagers (décrites ci-après). Les enquêtés ont été invité à répondre à des questions spécifiques sur leur choix de la destination, l'importance des récifs dans le choix de la destination et le montant approximatif qu'ils ont dépensé sur les différentes catégories.

Question n°1 (ouverte) : « Quelle a été votre principale raison de venir sur ce site? »

Question n°2 (fermée) : « Si vous n'aviez pas été en mesure de plonger/visiter les récifs coralliens ou autres, auriez vous effectuer ce déplacement sur? »

Question n°3 (fermée) : « la plongée/autres activités ont-ils été importants dans votre choix de venir sur? »

Ces questions permettent de renseigner la variable reef_contribution et de segmenter les visiteurs usagers. Elle prend la valeur 1 si la réponse est non à la question n°2. Sinon elle prend une valeur comprise entre 0 et 1 suivant : la proportion de temps dédié aux activités dans le temps total du séjour, la motivation principale du déplacement et l'importance de ces activités dans le choix de la destination.

Étape n°3: Estimation des dépenses annuelles imputables aux récifs

En se basant sur les données de fréquentation de visiteurs annuels et sur les résultats précédents, des catégories d'usagers sont réalisées sur leurs profils d'usages et de dépenses liés aux récifs.

Catégorie 1: elle correspond aux visiteurs qui ne seraient pas venus sur le site si les récifs n'existaient pas ou ne soient pas dans son état actuel (la variable reef_contribution est égale à 1). Il peut s'agir de déplacements spécialisés de plongée, de chasse ou photographie sous-marine par exemple. Les dépenses totales associées de leur déplacement (y compris accompagnant) sont comptées à 100%.

Catégorie 2: Il s'agit des visiteurs qui sont venus sur le site pour plusieurs raisons mais réalisent un des usages sous-marins déjà identifié.

Catégorie 3 : Les dépenses des visiteurs qui ne pratiquent aucune des activités reliées aux récifs décrites précédemment sont exclues de cette monétarisation.

B.5.2.4.1 Enquêtes aux usagers

Afin de monétariser ces usages, des enquêtes ont été menées auprès des usagers résidents. La zone Côtière Ouest a été choisie comme représentative d'une destination locale assez commune, proche du centre urbain et avec des activités liées aux récifs avec différents degrés. De plus, sa récente inscription au patrimoine UNESCO a généré des attentes de croissance touristique. Ces enquêtes menées par 4 enquêteurs de l'UNC et 2 enquêteurs recrutés ont permis d'interroger plus de 210 résidents-usagers des récifs pendant plusieurs mois (juillet à septembre). 195 questionnaires sont considérés comme valides. Le questionnaire a été modifié sur la base d'un questionnaire développé par le programme ANR LITEAU (PAMPA). Les enquêtes en face-à-face ont été effectuées sur les principaux lieux de fréquentation (plages, rampe d'accès,...) pendant les WE et jours fériés. L'objectif principal est de connaître l'usage précis des récifs réalisés par ces résidents et les dépenses qui y sont associées. Les dépenses des usagers résidents qui sont prises en compte sont : (i) Transport: terrestre, maritime ou aérien, (ii) logement: hôtels, gîtes ou location (iii) alimentation. Les profils obtenus sont représentatifs de la population Néo-calédonienne en terme de proportion homme/femme et âge (ISEE, 2009). Les distributions par catégories socio-professionnelles et niveaux de salaires sont peu représentatives de la population générale et reflètent une typologie d'usagers bien définie. En estimant le potentiel annuel de fréquentation des sites enquêtés, l'échantillonnage représente 2% de la population des usagers. Etant donné une certaine homogénéité des comportements (CV faible), cet échantillonnage est assez robuste pour utiliser les conclusions. L'enquête ayant ciblé les usagers des récifs, il n'est pas possible d'en déduire la part de la population utilisant les récifs.

B.5.2.5 Aspects sociaux

Basées sur les statistiques officielles de l'ISEE, les estimations d'emplois liés aux usages touristiques des récifs ont distingués les emplois provenant des usages sous-marins et ceux liés aux dépenses associées. Les mêmes ratios de contribution des récifs ont été appliqués sur le nombre d'emplois total de la filière (4.442 emplois en 2008).

L'estimation du nombre d'usagers est plus approximative et repose sur les estimations du nombre de ménages ayant passé une nuitée en gîte (avec une activité liée aux récifs) et ceux ayant pratiqué un des usages directs identifiés.

B.5.2.6 Distribution spatiale des résultats

Les usages directs du tourisme (plongée, tourisme nautique,...) sont distribués par lieu d'usage. Ainsi les principaux sites de plongées, les îlots les plus visités par les touristes et les sites de

plaisance ont été identifiés à partir de différentes études (Jollit et al., 2010; Jumel, 2008; You, 2004) et rattachés à leur commune correspondante.

La spatialisation des valeurs du tourisme non-résident et résident s'est principalement appuyée sur l'emplacement des hôtels et gîtes touristiques. Pour la province Sud des taux d'occupation par typologie d'hôtels et par communes sont disponibles. Pour la province Nord et celle des Iles la distribution s'est appuyée sur le recensement des capacités d'hébergements. Les taux d'occupation spécifiques à chaque commune n'ont pu être calculés et l'évaluation s'est faite à partir de taux moyen d'occupation.

B.5.3 Recherche et Education (ES 8)

Description

Les récifs coralliens constituent une source d'informations et de connaissances qui génèrent aussi des activités économiques. Ces activités se traduisent en termes de recherche et éducation.

Quantification du service :

La recherche est réalisée par des organismes publics ou semi-publics et une sélection des programmes de recherche liés aux écosystèmes coralliens (biologie et écologie descriptive, géologie, halieutique, conservation,...) est effectuée. Les budgets de ces programmes ont été évalués à partir d'entretiens avec les acteurs (IRD, Ifremer, FFEM, AFD, CRISP) et avec le gouvernement (recherche et technologie). Même si la majorité des fonds est d'origine publique et pour autant constitue une redistribution de la richesse et non une création au terme strict économique, nous pouvons considérer que ces fonds proviennent en majorité de transfert extérieur au territoire et peuvent être assimilés à une création locale de richesse. Pour l'éducation, il n'a pas été possible d'évaluer précisément toutes les actions entreprises par des organismes publics ou privés sur ou autour de la thématique des récifs coralliens. Dans le cas des pouvoirs publics en charge des récifs (service environnementaux et service des pêches) les dépenses d'éducation et de recherche ne sont généralement pas différenciées dans les budgets totaux de gestion des récifs. Les budgets de gestion des récifs, comme les budgets des services d'environnement des provinces, ne constituent pas une création de valeur liée à l'existence des récifs mais plutôt une redistribution de richesse dirigée à conserver les bénéfiques écosystémiques. Ils ont été exclus de cette monétarisation. Les dépenses prises en compte sont celles reliées à la recherche sur les récifs coralliens et à leurs usages (frais de fonctionnement, budget des programmes, salaires). La source de financement ne doit pas être en provenance d'une administration publique locale utilisant ses financements locaux. En effet, dans le cas des recherches financées par le pays sur des fonds propres (recettes fiscales) il ne s'agit pas de création de richesse mais de redistribution. L'évaluation des bénéfiques économiques

associés à l'information générée par la recherche n'a jamais été réalisée. Quand une application de la recherche au secteur réel est identifiable il semble cependant qu'il est possible de la rattacher à un des usages déjà évalués (pêche, bio-prospection, aquaculture,...).

B.5.4 Protection côtière (ES 9)

B.5.4.1 Description

Les récifs coralliens et les mangroves créent « inévitablement » une protection contre la houle en formant des barrières le long de la ligne de cote. De même, les zones lagonaires protégées par les récifs barrière sont généralement des zones calmes qui favorisent les multiples usages décrits antérieurement. Plusieurs études (Brander et al., 2004; Kench and Brander, 2009; Lugo-Fernandez et al., 1998) montrent que les récifs agissent de manière similaire à des brises-vagues immergés ou à des littoraux de peu de profondeur. Ils imposent des contraintes fortes sur la houle de l'océan entraînant des transformations sur les caractéristiques des vagues et sur une atténuation rapide de l'énergie des vagues. Les vagues formées par le vent ont une grande partie de leur énergie dans la zone de surface. Le récif frangeant ainsi que la crête récifale absorbent une grande partie de cette force, parfois jusqu'à 90% à basse et haute marée (Lugo-Fernandez et al., 1998). La Figure B-16 présente différents résultats pour les récifs des Antilles. Il existe une variabilité forte suivant le type de récif, la profondeur et le régime des vagues (Kench and Brander, 2009). De plus, le rôle des récifs coralliens et des mangroves dans la protection du littoral est difficile à isoler face à d'autres variables. En effet une combinaison de facteurs rentre en jeu dans ce processus. Les principaux sont: (i) la bathymétrie (ii) la géomorphologie (iii) la topographie et (iv) la couverture végétale (Burke et al., 2008). Peu d'études permettent d'isoler le rôle contributif du récif dans la combinaison de facteurs (Barbier et al., 2008).

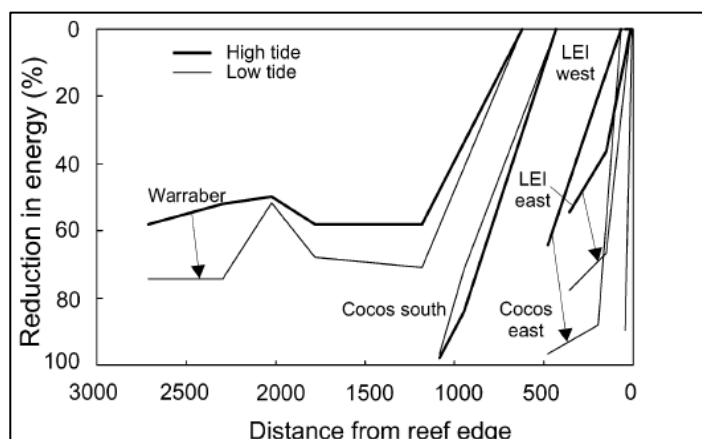


Figure B-16: Rôle des récifs comme absorbeurs d'énergie de la houle.

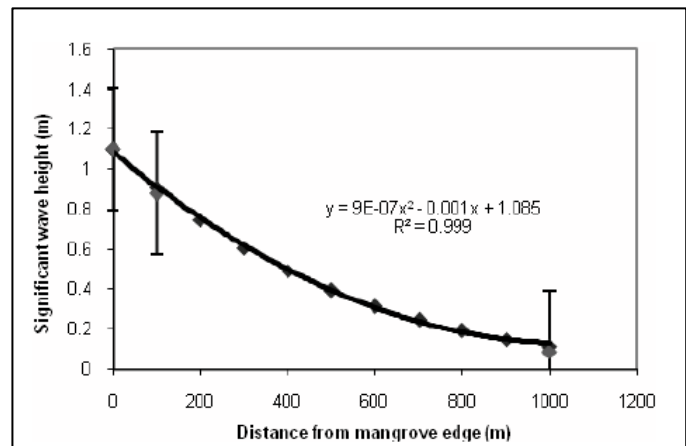
(Extrait de Kench et Brander (2009)).

Au même titre, une analyse réalisée par Barbier et al. (2008) révèle que la relation entre superficie des récifs et ce processus d'absorption est non linéaire. Ceci entraîne une complexité additionnelle dans l'évaluation de ce service écosystémique. A titre d'illustration de la non-linéarité des effets, la même analyse sur les effet des mangroves sur la hauteur des vagues montre que des vagues de 1,1 m en bord de mer et en bord de forêt de mangroves sont réduites à 0,91 m si la forêt a

une extension de 100 m. La vague continue à baisser, bien qu'à un rythme moindre, pour chaque 100 m supplémentaire de mangroves à l'intérieur des terres. Pour une forêt s'étendant de 1000 m dans les terres, les vagues seraient réduites à un négligeable 0,12 m (Figure B-17).

Figure B-17: Effets des mangroves sur la hauteur des vagues

(extrait de Barbier et al. (2008))



Rôle contre des vagues tsunamis

Certaines études ont suggéré le rôle des récifs et des mangroves face aux vagues tsunami. Ainsi des travaux montrent que, historiquement, les tsunamis n'ont pu traverser la Grande Barrière de Corail qu'à travers les passes. (Knott, 1997). De même, pour les mangroves, la densité d'arbres semble expliquer certains des effets réducteurs face au tsunami. Les effets des récifs face aux vagues de tsunami sont cependant différents de ceux face aux vagues et à la houle. Une vague tsunami est beaucoup plus grande et son énergie se distribue sur toute la colonne d'eau. Ses effets sont amplifiés sur les côtes à profondeur graduelles. Plusieurs études cherchant des corrélations entre couverture de mangrove et réduction du risque (UNEP-WCMC, 2006) n'ont pu montrer de résultats clairs. Dans beaucoup de cas, les endroits où la mangrove a servi de réducteur étaient hors du chemin principal de la vague ou étaient proches de zones profondes qui atténuent fortement l'effet du tsunami. Ce qui ressort de ces études est que l'extension du récif ou de la mangrove n'est pas le facteur principal influençant les dommages sur la cote. La bathymétrie côtière et le profil géomorphologique de la côte sont probablement des facteurs explicatifs clés (Burke, 2004).

Formation des plages

D'autres processus autres que la protection côtière existent, comme le rôle des récifs comme fournisseurs de sable pour les plages et les îles. C'est un processus qui est facilement observable. Les apports de sédiment sous la forme d'organismes calcifiés ou coraux morts sont générés principalement par le système récifal. Les plages existent dans un équilibre dynamique (entre les forces érosives des tempêtes et des vagues, le pouvoir restaurateur des courants et des marées et les apports depuis les coraux et les animaux à squelette calcaire). Au-delà des modifications

géomorphologiques régulières qu'elles subissent au gré du cycle des tempêtes et des saisons, des tendances évolutives sont présentes (stabilité, érosion, accrétion). Ainsi, la connaissance de la tendance géomorphologique présente est déterminante et dépend souvent de nombreux paramètres locaux naturels ou anthropiques qui échappent aux moyens de cette évaluation. Ainsi, même si le processus de protection des plages est démontré, il n'existe pas, à notre connaissance, d'études à une échelle suffisante permettant de quantifier annuellement le rôle précis des récifs.

Afin de simplifier l'approche, nous nous sommes concentrés sur le processus de protection contre la houle et les vagues.

<i>Service</i>	<i>Méthode d'évaluation</i>	<i>Quantification du service</i>	<i>Monétarisation</i>
Protection du littoral	Dommages évités	Portion du littoral en zone potentielle de risque (probabilité) Contribution des récifs, herbiers et mangroves à la protection du littoral Superficie urbanisée et construite	Valeurs foncières protégées

Tableau B-17: Méthode pour l'évaluation du service de protection du littoral

B.5.4.2 Monétarisation

La monétarisation financière passe par une évaluation des dommages évités sur le littoral par le rôle des récifs comme protection contre la houle. La formule est la suivante :

$$CDE_{pl} = \sum_{ie} hSl_i * f_i * p_{ie}$$

$$h Sl_i < \max. h$$

Avec :

CDE_{pi} : coûts des dommages évités par la protection du littoral

hSI_i : superficie du littoral à risque sous la hauteur maximal de la houle par zone (i)

Max h : hauteur maximale des vagues des 20 dernières années

F_i : facteur de contribution du récif dans la protection du littoral contre la houle par zone (i)

P_{ie} : prix du foncier estimé par zone (i) et par qualification urbanistique (e: urbain, rural, tribal).

B.5.4.3 Quantification du service

De manière simplifiée et adaptant la méthodologie développée par Burke et al. (2008), le modèle général passe par : (i) identifier les zones du littoral potentiellement à risque face au régime de vagues de l'océan ; (ii) déterminer la contribution des récifs coralliens dans la protection des différentes zones vulnérables et, (iii) quantifier les impacts potentiels et les monétariser par une méthode des dommages évités.

De manière plus détaillée les étapes suivantes sont menées :

Etape n°1 : Identifier les zones du littoral potentiellement à risque sur la base de la hauteur maximale et de la direction principale des vagues.

Etape n°2: Contribution des récifs coralliens dans la protection côtière.

Un groupe de travail de l'Institute of Marine Affairs (IMA) a développé un modèle de facteurs de protection côtière qui permet de catégoriser le niveau de protection côtière du littoral (Burke et al., 2008) suivant différents facteurs de protection. La stabilité du littoral est définie comme un indice de protection du littoral qui intègre dix caractéristiques physiques afin d'estimer la résistance à l'érosion de chaque segment de côte. Les caractéristiques physiques incluses dans l'indice de protection du littoral sont :

- géomorphologie côtière (une falaise de calcaire, plage, etc.);
- géologie côtière (ignées, métamorphiques, etc.),
- exposition de la côte (protégé par un promontoire, digue, ou enrochement ou exposés),
- énergie des vagues (en général la hauteur maximale des vagues),
- fréquence des tempêtes,
- caractéristiques des récifs coralliens (type de récifs, surface et distance à la côte),
- végétation côtière (mangroves, zones humides, etc.),
- élévation et pente des côtes (m),
- présence d'activités d'érosion d'origine anthropique, telles que les extractions de sable.

Factor	Level Of Coastal Protection				
	Very High 4	High 3	Medium 2	Low 1	None 0
Coastal Geomorphology	Rocky, Clifed Coastline	Soft (Limestone) Cliffs or Low Bluffs	Mangroves	Beaches	N/A
Coastal Geology	Igneous and/or Volcanic	Metamorphic	Sedimentary	Unconsolidated Sediments	N/A
Coastal Protection Structures	Protected by 2 prominent headlands and breakwater	Protected by 2 prominent headlands	Seawalls, Riprap or Breakwaters	Protected by one or two small headlands	No protection by headlands
Wave Energy (~ Max. Wave Height [cm])	< 20	20 – 40	40 – 60	>60	N/A
Coral Reef Index <i>(sum of 3 factors / 10 *4)</i> Reef Type Reef Distribution Reef Distance (m)	Barrier Not applicable (N/A) < 250	Patch N/A 250 - 500	Fringe Continuous 500 - 1000	Apron Discontinuous > 1000	No reef present No reef present No reef present
Storm/Hurricane Events	Affected by 1-5 Tropical Storms every 10 years	Affected by at least 5 Trop. Storms every 10 years	Affected by at least a Category 1 every 25 years	Affected by at least a Category 3 every 25 years	N/A
Coastal Elevation (m)	> 12	5 – 12	1 – 5	0 – 1	< 0 (N/A) **
Coastal Slope (%)	6.2 – 9.7	2.6 – 6.2	1.1 – 2.6	0.4 – 1.1	N/A
Coastal Vegetation Index <i>(average of 2 factors)</i> Type Distribution	Mangroves > 75 % length of coastline	Coastal Woodlands 50% - 75 % of length	Thicket 25% - 50 % of length	Runners < 25% length of coastline	None No Vegetation
Coastal Anthropogenic Activities	No sand mining, coastal development, etc.	Misc. Other Activities	Either sand mining or coastal development	Sand mining and coastal development	N/A

Tableau B-18: Caractéristiques physiques du littoral et degré de protection (extrait de Burke et al. (2008)).

Ces caractéristiques physiques sont converties en une valeur comprise entre 0 et 4 (voir tableau ci-dessus) et la moyenne est calculée pour produire une valeur d'index unique pour chaque rivage qui est la protection relative totale côtière (PRTC). Burke et al. (2008) calculent alors la contribution relative des récifs dans le PRTC. Cette méthode utilisée par Burke et al. dans leur évaluation de la contribution des récifs à Tobago et Sta Lucia a été modifiée pour répondre au contexte Calédonien (extension très supérieure du récif barrière et frangeant) et pour l'adapter aux données disponibles.

Etape 3 : Monétarisation

Sur les zones vulnérables, les impacts potentiels sont monétarisés à partir d'une approche d'analyse géographique des dommages potentiels sur le construit. Les zones construites urbaines, rurales et tribales sont différenciées. L'analyse s'est concentrée sur l'estimation du nombre de foyers présents dans la zone vulnérable (moins de 5 m d'altitude et à moins de 1 km de la ligne de côte). Ce nombre s'est basé sur (i) l'identification des communes, quartiers et tribus affectés (ii) le recensement des populations (Isee, 2004) et (iii) le nombre moyen de personnes par foyer. Les impacts directs sont ensuite monétarisés en évaluant les dommages évités sur le résidentiel construit au prix du marché immobilier. A partir d'une étude de prix immobiliers basée sur plusieurs sources et différentes bases de données (IEOM, 2008), les prix moyens du m² construit résidentiel ont pu

être déterminés sur la zone du grand Nouméa. Des estimations plus sommaires ont été réalisées à partir d'entretiens avec des professionnels et des prix de transactions disponibles sur internet (15 jours, 10 zones échantillonnées). Une superficie moyenne par résidence et par zone est estimée sur la base d'estimations d'experts. Les impacts sur les installations touristiques ont été identifiés et quantifiés par catégorie et nombre de chambres. Cependant il n'a pas été possible de les monétariser faute de données cohérentes sur les bénéfices par chambres.

B.5.4.4 Distribution spatiale

La monétarisation du service de protection contre la houle s'est basée sur une analyse de la distribution géographique des zones à risques et des dommages potentiels. La distribution spatiale de la valeur par commune reflète la densité et typologie d'habitats présents dans la zone de risque évaluée.

B.5.5 Bio-prospection (ES 10)

La bio-prospection recouvre l'exploitation, l'extraction et le criblage de la diversité biologique et des savoirs indigènes pour découvrir des ressources génétiques ou biochimiques ayant une valeur commerciale (Aubertin et al., 2007).

Processus écosystémiques impliqués

Les récifs coralliens sont la cible d'activités de bio-prospection, du fait de leur niveau élevé de biodiversité. La concurrence intense entre les organismes sessiles pour l'espace sur les récifs coralliens mène à une guerre chimique et beaucoup d'organismes récifaux utilisent des produits naturels bioactifs qui empêchent les concurrents potentiels de recruter dans les environs. La découverte des prostaglandines dans la plupart des gorgones dans le début des années 1970 est considérée comme responsable de l'augmentation de la recherche sur les produits marins (Charles, 2007). Les invertébrés sessiles font partie des candidats de premier choix lors de la recherche pour les métabolites bioactifs, en raison de leur manque de moyens de protection physiques. Toutefois, ces candidats de premier choix sont parmi les organismes récifaux les moins étudiés. Il est estimé qu'environ 10% de la biodiversité des récifs est connue, et seule une petite fraction de ces organismes a été explorée comme une source de composés biomédicale.

Some promising potential therapeutic compounds derived from marine sources. (Modified from Kijjoo and Sawangwong 2004)			
Condition	Compound	Source Organism	Origin
Cancer	Aplidine	Tunicate	Mediterranean
	Bryostatin 1	Bryozoan	Gulf of California
	Didemnin B	Tunicate	Caribbean
	Dolastatin 10	Sea Hare	Indian Ocean
	Ecteinascidin-743	Tunicate	Caribbean
	Halichondrin B	Sponge	Japan
	Kahalalide F	Gastropod	Hawaii
	Mycaperoxide B	Sponge	Thailand
HIV	Cyclodidemniserinol trisulfate	Tunicate	Palau
	Lamellarin a 20 sulfate	Tunicate	Australia
Nematode Infection	Dithiocyanates	Sponge	Australia
Asthma	Contignasterol	Sponge	New Guinea
Pain	Conotoxins	Gastropod	Tropical Pacific

Figure B-18: Ingrédients actifs provenant d'organismes marins.

Extrait de (DiMasi et al., 2004)

Au début des années 2000, plus de 30 médicaments dérivés d'espèces marines sont en examens préclinique par des organisations de recherche privées et publiques, et par l'Institut national du cancer (Mestel, 1999). À ce jour, la majorité des nouveaux composés ont été des métabolites secondaires de corps mou, invertébrés sessiles, comme *Porifera sp.* (éponges), cnidaires (méduses, coraux, anémones de mer) et *Urochordata sp.* (ascidies). La figure suivante présente les principaux phyla marins utilisés. Les coraux sont aussi utilisés pour les greffes osseuses (Spurgeon, 2004).

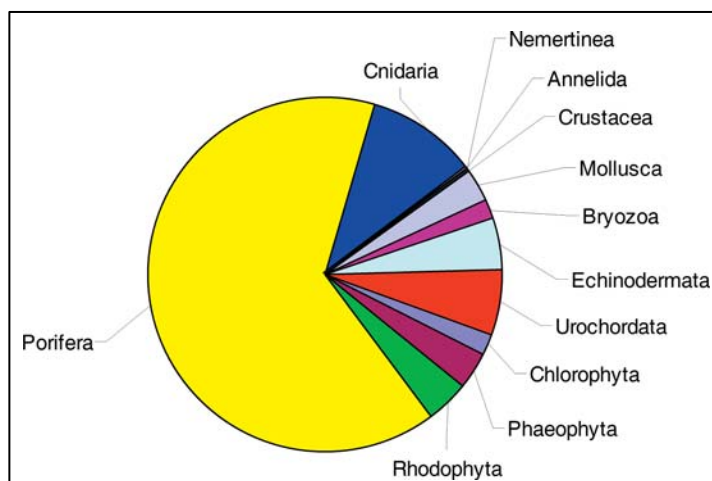


Figure B-19: Composés marins par phyla (Extrait de (Hunt and Vincent, 2006)

Acteurs impliqués

Le contrat entre un acteur privé et un Etat ou une communauté locale est la solution proposée par la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) pour encadrer juridiquement la bio-prospection et assurer la conservation de la biodiversité. Les populations insulaires sont à la recherche de mécanismes leur permettant de protéger leurs droits de propriété, et par lesquels elles peuvent en tirer profit d'une manière durable. La Convention sur la diversité biologique définit le cadre légal pour que les pays en développement soient protégés. Il y a une quinzaine d'années, la recherche d'une molécule concernait seulement les laboratoires publics (instituts de recherche, faculté, etc.) et les industriels exploitant les découvertes de recherche fondamentale. Aujourd'hui, les firmes ont tendance à externaliser les coûts et activités de bio-prospection en les confiant à des intermédiaires qui leur livrent des chimiothèques. Ainsi interviennent des firmes de courtage, des institutions du secteur public (institut de recherche), des ONGs, des ethnobotanistes, etc.). C'est donc ce fournisseur qui se charge de la négociation avec les parties intéressées. Plusieurs auteurs signalent que l'apparition de cet intermédiaire coïncide avec le développement de la bio-piraterie (Aubertin et al., 2007).

Contexte de l'industrie pharmaceutique

Dominé par les « bigpharmas », le secteur pharmaceutique est toujours à la recherche de nouvelles molécules. L'objectif des bigpharmas est de cibler sur de nouveaux blockbusters (médicaments dont le CA est supérieur à un milliard d'euros par an). Poursuivant cet objectif, 14 laboratoires (Pfizer, Glaxo, Sanofi-Aventis, Novartis,...) investissent entre 1 et 5 milliards de dollars en 2002 en recherche et développement. Même si les bigpharmas subissent la concurrence des génériques et la pression des Etats qui veulent réduire leur facture de santé, les médicaments représentent un enjeu important de plus de 550 milliards de dollars de recettes. Les sources des nouvelles substances développées par l'industrie sont diverses : dérivés biologiques, substances naturelles, hemisynthèse, synthèse d'une molécule naturelle et molécule synthétique sans origine naturelle. Entre 1981 et 2006, plus de 60% de ces nouvelles substances avaient une origine naturelle. Ces dernières années, nombre d'infections bactériennes sont devenues de plus en plus résistantes aux antibiotiques existants. Les scientifiques se tournent vers les océans à la recherche de nouveaux traitements pour ces maladies et d'autres. Les laboratoires se concentrent aussi sur les domaines les plus lucratifs (cancers, cardiovasculaires, troubles liés au vieillissement) pour lesquels les extraits marins sont prometteurs.

Développement d'un médicament

Le développement d'un médicament passe par plusieurs étapes DiMasi réalise une description précise des différentes étapes (DiMasi et al., 2004). En moyenne, il faut plus d'une décennie et plusieurs centaines de millions de dollars pour mettre un nouveau médicament sur le marché. Les valeurs maximum montrent que la recherche peut durer jusqu'à 15-20 ans et coûter jusqu'à 800 millions de dollars. Aussi, pour chaque nouveau traitement qui est homologué des milliers d'autres sont abandonnés, soit parce qu'ils ont été jugés cliniquement inefficaces ou dangereux à des doses thérapeutiques efficaces, soit parce que leur potentiel commercial n'est pas (ou plus) suffisant. Pour les médicaments développés à partir de produits naturels, les premières étapes se composent généralement de plusieurs années de recherche préclinique.

Formes de bio-prospection

Diverses techniques sont possibles par les acteurs: (i) l'exploitation par le prélèvement direct dans le milieu (ii) production aquacole des organismes recherchés (iii) culture cellulaire (iv) synthèse chimique en laboratoire (v) ingénierie génétique. Les techniques (i) et (ii) correspondent à

des techniques peu complexes et sont très peu utilisées pour des raisons de quantité de collecte insuffisante, des coûts de collecte ou d'élevage trop élevés et des processus biologiques complexes non contrôlés. Les autres solutions sont donc favorisées par l'industrie. En particulier et en l'état des connaissances actuelles, la synthèse (et semi-synthèse) des molécules représente la technique la plus utilisée. La sélection des molécules repose sur le criblage à haut-débit. Le criblage (screening) consiste à réaliser un tamisage de très nombreuses substances par des tests discriminants et prédictifs. La probabilité du heureux hasard a été augmentée grâce aux progrès technologiques. Le criblage à haut débit permet aujourd'hui de tester un million d'échantillons par an sur 5 ou 6 cibles différentes. Des bibliothèques de milliers de produits sont ainsi constituées et les activités de bio-prospection enrichissent les chimiothèques. De grandes campagnes ont été relancées dans les années 90 (Fabre sur du moyen débit, National cancer institute) pour poursuivre cet objectif.

Les quantités prélevées dans le cadre de la bio-prospection pour le criblage sont dérisoires (quelques kilos au maximum). Un seul spécimen ou échantillon par espèce peut parfois suffire car ce sont avant tout les qualités génétiques et moléculaires des individus, des populations ou des espèces qui sont prisées par les chercheurs. La vente d'échantillons en grand nombre pour le criblage à haut débit est souvent présentée comme une source de financement potentiel pour les laboratoires des pays du sud. Avec le criblage à haut-débit, la bio-prospection change d'image et les substances naturelles prennent la forme de micro-organismes ou de produits de nanobiotechnologies.

Activités de bio-prospection

Il est difficile d'estimer directement le potentiel d'un récif en termes d'extraits collectés. L'analyse des quelques rapports existants (Beurier et al., 2009; Hunt and Vincent, 2006; Newman and Cragg, 2004) nous révèle les situations suivantes. La société pharmaceutique espagnole PharmaMar dispose d'une bibliothèque d'environ 39.000 échantillons de macro-organismes marins, dont environ 6.000 ont été recueillis en collaboration avec le New Zealand National Institute of Water and Atmospheric Research. PharmaMar a identifié environ 150 composés anticancéreux à partir de sa bibliothèque (dont 14 sont en essais précliniques et 4 en essais cliniques). L'US National Cancer Institute (NCI) a traité 18.000 extraits marins entre 1975 et 1982 et, après une suspension de son programme de produits naturels, a collecté de nouveau plus de 10 000 échantillons d'invertébrés marins et d'algues. Ce total comprend 4.000 à 6.000 échantillons provenant de la Grande Barrière de corail en collaboration avec l'Institut australien des sciences marines (AIMS) de 1986 à 1992, et plus récemment sur 4.000 échantillons à Palau avec la Coral Reef Research Foundation. En Australie, l'AIMS a recueilli 6.000 autres échantillons avec Amrad Corp Ltd, et une collaboration entre

AstraZeneca et l'institut de Queensland Pharmaceutical Research a également recueilli plus de 6 000 échantillons.

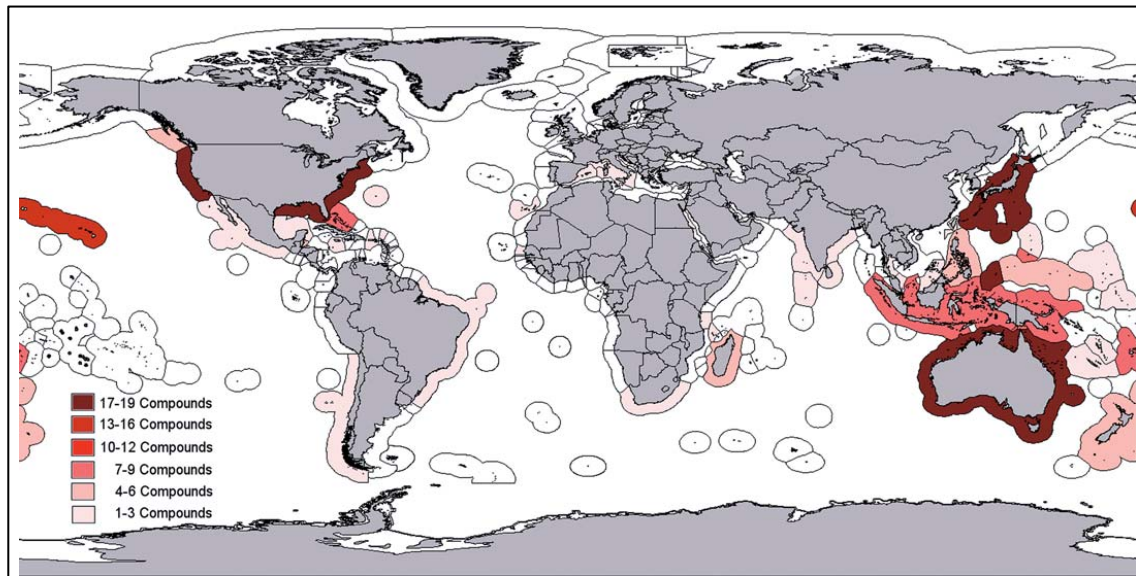


Figure B-20: Distribution et nombre de composés marins connus dans les eaux côtières.

Données non exhaustives. Extrait de (*Hunt and Vincent, 2006*)

Une estimation prudente des principales collectes de campagne de bio-prospection en Australie au cours des 30 dernières années pourrait s'élever à environ 20.000 échantillons de macro-organismes, ce qui correspond à environ 40 tonnes d'échantillons à prédominance primaire (Hunt and Vincent, 2006; Newman and Cragg, 2004). La carte ci-dessus résume la distribution spatiale des échantillonnages.

Autres secteurs

Une autre filière du secteur santé concerne les compléments alimentaires, les novel foods, les aliments fonctionnels, les produits diététiques et cosmétiques. Ces produits ne nécessitent pas les mêmes budgets de R&D et ont des modèles de business différents. Les nouvelles gammes de produits alimentaires ou diététiques dans la composition desquels entrent des ingrédients tropicaux concernent un secteur qui échappe au monopole des bigpharmas. Leur promotion s'appuie sur des allégations nutritionnelles ou de santé souvent empruntées aux usages traditionnels. Le marché de la dermo-cosmétique est également en pleine croissance et les produits végétaux sont très recherchés. La demande en nouveaux actifs est forte mais porte sur de très faibles quantités. La vie des produits est brève : 4 à 10 ans en moyenne. Ce marché potentiel n'est pas encore développé pour des produits provenant des récifs coralliens et à notre connaissance aucun référent n'existe pour la Nouvelle-Calédonie.

Monétarisation financière

Il s'agit de monétariser une activité qui n'est pas présente sur la Nouvelle-Calédonie. Nous nous attacherons à déterminer le potentiel économique (chiffre d'affaires et valeur ajoutée) que peuvent représenter des contrats de bio-prospection entre un acteur privé et les institutions publiques. Notre exercice de monétarisation se centre sur des contrats potentiels de bio-prospection de screening (échantillonnages) plus rentables et plus probables que des contrats d'exploitation.

Les programmes de bio-prospection ont des résultats par nature aléatoire et leur projection économique doit incorporer les incertitudes. Le moyen le plus évident de refléter les incertitudes est de se baser sur des transactions réelles entre les acteurs et utiliser les prix des transactions. En effet, selon la théorie économique néo-libérale, les prix de transaction doivent refléter toutes les informations disponibles sur le marché. Cependant la réalité des contrats de bio-prospection est très différente pour plusieurs aspects :

(i) d'un côté, les pouvoirs publics et communautés locales manquent d'information quant aux finalités et retombées potentielles de la recherche. Les contrats sont aussi souvent conclus dans des environnements légaux inexistant (Beurier et al., 2009). Ceci favorise les comportements opportunistes où les acteurs tirent bénéfices de leur information (aléa moral). Les coûts de transaction sont alors élevés (Aubertin et al., 2007).

(ii) De même, certains contrats s'accompagnent aussi de transactions non-marchandes (transfert technologie, formations,...) qui sont plus difficiles à monétariser.

(iii) D'autre part, il existe peu d'informations fiables sur ces transactions. Les transactions entre fournisseurs locaux et les acheteurs sont discrètes. Les clauses de confidentialité apportent une grande opacité entourant les sources d'approvisionnement, les quantités utilisées ou les prix pratiqués.

(iv) La représentativité des rares contrats rendus publics est aussi questionnable (une des parties pouvant chercher une notoriété à partir d'un contrat exceptionnel ou encore vouloir dénoncer une biopiraterie) (Beurier et al., 2009).

En conclusion les transactions réelles, quand disponibles, sont peu fiables pour estimer le potentiel d'un contrat générique de bio-prospection. Un modèle sous forme de fonction de production a été développé.

<i>Service</i>	<i>Méthode d'évaluation</i>	<i>Quantification du service</i>	<i>Monétarisation</i>
Bio-prospection	Fonction de production sur le revenu potentiel des contrats de bio-prospection	Nombre d'échantillons maximums prélevés Taux de succès de découverte (hit success)	Estimations des revenus et bénéfices potentiels des médicaments pour l'industrie Estimations des prix des échantillons Estimations des paiements de royalties et de droits d'échantillonnage

Tableau B-19: Méthode de monétarisation du service de bio-prospection

Développement du modèle :

L'objectif est d'estimer les revenus potentiels que la Nouvelle-Calédonie et les acteurs locaux pourraient retirer des contrats de bio-prospection de criblage à haut-débit. Les accords de rétribution économique inclus dans ces contrats peuvent prendre trois formes de paiement qui se combinent généralement entre elles:

- le paiement de royalties (sur les ventes du médicament pendant sa durée de vie commerciale)
- le paiement de droits par échantillons prélevés (au moment de la collecte).
- la mise en place de bénéfices non-marchands (formation, transfert de technologies,...)

Chacune de ces formes a sa propre complexité légale et les modes de calculs peuvent devenir compliqués. Pour le modèle de monétarisation, nous choisirons une forme simplifiée de calcul sur les deux premières formes de paiements. Le modèle proposé repose (i) sur une estimation des revenus et bénéfices potentiels des médicaments pour l'industrie pour déduire ensuite les potentiels prix des échantillons et, (ii) sur des estimations des paiements de royalties et de droits d'échantillonnage. Le modèle intègre (i) les projections de revenus et bénéfices par médicament, (ii) les coûts de bio-prospection locales, (iii) les coûts institutionnels associés au contrat de bio-prospection et, (iv) les taux de succès de découverte (hit success) d'une substance commercialement

intéressante. Il simule le développement d'un programme hypothétique de bio-prospection en se basant sur les protocoles de différents instituts (Inbio, National Cancer Institute).

Il se base sur le développement d'une méthodologie spécifique adaptée au contexte marin de Nouvelle Calédonie. Plusieurs auteurs ont proposé des modèles avec différentes approches pour évaluer les revenus de l'industrie pharmaceutique par médicament. (DiMasi et al., 2003; Grabowski et al., 2002; Hunt and Vincent, 2006; Ruitenbeek and Cartier, 1999; Simpson and Sedjo, 1996). (Pour une description des différents modèles ainsi que leur évolution, les travaux de Ruitenbeek et Cartier (1999) sont une référence). La majorité des études ne traitent pas directement de l'activité de bio-prospection et, mise à part Ruitenbeek et Cartier (1999) aucune recherche, à notre connaissance, ne concerne les récifs coralliens ou même le milieu marin.

Méthode

La valeur ajoutée des contrats potentiels de bio-prospection prend la forme suivante :

$$VA_t = CA * r^t + f * N_t - I$$

$$CA = \sum_t CA_t * (1+r)^{-t} * p$$

avec :

CA : Valeur actualisée annuelle du chiffre d'affaire d'un médicament par échantillon (**N_t**)

p : Taux de succès de découverte (hit success) par échantillon prélevé.

N_t : nombre d'échantillons maximums prélevés pendant une période de t années

CA_t : Chiffre d'affaire moyen par année (t) d'un médicament pendant sa durée de vie commerciale.

r : Taux d'actualisation de l'industrie pharmaceutique

Estimation des paramètres

Les paramètres sont estimés à partir des sources suivantes: (i) avis d'experts consultés ; (ii) Rapports et articles scientifiques (Aubertin et al., 2007; DiMasi et al., 2004; Haygood and Davidson, 1997; Hunt and Vincent, 2006; McLaughlin, 2003; Newman and Cragg, 2004;

Ruitenbeek and Cartier, 1999; Simpson and Sedjo, 1996) et (iii) bilans financiers des entreprises impliquées.

Les paramètres ont été estimés de la manière suivante :

- Le taux de succès de découverte (hit success) est une probabilité de développer commercialement un médicament depuis un échantillon. Différents travaux montrent qu'elle se situe entre 1/80.000 et 1/30.000 (Newman and Cragg, 2004; Ruitenbeek and Cartier, 1999).
- L'estimation du nombre d'échantillons maximums prélevés pendant une période de t années se base sur les différentes techniques de collecte (scuba, techniques submersibles,...). Le potentiel de collecte évolue entre 3.000 et 5.000 échantillons par an (Newman and Cragg, 2004; Ruitenbeek and Cartier, 1999).
- Le coût moyen par échantillon se base sur des campagnes réalisées sur les Caraïbes et sur les avis d'experts du Pacifique sud. Il couvre les frais directs de collecte, de transport et de stockage. Le modèle privilégie les collectes à travers de plongeurs contre l'usage de submersibles beaucoup plus coûteuses. Le coût moyen se situe entre 75 € et 500 € par échantillon collecté.
- Différents travaux ont permis d'estimer les chiffres d'affaires annuels moyens par médicament entre 250 et 380 Millions et la valeur du bénéfice net moyen entre 48 et 72 Millions d'euros par an dans les années 2000.
- L'estimation des droits et royalties standards est plus complexe du fait de l'opacité des contrats rendus publics et de l'hétérogénéité des différents accords. Un choix a été fait sur la base de différentes sources. Les droits à payer par échantillons (valeurs fixes) sont fixés entre 100€ et 250€ par échantillon et les royalties (variables suivant le succès commercial) entre 2% et 4% des ventes du médicament.
- Les royalties ont été calculées sur des valeurs actualisées de chiffre d'affaires sur la durée de vie commerciale du médicament en reflétant sa probabilité de succès suivant le nombre d'échantillons réalisés.
- Il a été considéré que l'activité de collecte d'échantillons corresponde à une création de richesse pour une entreprise ou un institut local. Sur son chiffre d'affaire, un taux moyen de VA industriel a été appliqué.

Il s'agit en général de valeurs moyennes appliquées aux différents paramètres ne reflétant pas l'hétérogénéité entre les familles de médicaments et entre les médicaments mêmes (cas des « blockbuster » finançant les autres médicaments).

	<i>min</i>	<i>max</i>
Probabilité de succès (hit success)	0,0013%	0,0033%
Nombres d'échantillons collectés pendant l'année t	3 000	5 000
Chiffres d'affaires annuel par médicament (€)	400 000 000	580 000 000
Bénéfice net annuel par médicament (€)	76 000 000	110 200 000
Coût R&D total (€)	380 000 000	527 000 000
Durée R&D (années)	8	8
Durée de vie commerciale (années)	20	20
Taux d'actualisation	5%	5%
Valeur actualisée des ventes sur la durée de vie (€)	5 003 931 756	7 255 701 046
Valeur actualisée des bénéfices sur la durée de vie (€)	950 747 034	1 378 583 199
Coûts de collecte par échantillons (€)	75	250
Droits à payer par échantillons (€)	100	250
Coûts institutionnels (€)	33 000	49 500
Royalties (% du Chiffre d'affaires)	2%	4%

Tableau B-20: Valeurs des paramètres utilisées pour le service de bio-prospection

Une projection des flux financiers sur 15 ans incorporant le cycle de vie du produit est réalisée. Ce flux a ensuite été actualisé avec un taux d'actualisation ($r=5\%$) recommandé comme coût de capital pour les analyses industrielles (Centre d'Analyse Stratégique, 2009). Les coûts institutionnels représentent le coût local nécessaire pour assurer le suivi et contrôle des compromis générés par les contrats. Il s'agit de prévisions de dépenses pour les besoins des institutions qui sont fondées sur des discussions avec les représentants des provinces, après une évaluation des capacités locales administratives. En se basant sur les échelles de salaire actuel, les frais généraux et les exigences de formation, les coûts annuels institutionnels sont estimés. Ils représentent les dépenses générées par la gestion des contrats de bio-prospection.

Des analyses de sensibilité du modèle seront testées afin d'identifier les paramètres les plus critiques.

B.5.6 Piège de CO₂ (ES 11)

Description

Les écosystèmes côtiers éliminent le CO₂ de l'atmosphère via la photosynthèse, en retournent une partie à l'atmosphère via la respiration et l'oxydation et stockent le carbone restant dans deux stocks: la biomasse vivante (qui comprend à la fois la végétation aérienne et souterraine) et le carbone organique du sol (Knowlton, 2000). Le taux de séquestration du carbone quantifie la quantité annuelle de carbone qui est ajoutée à la biomasse et aux bassins de carbone du sous-sol. Pour des écosystèmes intacts, la végétation mature maintient une biomasse vivante constante et pratiquement toute la séquestration finit enterrée dans le stock de carbone du sous-sol. Ce taux est supposé être constant dans le temps (Duarte and Middleburg, 2005; Jennerjahn and Ittekkot, 2002; Suzuki and Kawahata, 2004).

Bien que les récifs jouent un rôle important dans le budget de carbone, contribuant entre un 7 et 15 pour cent de la production mondiale de carbonate de calcium, ils ne semblent pas contribuer à la séquestration du carbone. Les carbonates sédimentaires, dont les coraux, les algues coralliennes et les coquilles d'autres organismes marins, sont le plus grand réservoir de carbone sur Terre, et c'est pourquoi les fluctuations du budget de carbonate de calcium mondial influent sur la concentration atmosphérique de dioxyde de carbone. Toutefois, la chimie du système est telle que, bien que les océans eux-mêmes sont un «puits» de carbone (c'est à dire qu'ils absorbent le dioxyde de carbone), les récifs, par le processus de calcification, sont des «sources» ou des producteurs nets de dioxyde de carbone à une échelle très réduite au niveau mondial (Suzuki and Kawahata, 2004). Des modèles et des données de terrain limitées indiquent que les récifs coralliens semblent être des très petites sources nettes d'émissions de dioxyde de carbone à l'atmosphère sur des échelles décennales (moins de 0,1 milliards de tonnes de carbone par année, comparativement à environ 6 milliards de tonnes de carbone par an provenant de la combustion de combustibles fossiles). Cela est dû à la libération de dioxyde de carbone lors de la calcification, ce qui implique la précipitation du carbonate de calcium, du bicarbonate et du calcium dans l'eau salée. En outre, alors que les récifs coralliens absorbent de grandes quantités de dioxyde de carbone (par unité de surface) au cours de la photosynthèse, elles rejettent généralement des montants presque équivalents par la respiration, entraînant peu de stockage net.

Deux écosystèmes sont alors analysés: les mangroves et les herbiers. Selon des publications récentes (Murray et al., 2010; Sifleet et al., 2011), les taux minimum et maximum de séquestration de carbone peuvent être estimés sur la base de compilations de nombreuses études. Ainsi, pour les mangroves, des variations entre 0,12 et 13,97 t .CO₂eq. ha⁻¹ y⁻¹ sont calculées. Le carbone du sol représente cependant le principal stock de carbone (de 1040 à 1800 tCO₂ eq ha⁻¹) pour les

mangroves. La quantité de ce stock reléguable dans l'atmosphère est estimée à partir de la profondeur des impacts potentiels que peuvent subir les mangroves (20% de leur profondeur). Le tableau suivant présente les résultats pour ces écosystèmes côtiers.

En Nouvelle-Calédonie, la mangrove représente plus de 25 800 Ha (Virly 2008). Elle est particulièrement développée sur la côte ouest (88% des mangroves).

Les herbiers de phanérogames marines occupent une part importante des fonds de lagon de la Nouvelle-Calédonie, notamment le long de la côte ouest et à un moindre degré le long de la côte est. Selon la cartographie des herbiers peu profonds (0-5 m) réalisée par Andréfouët et ses collaborateurs, les herbiers denses à diffus (clairement visibles sur l'imagerie Landsat) occuperaient 40.000 ha sur les zones sédimentaires. Une estimation des zones d'herbiers très diffus porterait ces surfaces à 93.635 ha. (Hily et al., 2010).

	Superficie (Ha)	t CO ₂ eq. y ⁻¹ . ha ⁻¹		t CO ₂ eq. ha ⁻¹	
		min	max	Séquestré dans le sol	Quantité reléguable dans l'atmosphère
Mangroves	25000	0,12	13,97	1 588	318
Herbiers	40000	-9,4	50,22	0	0
Etangs salés	0	3,5	6,7	1 902	380
Total	65000				

Tableau B-21: Principaux paramètres utilisés pour le service de séquestration du carbone

(Duarte and Middleburg, 2005; Jennerjahn and Ittekkot, 2002; Murray et al., 2010; Sifleet et al., 2011)

Monétarisation

Pour le calcul de ce service, nous nous baserons sur les 2 processus: la séquestration sous forme de biomasse vivante et celle effectuée dans les bassins de carbone du sous-sol. Le résultat sera la quantité annuelle de CO₂ eq qui sera évitée d'être rejetée dans l'atmosphère en maintenant les écosystèmes dans leur superficie actuelle.

En s'appuyant sur la méthodologie développée par différents auteurs (Murray et al., 2010; Sifleet et al., 2011), les différents paramètres estimés sont :

- a. Taux d'absorption annuel du carbone par l'écosystème dans son état actuel
- b. Les stocks de carbone dans la biomasse et le sous-sol à 1 m de profondeur maximale comme quantité reléguable dans l'atmosphère (appelés encore réduction d'émission)
- c. La quantité d'émissions potentielles de gaz à effet de serre et changement climatique provenant de la destruction des écosystèmes

La valeur monétaire est le produit de la quantité annuelle de t CO₂ eq par une projection des prix par unité de réduction d'émission (€ t⁻¹ CO₂eq).

$$SC_e = \sum_e ((T_e + Q_e) * \text{Prix}_t (\text{tCO}_2\text{eq}))$$

Avec :

SC_e : Valeur annuelle de séquestration de t CO₂ eq par écosystème (e)

T_e : Taux d'absorption annuel du carbone par écosystème (e)

Q_{e,t}: quantité annuelles d'émissions potentielles de gaz à effet de serre et changement climatique provenant de la destruction des écosystèmes (e)

Prix_t (tCO₂eq) : prix par unité de réduction d'émission

L'estimation du prix par unité de réduction d'émission s'est basée sur l'analyse historique des transactions des EUA (European Union Allowances) sur la place de marché européenne ECX (European Climate Exchange). Ces transactions sous la forme d'EU ETS (European Union Emissions Trading System) ou de Kyoto-CER (Certified Emissions Reduction) ont représenté en 2010 plus de 80% des transactions sur les marchés mondiaux du carbone (12 000Mt CO₂ eq. depuis 2006). Le reste a correspondu à des opérations volontaires de vente de crédits carbone sur d'autres places de marchés ou directement entre fournisseurs et acheteurs (www.carbon-investments.co.uk). Un prix moyen pour 2009 de 15€/t avec une évolution a été estimée sur la base des résultats d'une enquête conduite par Point Carbon auprès de 1300 acteurs intervenants sur les marchés du carbone (Point Carbon, 2010).

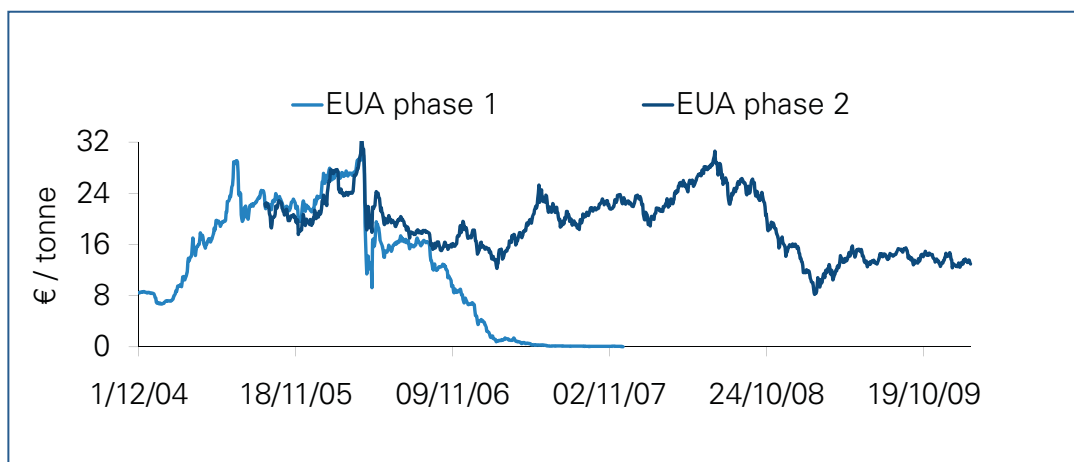


Tableau B-22: Prix du marché EU—ETS , 2004-2009. Prix au 30/12/11: 6,70€/t

Source: Point Carbon

Il est important de remarquer qu'il n'existe pas d'historique sur des transactions de crédits carbone portant sur des écosystèmes de mangroves et d'herbiers (Murray et al., 2010). Le concept de « blue carbon » est dans une phase préliminaire de conception et des adaptations pour les mangroves sont en cours d'implémentation en 2012. En particulier l'assimilation des mangroves à des écosystèmes forestiers leur permettent de rentrer dans le programme REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries) mené par les Nations Unies.

Les valeurs obtenues par l'exercice de monétarisation sont alors des valeurs d'option car elles ne correspondent pas à une réalité de marché en 2009. De même, la volatilité des prix des transactions ainsi que les écarts importants dans les taux de séquestration de carbone crée des résultats contradictoires sur ce service (séquestration ou émission dans certains cas). Le service ne portant pas sur les écosystèmes coralliens, nous nous contenterons de communiquer les valeurs estimées du service de séquestration rendu par les mangroves et les herbiers sans les inclure dans les résultats consolidés.

B.5.7 Autres services évalués

B.5.7.1 Cycle des nutriments

Selon Moberg et al (1999) le cycle des éléments nutriments favorise la productivité, y compris la productivité de la pêche, en mettant à disposition les nutriments nécessaires à tous les niveaux de la chaîne alimentaire. Pour les eaux côtières, les systèmes benthiques sont une source importante de nutriments pour les eaux sus-jacentes et il est estimé qu'ils peuvent fournir jusqu'à 100% des éléments nutritifs de la productivité totale utilisée dans la colonne d'eau (Sundbäck et al., 2003). Ce «couplage benthique-pélagique» joue un rôle majeur dans la détermination de la production et la structure biologique des systèmes pélagiques. Les nutriments régénérés stimulent la production bactérienne pélagique et le phytoplancton, qui stimule la production du zooplancton et cela perpétue la chaîne alimentaire influençant finalement la pêche et autres services. Il s'agit donc d'un processus écosystémique lié à des services que nous avons analysés antérieurement (pêche et tourisme).

B.5.7.2 Médicaments et savoirs traditionnels

Cette partie traite des services de connaissances sur les médicaments et savoirs traditionnels générés par l'existence des récifs. Il s'agit ainsi de l'utilisation d'organismes marins pour la pharmacopée traditionnelle et du support aux savoirs traditionnels. Les plantes d'usage traditionnel relevant des pharmacopées traditionnelles représentent une forme de phytomédicament qui échappe au circuit officiel. Les plantes médicinales contribuent à répondre aux besoins de santé des populations locales. Plus de 1.000 espèces sont utilisées comme plantes médicinales en Chine et n'entrent pas dans les statistiques officielles. On assiste aussi à un retour à l'automédication par les

plantes dans les pays développés (médecine alternative). La majorité des ressources utilisées sont cependant d'origine européenne. Certains écrits datant du Moyen Age montrent que les habitants du littoral ont récolté des algues à des fins médicinales, ainsi que pour l'alimentation et autres utilisations. Certains chercheurs pensent cependant que le stock d'informations ethnobotaniques n'est pas renouvelable et que l'essentiel des savoirs locaux utiles a déjà été adapté et transposé dans la médecine occidentale (Aubertin et al. 2007). Les savoirs locaux continuent cependant d'intéresser la recherche. Les partisans de la méthode ethnopharmacologique soulignent que cette méthode augmente les chances de découvrir des substances actives.

La reconnaissance et la rémunération des médicaments et savoirs traditionnels font l'objet d'amples débats (reconnaissance des droits, souveraineté, détenteurs du savoir, définition du « Traditional Ecological Knowledge (TEK), etc.). En 1984 a été promulgué l'Aboriginal and Torres Strait Islander Heritage Protection Act qui protège les sites et objets sacrés d'Australie. Selon les termes de ce jugement qui reconnaît aux premiers arrivants leur occupation des terres de longue date et leur accorde des titres de propriété, la terre est indissociable des autres aspects de la culture (idées, styles de dessin, rituels et espèces animales et végétales). L'élaboration de systèmes adaptés à la promotion et à la valorisation des savoirs détenus par les communautés autochtones ou locales est un exercice technocratique lourd.

La valorisation de ce service écosystémique apparaît comme un exercice difficile. Une partie est considérée sous d'autres services déjà valorisés (bio-prospection) tandis que d'autres aspects ne disposent d'aucun référent de transaction ou de quantification. A notre connaissance, aucun modèle ou valorisation de ce service de connaissance a été développé.

B.6 Résultats

B.6.1 Consolidés

Les résultats consolidés des différents services (valeurs en euros, 2009) sont résumés dans le tableau et les graphes suivants.

La valeur financière consolidée pour tous les services est estimée entre 194 et 328 millions d'euros par an. Le service le plus important en terme économique à l'échelle du territoire est celui de la protection du littoral contre la houle puisqu'il représente les 2/3 de la valeur totale. Il est suivi par la pêche (20% de la valeur totale) et le tourisme (10%).

Nous observons le poids important de la protection contre la houle (ES 9) comme principal service écosystémique généré par les écosystèmes coralliens. L'écart important entre les valeurs minimum et maximum reflète les incertitudes sans remettre en cause son importance comme premier service écosystémique. Ce service passif qui ne fait l'objet d'aucune transaction par un marché ne représente pas cependant une création directe de richesse pour la collectivité de Nouvelle-Calédonie. C'est une valeur de support indirect comme l'indique sa classification comme service d'usage indirect.

Si nous nous centrons sur les flux financiers réels comptabilisables dans les calculs du PIB de la Nouvelle-Calédonie (services d'usages directs), les processus et services écosystémiques des récifs créent une richesse sur le territoire qui varie entre 78 et 104 M€ par an. La pêche occupe la première place (70% env.), suivie du tourisme (28%) et la recherche et éducation. Le poids de la pêche de loisir (ES2) et vivrière (ES3) est important (27% et 22% respectivement). Pour les services d'usages directs, le principal service est celui de la pêche non-commerciale (ES 2 et 3) alors que la pêche commerciale (déclarée et non déclarée) (ES 1) représente moins du tiers de la valeur de la pêche totale. Ceci reflète le contexte socio-culturel des activités de pêche récifo-lagonaire qui échappe à toute forme de suivis et monétarisation officielle. Le faible poids du tourisme est notable et met en évidence l'état de développement de cette filière sur le territoire considérée comme peu prioritaire jusqu'à aujourd'hui du fait du modèle économique de la Nouvelle-Calédonie.

L'exercice de monétarisation de la bio-prospection présente un résultat avec une forte variabilité (écart important entre les valeurs minimum et maximum). En effet, la prise en compte de la probabilité de succès réduit fortement les avantages pour le pays en termes de royalties sur les ventes du futur médicament. L'autre service d'usage indirect de support aux budgets de recherche et éducation est important mais son poids n'est pas dominant dans le total des services. Il est notable

qu'il ait une valeur similaire à celle des dépenses en hébergement, transport et alimentation des résidents usagers des récifs.

	VA (M €)		VA (€.km ² .an ⁻¹)	
	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>min</i>	<i>max</i>
<i>Pêche commerciale (ES1)</i>	14,4	20,3	2 928	4 119
<i>Pêche vivrière (ES2)</i>	16,4	22,7	3 321	4 607
<i>Pêche de loisir (ES3)</i>	19,6	27,1	3 981	5 506
<i>Autres pêches (ES4)</i>	1,4	2,0	290	411
Sous-total du service de la pêche	51,8	72,1	10 519	14 644
<i>Plongée sous-marine (ES5)</i>	1,3	1,8	270	365
<i>Tourisme nautique (ES6)</i>	1,6	2,2	323	437
<i>Nautisme de plaisance (hors pêche loisir) (ES7)</i>	5,4	5,6	1 104	1 140
<i>Tourisme non-résident (ES 5 et 6)</i>	11,9	14,2	2 418	2 881
<i>Tourisme résident (ES 5 et 6)</i>	3,5	4,6	716	932
Sous-total du service du tourisme	23,8	28,3	4 831	5 755
<i>Recherche et éducation (ES 8)</i>	2,8	3,5	578	706
Valeur totale des services d'usages directs	78,4	103,9	15 928	21 105
<i>Protection du littoral (ES 9)</i>	115,0	219,4	23 369	44 575
<i>Bio-prospection (ES 10)</i>	0,6	4,4	120	887
Valeur totale des services d'usages indirects et d'options	115,6	223,8	23 488	45 462
Valeur financière totale des services écosystémiques	194	328	39 416	66 568

Tableau B-23: Valeur financière totale des services écosystémiques des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie.

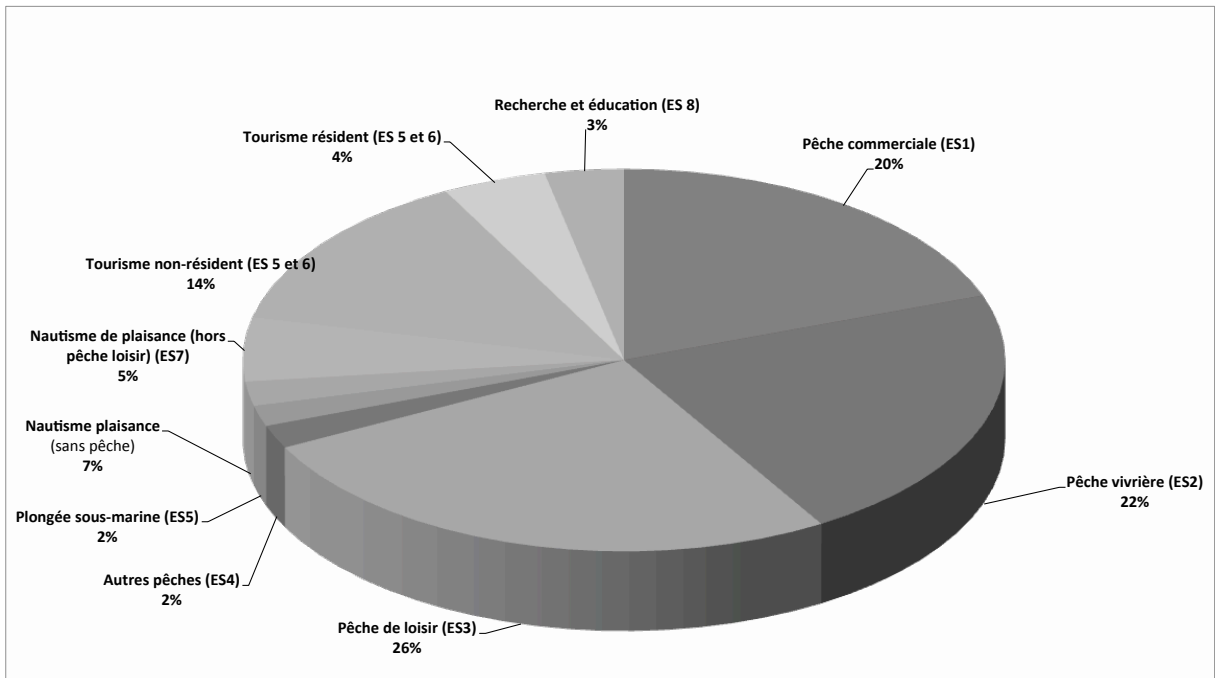


Figure B-21: Distribution de la valeur financière des services d'usages directs (ES1 à ES8) des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie (estimations maximales)

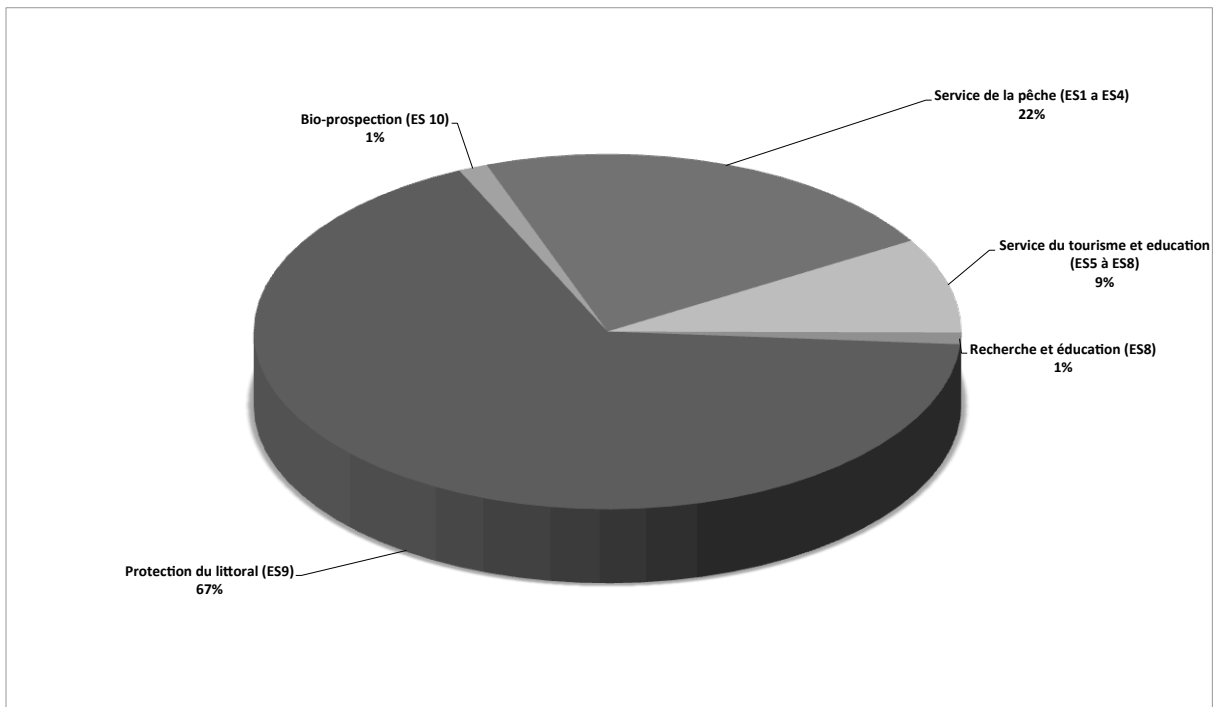


Figure B-22: Distribution de la valeurs financière totale des services écosystémiques des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie (estimations maximales).

De manière générale, les résultats reproduisent certaines des spécificités de la Nouvelle-Calédonie qui est de présenter des aspects de pays « développés » (poids du tertiaire, PIB/habitant) avec ceux de pays en développement (activités primaires minières, économie non-marchande).

Le résultat sur la valeur des captures de la pêche illustre cette observation. Nous avons d'un côté des captures de pêche de loisir estimées à un coût de revient de pratiquement 1.200 Fcfp par kg de poissons pêché contre une valeur d'environ 100 Fcfp par kg de pêche de subsistance.

De même la coexistence de diverses cultures a entraîné la nécessité de valoriser les services des écosystèmes de différentes manières pour refléter les différents types de valeur (marchande, échange, sacré, culturelle, etc.). Nous nous sommes attachés à représenter seulement certains de ces aspects. L'utilisation d'un facteur de pondération sur la pêche vivrière pour refléter la non-substituabilité de l'activité pour une partie de la population ainsi que son importance pour le maintien des femmes en tribu en est un exemple.

Distribution spatiale

La carte F.3-1 (en annexe n°3) présente la distribution spatiale de la valeur ajoutée totale estimée des services écosystémiques. Le poids de la protection contre la houle dans le total apparaît clairement par la concentration des valeurs maximales autour des centres urbains. Nous pouvons remarquer que, mis à part 2 communes, les récifs produisent un minimum de 1,7 M d'euros de valeur ajoutée annuelle pour chacune d'elles.

La distribution des valeurs ajoutées pour les services d'usages directs de la pêche et du tourisme est présentée dans la carte F.3-2 (en annexe n°3). L'importance de la zone urbaine de Nouméa est mise en évidence pour son rôle dans la pêche de loisir et comme destination des usages touristiques. Les communes à forte population tribale comme Lifou montrent le poids que peut avoir la pêche vivrière et des activités touristiques de petites échelles (gîtes). Les cartes de la pêche et du tourisme soulèvent un résultat intéressant à l'échelle de la Nouvelle-Calédonie. Si le tourisme et la pêche de loisir se concentrent spatialement sur peu de communes, le service de la pêche vivrière (et celui du tourisme à petite échelle même si il n'est pas représenté) se distribue d'une manière plus équilibrée sur l'ensemble du territoire.

B.6.2 Pêche (ES 1 à ES 4)

B.6.2.1 Valeur monétaire consolidée du service de la pêche récifo-lagonnaire

Les résultats consolidés de la pêche commerciale, pêche vivrière et pêche loisir sont présentés dans le tableau et figure suivants. La valeur ajoutée totale pour 2008 varie entre 50 et 70 millions d'euros.

	Pêche récifo-lagonnaire			
	Volume (t)		VA (M F cfp)	
	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>min</i>	<i>max</i>
<i>Poissons</i>	4 009	6 061	3 863	5 566
<i>Invertébrés</i>	1 819	2 423	2 147	2 795
<i>Pêche commerciale</i>	1 687	2 148	1 720	2 420
<i>Pêche vivrière</i>	2 318	3 358	1 951	2 707
<i>Pêche de loisir (total)</i>	1 823	2 979	2 338	3 234
Total pêche	5 828	8 485	6 010	8 361

Tableau B-24: La pêche récifo-lagonnaire en Nouvelle-Calédonie. (Tonnes, Millions F Cfp)

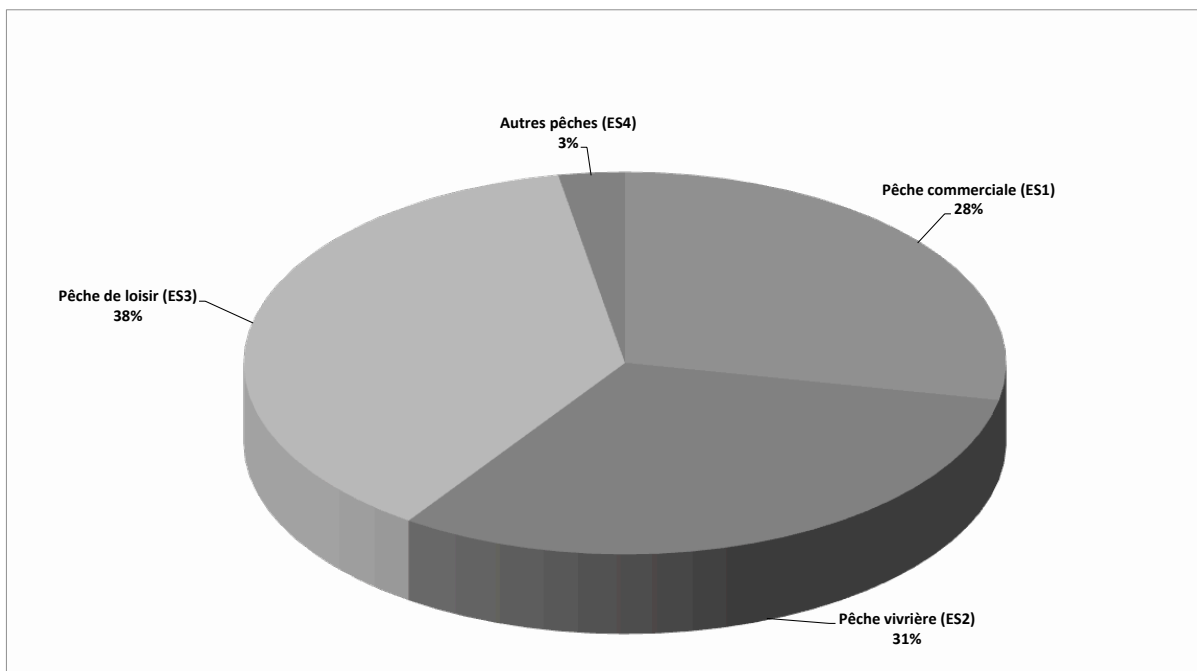


Figure B-23: Distribution de la valeur financière du service de pêche récifo-lagonnaire.

Le principal service est celui de la pêche non-commerciale alors que la pêche commerciale (déclarée et non déclarée) représente moins du tiers du total de la valeur de la pêche totale. Ceci reflète le contexte socio-culturel des activités de pêche récifo-lagonnaire qui échappe à toute forme

de suivis et valorisation officielle. Nos résultats permettent de compléter les calculs officiels de la pêche qui ne prennent pas en compte la pêche de loisir et la pêche vivrière. En effet, les valeurs ajoutées de ces deux activités ne sont généralement pas comptabilisées (pêche vivrière) ou bien sont classifiées sous d'autres chapitres (la pêche de loisir n'est pas comptabilisée comme de la pêche).

La valorisation obtenue, sans l'effet multiplicateur, permet de corriger le poids de la pêche dans les statistiques officielles du PIB et nous obtenons une valeur trois fois supérieure à la valeur officielle. L'écart entre les valeurs minimum et maximum reflète principalement les incertitudes sur les estimations de volumes capturés.

B.6.2.2 Processus écosystémiques impliqués dans la pêche récifo-lagonnaire

Plusieurs processus sont identifiés dans la production du service de la pêche récifo-lagonnaire (Figure suivante). Nous distinguerons principalement le processus de production de biomasse et celui de maintien de la complexité des habitats.

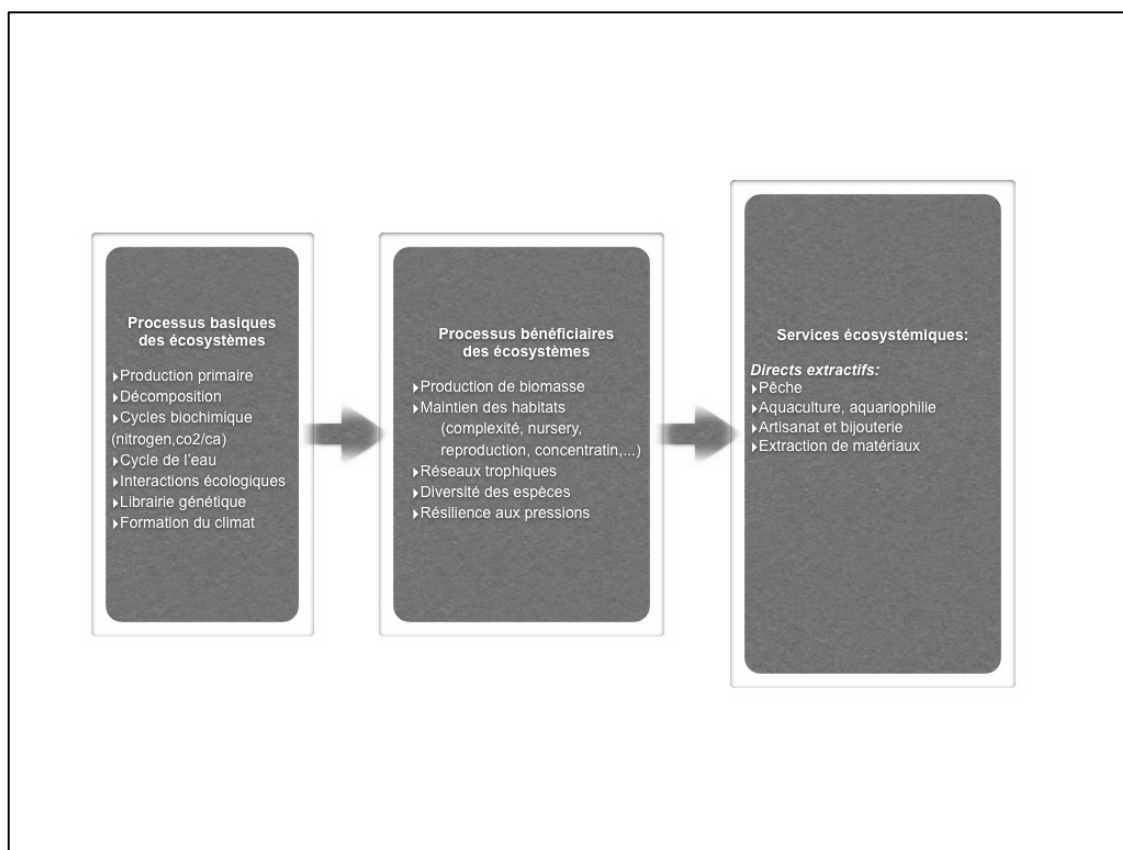


Figure B-24: Description des processus écosystémiques et services associés à la pêche.

Production de biomasse élevée en milieu pauvre

La description de ce processus se base sur les travaux de Done et al. (1996) et Pollnac (2007). Un écosystème corallien en bonne santé est une communauté d'organismes marins diversifiée et hautement productive dans un milieu environnant pauvre en nutriments. La productivité ici se réfère au volume de fixation de carbone qui prend place dans ces écosystèmes. Des mesures de cette productivité ont montré que les récifs coralliens sont parmi les écosystèmes marins les plus productifs. De plus, cette productivité est obtenue en l'absence relative de nutriments dissous (N et P) dans les eaux oligotrophiques environnantes (Done et al., 1996).

Biogenic substratum ¹	Photosynthesis (gC m ⁻² day ⁻¹)	P/R	Calcification (kg CaCO ₃ m ⁻² y ⁻¹)
"Continuous coral"	20	1	10
Algal pavement	5	>1	4
Sand and rubble	1	<1	0.5

Figure B-25: Performances métabolique pour 3 types de substrats. (Done et al. 1996)

Le « secret » de ce succès repose sur un recyclage très important des niveaux de nitrogène dans le système symbiotique entre les algues et les polypes coralliens. Il faut cependant remarquer que cette productivité en nutriments bénéficie très peu aux zones adjacentes du fait des faibles échanges nets entre les deux (Pollnac, 2007).

Maintien de la complexité des habitats

La science ne s'est intéressée que depuis très peu de temps sur les liens entre la couverture en corail vivant et les populations de poissons (Worm et al. 2006; Mumby and Steneck 2008). Deux méta-analyses ont conclu que pour la moitié ou plus des espèces récifales herbivores, incluses les espèces commerciales des genres scaridae et acanthuridae, un déclin significatif dans leur abondance est vérifié après un événement long de blanchissement (Mumby and Steneck, 2008)(Wilson and al 2006; Mumby and Steneck 2008). Ce type de pression sur la couverture en corail vivant a une influence sur l'abondance et la diversité des poissons et invertébrés qui ont qui dépendent directement des coraux pour leur phase d'installation larvaire ou pour leur alimentation. Ainsi de nombreux changements dans les communautés de poissons sont observés entre espèces spécialistes (en alimentation et habitats) vers des espèces généralistes après des changements dans la couverture de corail vivant (Wilson and al 2006). Certaines études ont montré que plus de 60% des espèces de poissons déclinent dans les 3 ans qui suivent une réduction de plus de 10% dans la couverture de corail vivant (Jones and al 2004). La perte de complexité dans l'habitat peut augmenter l'efficacité des prédateurs et influence la densité des poissons de petites tailles (Hixon and Beets 1993). Elle agit aussi sur la diversité des espèces d'invertébrés (Idjadi and Edmunds

2006). Même les recrutements de poissons qui ne dépendent pas de la couverture en corail vivant déclinent en abondance dans les zones dégradées. Pour les espèces des récifs de l'Indopacifique, 60% des premiers stades de développement sont associés avec un écosystème corallien vivant (Jones and al 2004).

Il y a un mix assez unique dans les 1.600 espèces récifo-lagonaire estimées en Nouvelle-Calédonie (dans la tranche 0 à 100m). En effet espèces récifales et espèces associées aux fonds meubles se mélangent. Près de la moitié se rencontrent exclusivement sur les récifs, mais un nombre important circulent entre les récifs et les autres formations lagonaires. Ainsi près du tiers des espèces côtières, fréquentant mangroves, baies et estuaires, se retrouvent dans les récifs ou leurs abords à un moment ou un autre de leur cycle de vie. Il en est de même des espèces que l'on trouve sur les fonds de lagon, qui se nourrissent fréquemment à proximité des récifs, même si elles ne les fréquentent pas directement (Nagelkerken et al., 2000).

Pour l'évaluation, toutes les espèces capturées par les pêcheries récifo-lagonaire ont été incluses. A la fois les espèces généralistes et spécialisées ainsi que tous les groupes trophiques bénéficient au moins d'un des processus écologiques identifiés générés par les récifs coralliens.

B.6.2.3 Valeur monétaire du service de la pêche récifo-lagonaire commerciale

Les résultats de la quantification des captures pour la pêche commerciale sont présentés dans le tableau suivant en reflétant les estimations maximum et minimum:

	<i>t 2008</i>					
	Poissons	Langouste	Crabes	Bdm	Troca	TOTAL
<i>Minimum</i>	1.033	17	182	259	196	1.687
<i>Maximum</i>	1.314	25	339	270	200	2.148

Tableau B-25: Captures de la pêche récifo-lagonaire commerciale professionnelle et non-professionnelle (2008).

Le tableau ci-après présente les chiffres d'affaires et les valeurs ajoutées de la pêche commerciale pour l'année 2008. Les chiffres d'affaires sont monétarisés aux prix finaux aux consommateurs. La valeur ajoutée du secteur d'activité pêche commerciale inclut les valeurs ajoutées de l'activité pêche et celles du circuit de distribution. Le multiplicateur présenté dans le chapitre précédent est appliqué sur ces valeurs ajoutées. La valeur ajoutée totale varie entre 14 et 20 Millions d'euros par an.

	Total pêche commerciale					
	Volume (t)		CA (MF cfp)		VA (MF cfp)	
	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>min</i>	<i>max</i>
<i>Poissons</i>	1 033	1 314	787	1 180	748	1 122
<i>Invertébrés</i>	654	834	754	998	972	1 298
Total	1 687	2 148	1 540	2 178	1 720	2 420

Tableau B-26: Chiffre d'affaires et valeur ajoutée de la pêche commerciale en Nouvelle-Calédonie

(Millions F cfp, 1 euro=119 F cfp)

B.6.2.4 Valeur monétaire du service de la pêche récifo-lagonnaire vivrière

Afin de segmenter les usages par style de vie, nous nous sommes attachés à caractériser le plus précisément possibles la pêche vivrière. En se basant sur les résultats de plusieurs études déjà citées, sur les opinions d'experts et sur des observations personnelles, nous obtenons les caractéristiques suivantes :

Population tribale :

- Les ménages disposent d'un revenu mensuel moyen de 196.400 Fcfp (ISEE 2008)
- Il existe très peu de consommation monétaire de produits frais locaux.
- 90 à 95% de la consommation provient soit de la pêche vivrière soit d'achat de conserve.
- La collecte et la consommation d'invertébrés sont importantes (crabes, poulpes, bénitiers,...)
- Les tribus sont moins équipées en moyens de pêche (puissance, engins,...) mais ont un effort de pêche plus important et une productivité meilleure.
- Une différence persiste entre les tribus avec droits d'accès à la mer et les tribus sans (clans de pêche).
- Une hétérogénéité forte entre les tribus dans leurs modes de pêche et de consommation est marquée sans que des facteurs explicatifs soient identifiés.
- La pêche collective sur certaines espèces pour des activités coutumières ou cérémonielles est présente pour certaines tribus.

Sur cette base, les captures non commercialisées des communautés tribales ont été considérées à 80% comme pêche vivrière dans la province Nord, à 100% dans la province des Iles et à 70% dans la province Sud.

Population rurale:

Les traits de la consommation des populations rurales sont les moins connus de tous.

- Les ménages disposent d'un revenu mensuel moyen de 323.600 Fcfp (isee 2008)

- Leur consommation monétaire alimentaire est proche de celle des tribus et implique une consommation monétaire de produits frais locaux très réduite à faveur de conserves de poissons.
- Les pêcheurs non professionnels ruraux disposent généralement de moyens de pêche importants (1 bateaux/43 habitants) et de budget de pêche proportionnels.
- L'effort de pêche est limité principalement aux WE et jours fériés. Ceci reflète une dominance de l'activité de pêche loisir.
- Des pêcheurs ruraux plus réguliers et plus dépendants de la capture sont présents.
- La proportion de pêche considérée comme vivrière dans la population rurale a été estimée entre 30% et 40%.

Population urbaine et périurbaine:

- Les ménages disposent d'un revenu mensuel moyen de 485.600 Fcfp (isee 2008).
- La flotte d'embarcations a une très forte densité (1 bateaux/36hab), une taille moyenne importante et une puissance moyenne élevée (>80CV).
- Les embarcations disposent d'un niveau d'équipement élevé et ont des budgets annuels importants conformes aux pouvoirs d'achat de cette catégorie.
- Les activités de pêche sont sporadiques avec 2 à 3 sorties par mois les WE et jours fériés. Elles sont très conditionnées par les conditions météorologiques.
- La consommation vivrière d'invertébrés est quasi-inexistante par les populations urbaines d'origine européenne.
- La pêche sur les platiers des communes urbaines (poulpe principalement) est effectuée par les femmes des tribus vivant en milieu urbain et donc est considérée comme vivrière.

La proportion de pêche loisir pour la population urbaine a été estimée à 90%

En résumé, les caractéristiques de consommation par style de vie nous permettent de segmenter les captures entre vivrier et loisir de la manière suivante :

	% des captures totales	
	vivrier	loisir
Province Nord		
rural	40%	60%
tribal	80%	20%
Province Sud		
rural	30%	70%
rural	30%	70%
tribal	70%	30%
urbain	10%	90%
Province des Iles		
tribal	100%	

Tableau B-27: Distribution (%) des captures non-commerciales entre pêche vivrière et loisir.

Distribution par provinces et par style de vie.

L'estimation des volumes de captures est présentée dans le tableau suivant. Les calculs donnent une consommation vivrière assimilable aux captures vivrières comprises entre 2.300 et 3.400 t/an. Les valeurs ajoutées estimées de la pêche vivrière à partir des équivalents protéines varient entre 16 et 23 Millions d'euros. L'application du facteur de pondération aux valeurs ajoutées pour refléter certains aspects clés de la pêche vivrière expliquent pourquoi les VA sont supérieures aux CA sans pondération.

	Pêche vivrière			
	Volume (t)		VA avec pondération (M F cfp)	
	min	max	min	max
Poissons	1 582	2 276	1 235	1 770
Invertébrés	736	1 082	716	937
Total	2 318	3 358	1 951	2 707

Tableau B-28: Volumes et valeur ajoutée des captures de la pêche vivrière en Nouvelle-Calédonie

(Millions F cfp, 1 euro=119 Fcfp)

B.6.2.5 Valeur monétaire du service de la pêche récifo-lagonnaire de loisir

Les résultats des étapes intermédiaires pour la monétarisation du secteur d'activité des embarcations de pêche de loisir sont présentés dans les tableaux suivants. Les attributs des embarcations immatriculées en 2008 sont décrits ainsi que les estimations de VA pour cette même année (5 millions d'euros approx.). Un autre tableau résume la structure des dépenses moyennes par embarcation en distinguant les frais par sorties et les dépenses annuelles. Finalement, les caractéristiques de la flotte de pêche de loisir et des dépenses associées sont décrites avec les estimations du nombre de sorties annuelles (Tableau B-31).

	Nombre d'immatriculations (2008)	Prix moyen d'achat (F cfp)	VA locale (% CA)	Total CA (M F cfp)	Total VA (M F cfp) (ss multiplicateur)
Navire dont tonnage <2 Tx	358	3.200.000	35%	1.145	401
Navire dont tonnage >2 Tx	89	7.120.000	30%	635	191
Total	447			1.780	591

Tableau B-29: Attributs des embarcations immatriculées en 2008 en Nouvelle-Calédonie

Depenses moyenne annuelles	f cfp/an
equipement, entretien, assurances, frais portuaires	95.000-121.000
Dépenses moyenne par sortie	f cfp/an
Materiel, appats	1.564
Autres materiels	383
Locations ,revues, autres,...	183
Deplacement (combustible, autres)	4.200-11.200
Frais de bouche	1.067
Total depenses par sortie	7.597-14.397

Tableau B-30: Dépenses moyennes d'une embarcation de pêche loisir

(Fcfp minimum-maximum pour les dépenses annuelles et les dépenses par sortie).

	Nombre bateaux actifs	Puissance moyenne	Depenses annuelles fixes (cfp)	Depenses par sorties (cfp) maximum	Nombre de sorties annuelles
Grand lagon Sud	3.940	100	121.000	13.097	2,9
Reste	2.151	55	95.000	13.097	3,6
Total	6.091				

Tableau B-31: Caractéristiques de la flotte de pêche de loisir et des dépenses associées

Les valeurs ajoutées totales générées par les dépenses liées aux embarcations de pêche de loisir varient entre 9 et 11 millions d'euros en 2008.

	VA (M FCFP)	
	<i>min</i>	<i>max</i>
Depenses des sorties de pêche de loisir	331	331
Depenses en achat d'embarcations et moteur	753	910
Total	1 084	1 241

Tableau B-32: Valeur ajoutée des dépenses de la pêche de loisir en Nouvelle-Calédonie.

Le total de la valeur ajoutée pour la filière nautique de plaisance reliée à la pêche loisir est compris entre 19 et 27 millions d'euros environ. Il englobe les valeurs des captures et celles des dépenses des embarcations.

	Pêche loisir			
	Volume (t)		VA (M FCFP)	
	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>min</i>	<i>max</i>
Captures	1 823	2 979	1 255	1 993
Dépenses totales des embarcations			1 084	1 241
Total	1 823	2 979	2 338	3 234

Tableau B-33: Volumes et valeur ajoutée des captures et dépenses de la filière nautisme de plaisance liée à la pêche.

B.6.2.6 Valeur monétaire du service de la pêche hauturière

Processus écosystémiques impliqués

Différents processus écosystémiques d'échange interviennent entre le récif, le lagon et l'extérieur. Les principaux sont: (i) les migrations des espèces hauturières à l'intérieur de l'espace récifo-lagonaire et (ii) l'exportation de biomasse larvaire du récif vers l'extérieur.

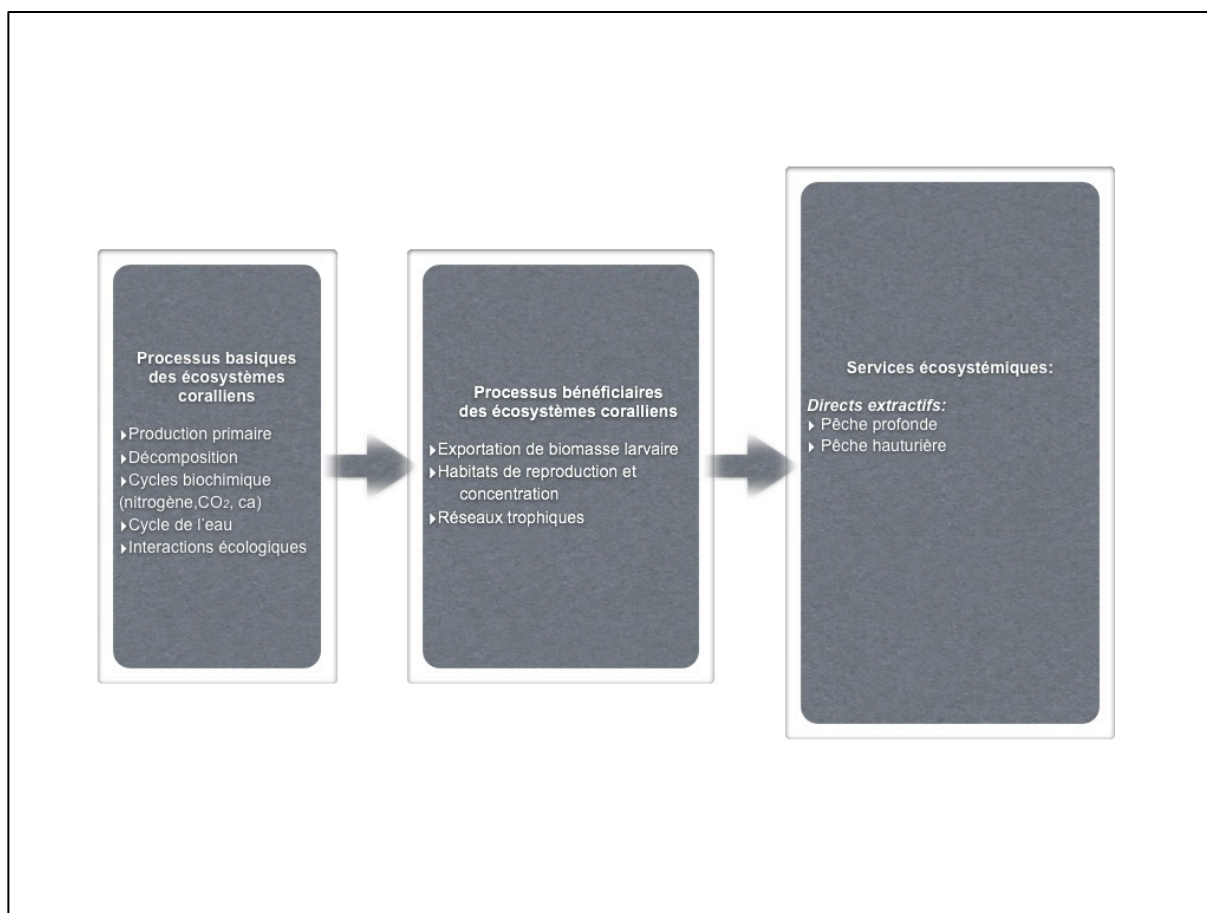


Figure B-26: Processus écosystémiques du récif impliqués dans la pêche hauturière et profonde.

Résultats monétaires

Sur la base des contenus stomacaux des principales espèces pélagiques et provenant du programme Oceanic Fisheries Programme / Ecosystem Monitoring and Analysis, basé sur plus de 700 échantillons sur 4 ans (Allain et al., 2012), nous pouvons estimer la part des proies du récif dans l'alimentation de ces espèces.

% du poids total des proies dans les estomacs échantillonnés				
Principales espèces pélagiques	Espèces récifo-lagonaire	Espèces non-identifiées	Total espèces récifo-lagonaire	
			min	max
Thons blancs (<i>Thunnus alalunga</i>)	10%	62%	20%	25%
Thons jaunes (<i>Thunnus albacares</i>)	8%	52%	13%	16%
Thons obèses (<i>Thunnus obesus</i>)	1%	56%	1%	2%
Marlins (<i>Tretapturus sp.</i>)	0,1%	45%	0,1%	0,1%

Tableau B-34: Contenus des estomacs des principales espèces pélagiques de Nouvelle-Calédonie

(adapté d'Allain (2012))

En se concentrant sur les thons jaunes (*Thunnus albacares*) et blancs (*Thunnus alalunga*) pour lesquels les espèces récifo-lagonaires représentent plus de 5% du poids total des proies, nous obtenons les résultats de VA décrits dans le tableau suivant. La valeur ajoutée totale varie entre € 220k et 28 k environ.

	Captures (t)	VA filière totale (M F cfp)	VA attribuable au récif (M F cfp)	
			min	max
Thons blancs (<i>Thunnus alalunga</i>)	1 324	111	22	28
Thons jaunes (<i>Thunnus albacares</i>)	393	33	4	5
Total pêche hauturière	1 717	144	27	34

Tableau B-35: Pêche hauturière et contribution des récifs néo-calédoniens

B.6.2.7 Valeur monétaire du service de l'aquaculture

Processus écosystémiques impliqués

Les processus écosystémiques identifiés entre les exploitations et le lagon sont principalement la contribution des récifs à (i) la production phytoplanctonique et de meiofaune et, (ii) à la production d'oxygène.

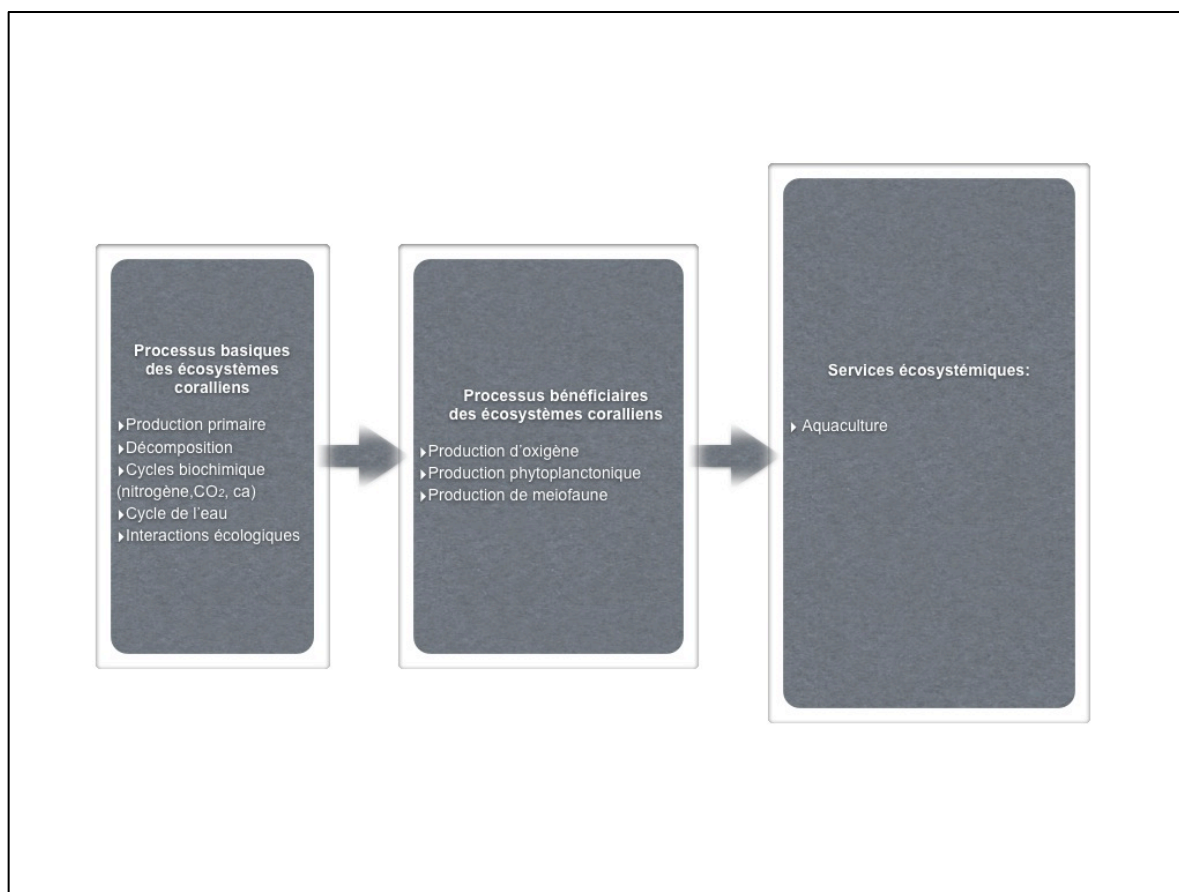


Figure B-27: Processus écosystémiques du récif impliqués dans l'aquaculture de crevette

Les bassins de crevettes de Nouvelle-Calédonie sont des milieux enrichis dans la mesure où il est essentiel que la production phytoplanctonique y soit stimulée eu égard au contrôle de la production d'oxygène dans le bassin. Le phytoplancton est un producteur d'oxygène important pour des crevettes très demandeuses en oxygène (en particulier l'espèce cultivée en Nouvelle-Calédonie) (Beliaeff, comm. Perso.). Dans la phase initiale de l'élevage, l'eau d'entrée du lagon ensemence naturellement les bassins en phytoplancton mais également en meiofaune, dont on pense qu'elle constitue une part non négligeable, qualitativement et quantitativement, de l'alimentation naturelle des crevettes dans le bassin hormis les granulés (HSIEH et al., 2010; Lemonnier and Faninoz,

2006). Ensuite, l'entrée d'eau dans les bassins permet de compenser la vidange nécessaire pour le contrôle de la production de phytoplancton.

Les apports de nitrogène dans les exploitations semi-intensives se divisent entre 63% depuis les eaux entrantes et 36% depuis les aliments. Pour le phosphore le ratio est de 51% et 47% respectivement (HSIEH et al., 2010). Ces ratios dépendent de nombreux facteurs comme le nombre d'individus au m², la taille de l'exploitation, les techniques aquacoles et les niveaux d'échanges d'eau. Des modèles de budgets in-out existent sur les exploitations semi-extensives mais ne sont pas disponibles pour la Nouvelle-Calédonie. La richesse des eaux du lagon en nitrogène et phosphate est cependant démontrée (Martin et al., 1998). Ainsi, même si leur rôle comme enrichisseur d'eau dans l'alimentation des fermes de crevettes ne fait pas un consensus parmi les experts de Nouvelle-Calédonie, il a été estimé que l'apport du lagon pouvait varier entre 10% et 40% des besoins totaux en alimentation. Ce ratio dont les valeurs sont relativement dispersées reflètent les incertitudes et sur le processus. L'aliment, qui représente près de 40% des charges d'un élevage, est déterminant dans la vitesse de croissance des animaux, leurs poids moyens et donc le prix auquel ils sont vendus à l'atelier de conditionnement.

Sur la base des paramètres précédents, la valeur ajoutée des services écosystémiques générés par les récifs coralliens est estimée varier entre 130 et 195 Millions de F cfp (entre 1 et 1,6 Millions d'euros) pour 2008.

B.6.2.8 Aspects sociaux

Les emplois directs ainsi que le nombre de ménages pratiquant une forme de pêche non-commerciale sont décrits dans les tableaux suivants. Nous remarquons l'importance de la pêche vivrière dans la population totale de la Nouvelle-Calédonie (30% des ménages environ).

	Emplois directs			
	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>Total NC</i>	<i>% total NC</i>
<i>Pêche commerciale (pêche et distribution)</i>	560	684	57.411	1,1%
<i>Pêche non commerciale filière nautisme de plaisance</i>	240	310	57.411	0,5%
Total emplois directs	800	994	57.411	1,6%

	Ménages utilisateurs			
	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>Total NC</i>	<i>% total NC</i>
<i>Pêche vivrière</i>	13.670	25.388	67.040	29%
<i>Pêche de loisir</i>	5.178	7.005	67.040	9%
Total utilisateurs (ménages)	18.848	32.393	67.040	38%

Tableau B-36: Aspects sociaux de la pêche récifo-lagonaire Nouvelle-Calédonie (différentes métriques).

B.6.2.9 Distribution spatiale

La distribution par communes des valeurs ajoutées des services de la pêche est présentée dans l'annexe n°3 (cartes F.3-3 à F.3-7).

B.6.3 Tourisme (ES 5 à ES 7)

B.6.3.1 Valeur monétaire du service du tourisme (résultats consolidés)

Les résultats consolidés de la monétarisation du service du tourisme sont présentés dans le tableau suivant. Les différents usages directs sont consolidés avec les dépenses des touristes et des résidents qui sont associées à ces usages et attribuables aux récifs.

	Total tourisme	
	VA (M F cfp)	
	<i>min</i>	<i>max</i>
<i>Plongée sous-marine</i>	158	214
<i>Tourisme nautique</i>	190	257
<i>Nautisme de plaisance (sans la pêche de loisir)</i>	649	670
<i>Dépenses associées du tourisme non-résident</i>	1 421	1 693
<i>Dépenses associées des résidents</i>	421	548
Total du service du tourisme	2 838	3 381

Tableau B-37: Valeur ajoutée du tourisme lié aux récifs coralliens en Nouvelle-Calédonie.

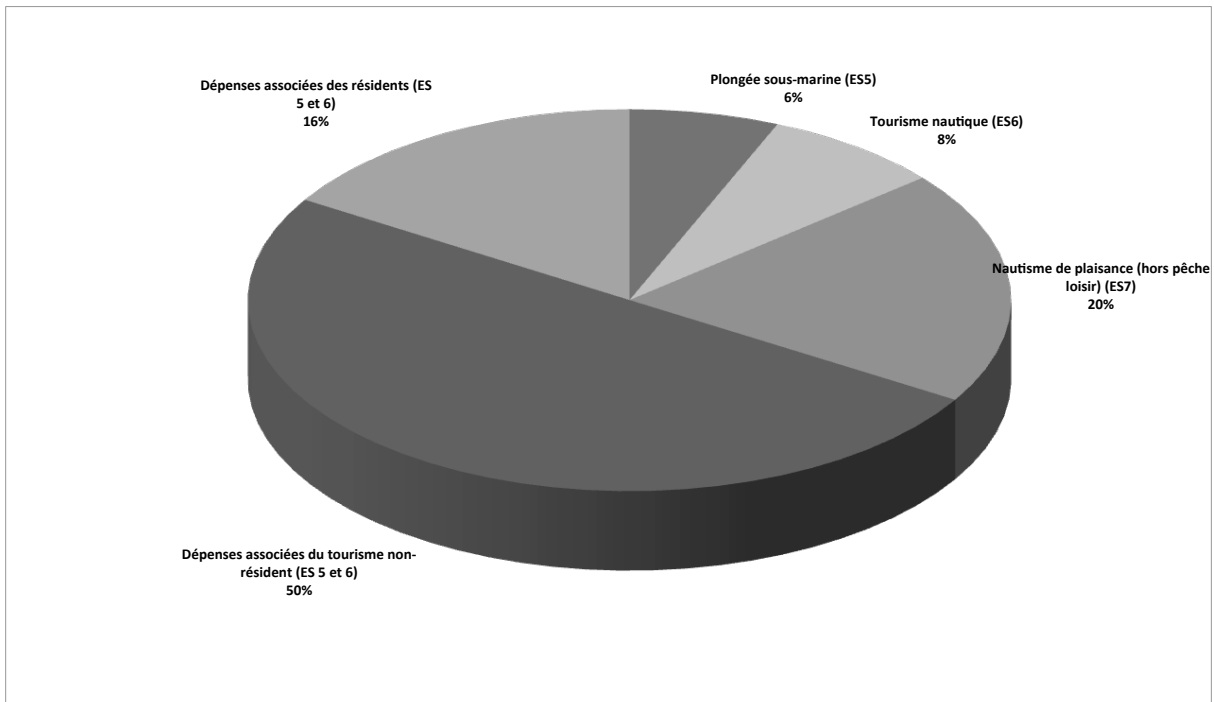


Figure B-28: Distribution de la valeur financière du service du tourisme attribuable aux récifs coralliens.

Le faible poids du tourisme est notable et met en évidence l'état de développement de cette filière sur le territoire. Considérée comme peu prioritaire jusqu'à aujourd'hui du fait du modèle économique de la Nouvelle-Calédonie, son rôle tente d'être renforcé dans les années à venir. L'inscription au patrimoine UNESCO, le développement et l'implantation du plan directeur du tourisme avec un positionnement plus clair semblent confirmer ce constat. Les valeurs obtenues sur les Caraïbes ou d'autres états du Pacifique (Hawaï et les Iles Mariannes) montrent le potentiel de cette filière. Les valeurs des activités directement liées au récif sont très inférieures à celles rencontrées sur d'autres récifs beaucoup moins grands et moins diversifiés que celui de la Nouvelle-Calédonie.

Plus que pour les autres services, le poids du contexte international et de celui des politiques économiques locales est très influent dans les résultats. Ainsi la faible valeur rencontrée dans les usages touristiques du récif ne s'explique pas par une faible quantité de processus écosystémiques mais par des raisons politico-économiques.

B.6.3.2 Processus écosystémiques impliqués

Les processus écosystémiques du récif corallien sont ceux qui agissent sur l'attractivité d'un site pour les différents types de tourisme.

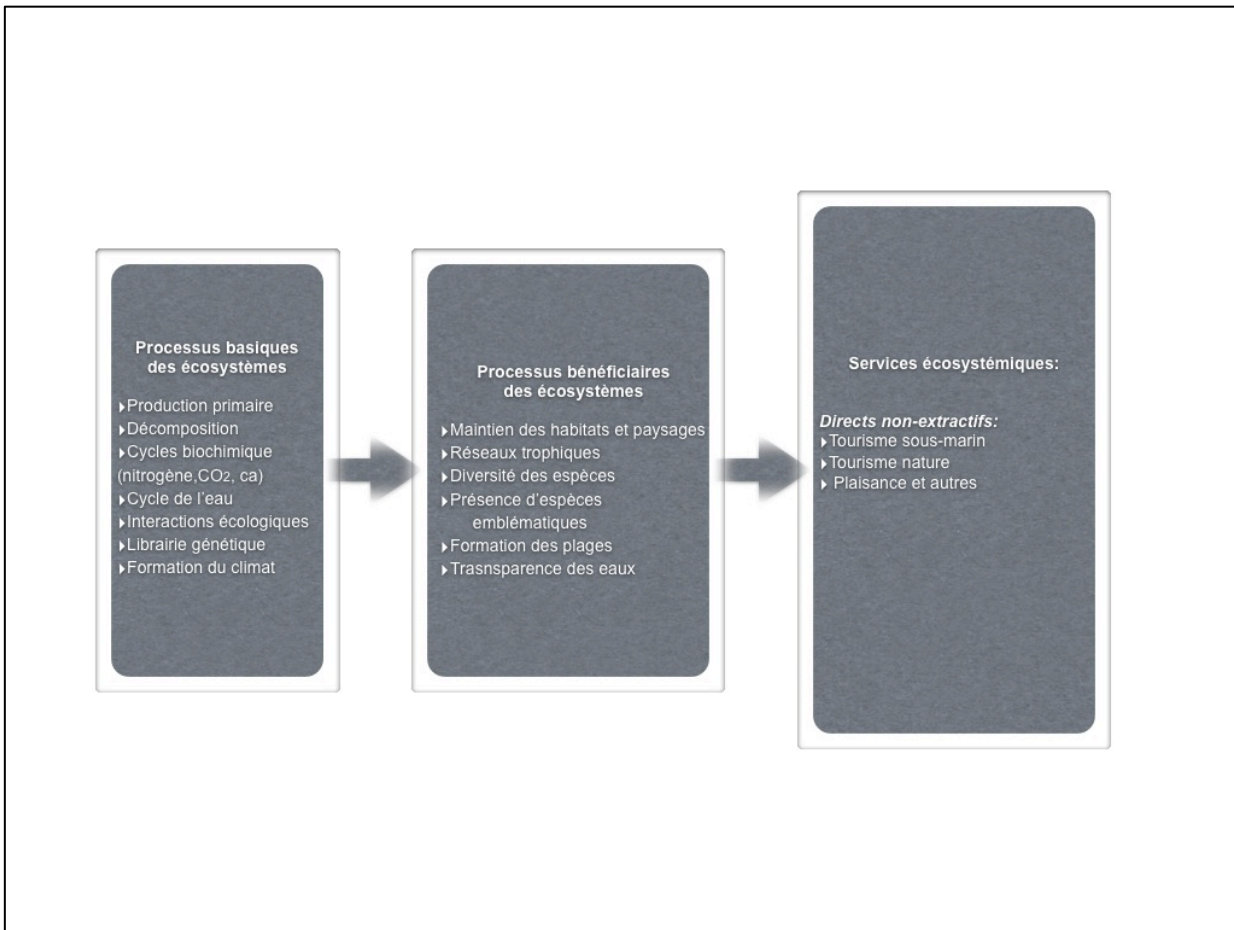


Figure B-29: Processus écosystémiques impliqués dans les services du tourisme

Les processus permettant la présence d'espèces emblématiques sont divers. Entre autres, nous pouvons citer la disponibilité de certaines conditions de l'habitat pour la reproduction ou comme refuge, la présence d'aliments ou de certaines espèces. Les principales espèces emblématiques des eaux récifo-lagonaire de Nouvelle-Calédonie sont les napoléons (*Cheilinus undulatus*), les requins, les cétacés, les tortues, les dugongs, etc. Pour les cétacés, une grande partie des espèces sont présentes toute l'année dans le lagon ou réalisent de courtes migrations de reproduction, trophiques ou ontogéniques proche du récif barrière. Les baleines à bosse trouvent ainsi une zone de reproduction dans le Grand Lagon Sud pendant certains mois de l'année ou une zone refuge dans les lagons pour les juvéniles loin des principaux requins du large. La tortue verte (*Chelonia mydas*) réalise des migrations longues mais ses lieux de reproduction et d'alimentation sont liés aux récifs coralliens. Les Dugongs fréquentent aussi les baies peu profondes de la côte Ouest et son habitat est lié aux herbiers.

Différents auteurs se sont attachés à identifier les attributs d'attractivité sur les préférences des touristes usagers des récifs (Ahmed et al., 2007; Brander et al., 2007; Park et al., 2000; Parsons and Thur, 2007). Ces attributs sont nombreux et variés. Le choix entre les préférences ainsi que le poids de chacun des attributs dans la satisfaction des usagers est très contextuel et variable suivant les

études. A titre d'illustration, nous citerons les principaux attributs environnementaux identifiés lors des entretiens avec les professionnels: (i) la présence, le nombre et la taille d'espèces emblématiques, (ii) la couverture en corail vivant, (iii) la transparence de l'eau, (iv) la diversité des espèces. A ces attributs se rajoutent d'autres attributs non-environnementaux comme (i) la fréquentation (et non-congestion) des sites (ii) les infrastructures existantes, (iii) la taille des palanquées (pour la plongée) et (iv) le prix des prestations.

Attributs environnementaux	Attributs non environnementaux:
Présence d'espèces emblématiques	Facilité d'accès
Diversité des espèces (micro et macro)	Épaves
Santé des écosystèmes	Congestion des sites
Tombants et grottes	Niveau technique et sécurité
Transparence de l'eau	Activités annexes et contexte

Tableau B-38: Principaux attributs influençant le choix des sites de plongées et le niveau de satisfaction.

Certaines études (Arin and Kramer, 2002; Wielgus et al., 2002) se centrant sur l'identification des motivations et satisfaction des usagers montrent la difficulté de situer l'importance des attributs environnementaux les uns par rapport aux autres. Brander et al (2007) montre dans sa métanalyse sur plus de 166 études sur les récifs coralliens que la valeur des services liés au tourisme est parfois peu corrélée à un état de biodiversité. Ceci montre le peu de sensibilité du tourisme en milieu récifal à l'état de santé des écosystèmes.

B.6.3.3 Résultats de l'Analyse d'images publicitaires

Les supports touristiques publicitaires sélectionnés ont été analysés quantitativement afin de déterminer la proportion d'images et de mots-clés relatifs aux attributs choisis. 2100 images ont pu être classifiées pour déterminer l'importance des récifs dans les supports publicitaires analysés. Ces supports sont les brochures disponibles aux touristes avant et après leur arrivée sur le territoire et proviennent des différents offices de tourisme. La figure suivante présente les résultats de cette analyse. Le faible poids des récifs coralliens dans les attributs touristiques communiqués aux touristes est notable.

A partir de ces résultats, il est estimé que les récifs représentent entre 0 et 20% dans le choix de destination des touristes non résidents selon leur motif de visite et leur nationalité.

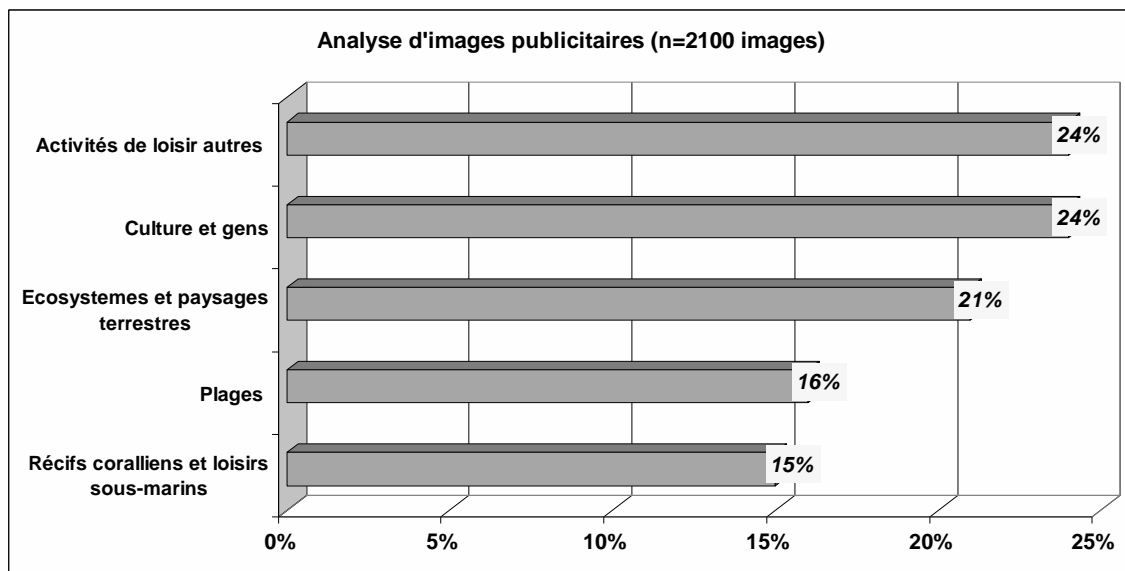


Figure B-30: Analyse d'images publicitaires

B.6.3.4 Valeur monétaire du service du tourisme sous-marin, nautique et de plaisance

Le tableau suivant résume les résultats pour les trois activités récréatives principales des récifs (hors pêche de loisir) : la plongée sous-marine, le tourisme nautique et la plaisance. Ces activités peuvent être considérées comme directement liées à certains processus écosystémiques du récif. Comme nous l'avons expliqué avant, la totalité de leur valeur ajoutée est considérée comme attribuable aux processus écosystémiques des récifs coralliens. La VA totale est estimée varier entre 8 et 10 Millions d'euros pour 2008. La plongée et les activités de tourisme nautique représente chacune 20% du total environ tandis que le nautisme de plaisance pèse quasiment 60%.

	VA (M F cfp)	
	<i>min</i>	<i>max</i>
Plongée sous-marine	158	214
Tourisme nautique	190	257
Nautisme plaisance (sans pêche)	649	670
Total	997	1 141

Tableau B-39: Valeurs ajoutées des activités de plongée, de tourisme nautique et de nautisme de plaisance.

Pour la plongée sous-marine, 20.000 clients environ ont été recensés équivalent à 2.800 sorties sur le lagon et 39.000 immersions. Il a été estimé que plus de 125.000 usagers ont utilisé en 2008 un des services du tourisme nautique décrit. Les services de bateaux taxis du Grand Nouméa ont transporté à eux seuls plus de 80.000 personnes sur les îlots proches : îlots maitre, Canards, Amédée et passe de Boulari (Jumel, 2008). Le tableau suivant résume les fréquentations des principales activités de tourisme nautique.

	Nombre d'usagers	
	<i>min</i>	<i>max</i>
Location de bateaux (Charter)	28.727	32.277
Sorties en mer (Pêche sportive, baleines,...)	5.880	6.533
Bateau Taxi	75.432	88.744
Total usagers	110.039	127.554

Tableau B-40: Usagers du tourisme nautique en Nouvelle-Calédonie (2008- Différentes sources).

Secteur d'activité de la plaisance

Les 2 tableaux suivants montrent les résultats intermédiaires pour l'estimation du secteur de la plaisance. D'un côté les activités d'acquisitions d'embarcations et de moteurs basées sur le nombre de nouvelles immatriculations est recensé à 290 embarcations environ pour 2008 (Tableau suivant). Pour les dépenses des embarcations actives sur la collectivité, la structure de dépenses a été estimée pour les principaux items dans la partie correspondante à la pêche. Le Tableau B-42 décrit les caractéristiques de la flotte de plaisance sur la base des estimations du nombre de sorties annuelles et des dépenses annuelles fixes et par sorties.

	Nombre d'immatriculations (2008)	Prix moyen d'achat (F cfp)	VA locale (% CA)
Navire dont tonnage <2 Tx	153	2.560.000	35%
Navire dont tonnage >2 Tx	134	6.408.000	30%
Total	287		

Tableau B-41: Immatriculations d'embarcations de plaisance en Nouvelle-Calédonie (2008)

	Nombre bateaux actifs	Puissance moyenne	Depenses annuelles fixes (cfp)	Depenses par sorties (cfp) maximum	Nombre de sorties annuelles
Grand lagon Sud	2.060	100	98.010	4.950	4,0
Reste	849	55	76.000	2.640	4,0
Total	2.909				

Tableau B-42: Caractéristiques de la flotte de plaisance sans activité de pêche de loisir.

Les valeurs ajoutées du secteur d'activité du nautisme de plaisance sont présentées dans le tableau suivant. Elles comprennent les dépenses liées à l'achat des embarcations et les dépenses annuelles d'utilisation de l'embarcation. Les valeurs ajoutées sont calculées sur la même base que pour la pêche de loisir.

	VA (M FCFP)	
	min	max
Dépenses en achat d'embarcations et de moteurs	552	552
Depenses des sorties de plaisance	96	118
Total nautisme de plaisance (sans pêche de loisir)	649	670

Tableau B-43: Valeur ajoutée du nautisme de plaisance (non liée à la pêche).

B.6.3.5 Valeur monétaire des dépenses associées des non-résidents

La matrice de la variable « reef_contribution » est présentée dans le tableau suivant les catégories de visiteurs définies préalablement.

Distribution du nombre de touristes

<i>Pays d'origine</i>	<i>France</i>	<i>Japon</i>	<i>Australie</i>	<i>NZ</i>	<i>Pacifique</i>	<i>Autres</i>
Categorie 1 (% total arrivées)	2%	1%	1%	1%	1%	1%
Categorie 2 (% total arrivées)	45%	50%	40%	50%	50%	40%
Categorie 3 (% total arrivées)	53%	49%	59%	49%	49%	59%
Categorie 1 % contribution recif aux depenses	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Categorie 2 % contribution recif aux depenses	30%	25%	20%	20%	20%	20%

Categorie 1: % visiteurs dont 90% de leurs activités sont sous-marines
 Categorie 2: % visiteurs dont au moins 30% de leurs activités sont sous-marines
 Categorie 3: visiteurs spécifiques sans activités sous-marines

Tableau B-44: Distributions des arrivées de touristes par catégorie d'usages des récifs (valeurs maximales)

Le tableau ci-après présente l'estimation maximum du nombre de touristes de chacune des catégories.

<i>Nombre de touristes par pays d'origine</i>	<i>France</i>	<i>Japon</i>	<i>Australie</i>	<i>NZ</i>	<i>Pacifique</i>	<i>Autres</i>	<i>Total</i>
<i>Categorie 1</i>	582	268	164	95	131	84	1.323
<i>Categorie 2</i>	13.096	13.378	6.546	4.734	6.550	3.360	47.664

Tableau B-45: Nombre de touristes par catégorie d'usages des récifs

La table suivante résume les résultats obtenus. Les valeurs ajoutées générées par les dépenses associées par les usagers non résidents et attribuables aux récifs coralliens sont présentées. Elles consolident les dépenses locales (logement, restauration et transport local) et en transport international (compagnie locale) des touristes non-résidents ainsi que les dépenses des croisiéristes. Elles varient entre 12 et 14 Millions d'euros pour 2008.

Etant donné l'importance des recettes totales du tourisme, les résultats sont sensibles aux estimations faites sur les distributions par catégories d'usagers et sur les facteurs de contribution. Ces données sont délicates à estimer. En particulier, la distribution entre les catégories est difficile à connaître et les enquêtes disponibles permettent d'en avoir seulement une approximation. L'effort d'analyse effectué pour affiner les résultats par nationalité et selon le motif de séjours (vacance, affinitaire, affaire, autres) (itsee, 2007) a permis de réduire le niveau d'incertitude.

	VA (M FCFP)	
	<i>min</i>	<i>max</i>
Dépenses locales	861	1 053
Dépenses en transport international	430	475
Dépenses des crocieristes	129	165
Total dépenses associées du tourisme non-résident	1 421	1 693

Tableau B-46: Valeurs ajoutées des dépenses du tourisme non-résident attribuable aux récifs coralliens.

B.6.3.6 Valeur monétaire des dépenses associées des résidents

	Nombre d'unités d'habitation	% occupation moyenne	% attribuable aux récifs
Gite	221	55-60%	20-30%
Hotel	2 472	35-55%	10-20%
Total	2 693		

Tableau B-47: Paramètres des dépenses associées des usagers résident

Selon les résultats des enquêtes aux usagers effectuées, entre 10% et 30% des dépenses sont attribuables aux récifs. Il a été estimé qu'environ 125 000 résidents ont utilisé une des structures hôtelières en 2008. Le tableau suivant résume les résultats obtenus. Les valeurs ajoutées générées par les dépenses associées des résidents et attribuables aux récifs coralliens sont présentées. Elles consolident les dépenses en logement et les dépenses en restauration et transport local. Les résultats varient entre 3 et 5 Millions d'euros.

	Total tourisme résident	
	VA (M F cfp)	
	<i>min</i>	<i>max</i>
Dépenses en hébergement	256	347
Dépenses en transport et alimentation	164	201
Total dépenses associées des résidents	421	548

Tableau B-48: Valeurs ajoutées des dépenses associées du tourisme résident attribuable aux récifs coralliens.

B.6.3.7 Aspects sociaux du service du tourisme.

Les estimations d'emplois et du nombre d'utilisateurs sont résumées dans le tableau ci-après. L'importance des récifs pour la population Néo-Calédonienne se reflète dans la forte proportion de ménages usagers des récifs (6 ménages sur 10).

	Emplois directs			
	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>Total NC</i>	<i>% total NC</i>
<i>Usages directs (plongée, tourisme nautique, plaisance)</i>	220	320	57.411	0,5%
<i>Usages indirects (hébergement, alimentation, transport)</i>	888	1.333	57.411	1,9%
Total emplois directs	1.108	1.653	57.411	2,4%
	Ménages utilisateurs			
	<i>min</i>	<i>max</i>	<i>Total NC</i>	<i>% total NC</i>
Total usagers des récifs coralliens (ménages)	38.330	45.158	67.040	62%

Figure B-31: Aspects sociaux du tourisme lié aux récifs coralliens en Nouvelle-Calédonie (différentes métriques).

B.6.3.8 Distribution spatiale

La distribution par communes des valeurs ajoutées des services du tourisme est présentée dans l'annexe n°3 (carte F.3-8).

B.6.4 Recherche et éducation (ES 8)

La valeur estimée est présentée dans la table suivante. La valeur ajoutée correspond à l'évaluation des différents budgets des programmes de recherche hormis les salaires non-locaux et les frais de fonctionnement des institutions.

	Service recherche et education	
	VA (M F cfp)	
	min	max
Total (M Fcp)	339	415

Tableau B-49: Valeur du service de recherche et éducation lié aux récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie

B.6.5 Protection côtière (ES 9)

Les résultats intermédiaires des différentes étapes du calcul sont présentés à continuation. Les zones potentiellement à risque face au risque de la houle sont identifiées et la contribution des récifs coralliens dans la protection côtière est calculée sur la base des données existantes.

Les zones du littoral potentiellement à risque ont été identifiées. Pour la Nouvelle-Calédonie, les modèles météorologiques définissent la hauteur de 3 à 5,5 m comme la hauteur maximale des vagues suivant les zones (source Météo France). Il a été considéré que les zones vulnérables aux impacts des vagues et de la houle correspondent à toutes les zones qui ont moins de 5 m d'altitude par rapport au niveau de référence de la mer et jusqu'à 1 km à l'intérieur des terres. L'analyse SIG permet alors de quantifier et cartographier ces zones. Une surface correspondant à 657 km² (3% du territoire) est identifiée comme zone vulnérable.

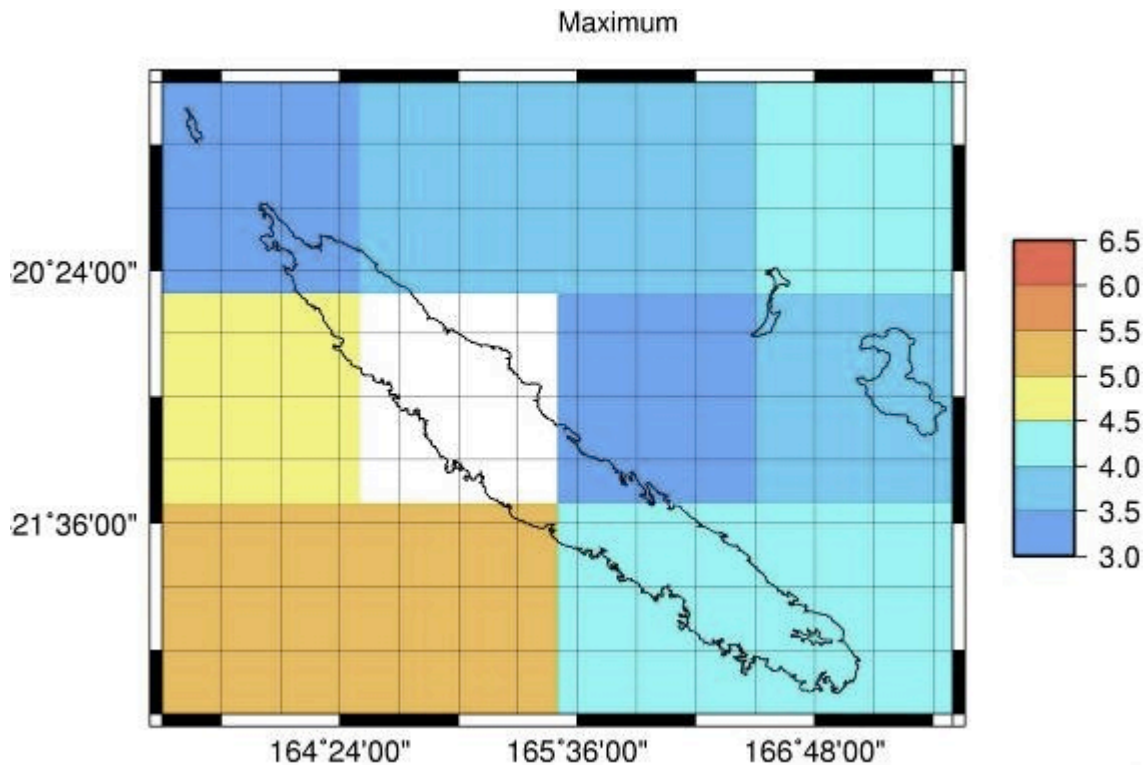


Figure B-32: Estimation des hauteurs maximales de vagues en Nouvelle-Calédonie (source : Météo-France)

La méthode utilisée par Burke et al. dans leur évaluation de la contribution des récifs à Tobago et Sta Lucia a été modifiée pour répondre au contexte Calédonien (extension très supérieure du récif barrière et frangeant) et pour l'adapter aux données disponibles. L'analyse des bases de données existantes sur la Nouvelle-Calédonie ainsi que la constitution de réunions de travail avec différents organismes de recherche (IRD, UNC) ont permis le calcul des facteurs de protection seulement sur des zones très petites et sur 5 des facteurs du calcul du protection relative totale côtière (PRTC) dans le meilleur des cas. L'IMA considère qu'au minimum 5 des facteurs doivent être renseignés afin d'assurer une robustesse dans les résultats (Burke, comm. pers.). Les différents degrés de valeurs contributives estimés selon le nombre de facteurs de protection identifiés avec un niveau minimum moyen (niveau 2) sont exposés dans le tableau suivant.

Valeur contributive du récif	Types de littoral
0%	pour zones vulnérables sans récif
1%-4%	pour zones avec au moins 3 facteurs de protection
5%-10%	pour zones avec 1 ou 2 facteurs de protection

Tableau B-50: Facteurs de contribution du récif dans la protection du littoral contre la houle.

Les résultats intermédiaires et finaux sont présentés dans le tableau suivant. La valeur des dommages évités est calculée sur la base du nombre de logements résidentiels potentiellement

affectés et sur les prix moyens du résidentiel construit. Les valeurs du service varient entre 115 et 220 millions d'euros.

	Nombre de logements affectés	Valeur des dommages évités (M Fcfp)	Contribution des récifs (M Fcfp)	
			min	max
Population urbaine	5 967	172 937	8 647	17 294
Population rurale	1 228	21 741	1 739	3 044
Population tribale	4 017	41 776	3 342	5 849
Total	11 212	236 454	13 728	26 186

Tableau B-51: Service écosystémique de protection contre la houle en Nouvelle-Calédonie

B.6.5.1 Distribution spatiale

La distribution par communes des valeurs ajoutées des services de protection côtière est présentée dans l'annexe n°3 (carte F.3-9).

B.6.6 Bio-prospection (ES 10)

Les résultats estimant le potentiel économique (valeur ajoutée) que peuvent représenter des contrats de bio-prospection entre un acteur privé et les institutions publiques sont présentés dans le tableau suivant. Notre exercice de monétarisation se centre sur des contrats potentiels de bio-prospection de screening (échantillonnages). La valeur potentielle des bénéfices nets reçus par les institutions publiques et les organismes de collecte d'échantillons forment le total annuel potentiellement perçu par le pays. Les résultats du modèle sont extrêmement sensibles à deux paramètres clés : la probabilité de succès et la valeur du CA net par médicament. Les résultats basés sur des moyennes de ces 2 paramètres montrent une valeur de bénéfices annuels comprise entre € 600 K et € 4M. Il s'agit d'une valeur d'option qui reflète les bénéfices potentiels que peut représenter un contrat de bio-prospection.

	€	
	<i>min</i>	<i>max</i>
Benefice net total par echantillon valeur présente	11 884	45 953
Benefice net par echantillon valeur actualisée annuelle moyenne	594	2 298
Chiffre d'affaires total par echantillon valeur présente	62 549	241 857
Chiffre d'affaires par echantillon valeur actualisée annuelle moyenne	3 127	12 093
Total annuel sous forme de royalties	187 647	2 418 567
Total annuel sous forme de droits d'échantillons	267 000	1 200 500
Total annuel VA entreprises collectrice d'échantillons	135 000	750 000
Total annuel perçu par le pays	589 647	4 369 067

Tableau B-52: Valeur d'option du service de bio-prospection.

L'exercice de valorisation de la bio-prospection présente un résultat beaucoup moins attractif qu'attendu et avec une forte variabilité (écart important entre les valeurs minimum et maximum). En effet la prise en compte de la probabilité de succès réduit fortement les avantages pour le pays en termes de royalties sur les ventes du futur médicament.

B.6.7 Piège de CO₂ (ES 11)

Bien que les récifs jouent un rôle important dans le budget de carbone, contribuant entre un 7 et 15 % de la production mondiale de carbonate de calcium, ils ne semblent pas contribuer à la séquestration du carbone.

Les carbonates sédimentaires, dont les coraux, les algues coralliennes et les coquilles d'autres organismes marins, sont le plus grand réservoir de carbone sur Terre, et c'est pourquoi les fluctuations du budget de carbonate de calcium mondial influent sur la concentration atmosphérique de dioxyde de carbone.

Toutefois, la chimie du système est telle que, bien que les océans eux-mêmes sont un «puits» de carbone (c'est à dire qu'ils absorbent le dioxyde de carbone), les récifs, par le processus de calcification, sont des «sources» ou des producteurs nets de dioxyde de carbone à une échelle très réduite au niveau mondial (Suzuki and Kawahata, 2004). En effet, en raison de leur taux élevé de calcification, les récifs coralliens jouent un rôle majeur dans le cycle de calcium mondial, malgré leur étendue en surface limitée, fixant la moitié environ de tout le calcium dans la mer en carbonate de calcium. Leur rôle dans le cycle de carbone de la planète et les autres cycles géochimiques est actuellement en cours d'étude.

Des modèles et des données de terrain limitées indiquent que les récifs coralliens semblent être des très petites sources nettes de dioxyde de carbone (moins de 0,1 milliards de tonnes de carbone par année, comparativement à environ 6 milliards de tonnes de carbone par an provenant de la combustion de combustibles fossiles) à l'atmosphère sur des échelles décennales. Cela est dû à la libération de dioxyde de carbone lors de la calcification, ce qui implique la précipitation du carbonate de calcium, du bicarbonate et du calcium dans l'eau salée. En outre, alors que les récifs coralliens absorbent de grandes quantités de dioxyde de carbone (par unité de surface) au cours de la photosynthèse, elles rejettent généralement des montants presque équivalents par la respiration, entraînant peu de stockage net.

Pour les mangroves et herbiers, l'application des variables explicitées dans le chapitre méthode produit les résultats ci-après décrits. Cependant, les écosystèmes associés n'ayant pas été l'objet principal de l'étude et les ressources de l'étude ne permettant pas d'approfondir plus précisément ces résultats, les valeurs de ce service ne sont pas incluses dans les résultats consolidés de l'étude.

	Superficie (Ha)	t CO ₂ eq. y ⁻¹ .ha ⁻¹		t CO ₂ eq. ha ⁻¹		Total t CO ₂ eq. y ⁻¹		Valeur de sequestration du carbone (€/an)	
		min	max	Séquestré dans le sol	Quantité relarguable dans l'atmosphère			min	max
Mangroves	25000	0,12	13,97	1 588	318	3 000	349 250	11 960 000	29 100 000
Herbiers	40000	-9,4	50,22	0	0	-376 000	2 008 800	-5 600 000	30 100 000
Etangs salés	0	3,5	6,7	1 902	380	0	0	0	0
Total	65000							6 360 000	59 200 000

Tableau B-53: Valeur du service de séquestration de carbone par les écosystèmes associés.

(Valeurs non incluses dans les résultats consolidés)

C. Economic valuation of benefits of coral reef marine reserve, North Efate, Vanuatu

C.1 Introduction

C.1.1 Community-based MPA in Pacific context

Near shore fisheries remain critically important to virtually all islands of the Pacific countries in promoting easily accessible household food and a diversification of protein sources and livelihoods (2007; Gillett, 2009; Kronen, 2007; Spreng, 2007).

Today most Pacific territories are facing challenges such as (i) increased fish demand from human population growth (projected to increase by 50% by 2030 with projected food requirements well in excess of what coastal areas are currently likely to produce without significant improvements in management and productivity) (Bell et al., 2009) (ii) the rapid introduction of market economy with its associated rural migration, loss of traditional customs and urban poverty (Cinner and Aswani, 2007), (iii) a small island context with limited economic options (Beukering et al., 2007a) and, (iv) potential climate change effects on their coral reef ecosystems services (Baker et al., 2008; Knowlton, 2000). These challenges are reinforced by the fact that national budgets are usually small and face considerable demands to meet human development priorities such as health, education and food production.

As a result, local populations and local governments would greatly benefit from improved understanding of the means to manage marine resources sustainably with inexpensive and strong performing tools. For some actors, Community Based Management (CBM) approach is now proposed as the main basis for securing the well-being of both reefs and communities of most of the Pacific Islands (Johannes, 2002; Johannes and Hickey, 2004; Tawake and Aalbersberg, 2002; UNEP, 2004)

C.1.2 South Pacific community-based marine protected areas

Community-based Marine Protected Areas (MPAs) have experienced an impressive development during the last decade (Aalbersberg et al., 2005). They usually form a part of a larger management scheme named Marine Managed Area (MMA) and more than 550 documented MMAs now exist in the South Pacific (Govan, 2009). An MMA is defined as an area of nearshore waters and coastal resources that is largely or wholly managed at a local level by the coastal communities, land-owning groups, partner organizations, and/or collaborative government representatives who reside or are based in the immediate area (Govan, 2009). Community-based management (CBM) starts from the basic premise that people have the innate capacity to understand and act on their own

problems (Ruddle, 1994). Essentially, CBM builds on what the community thinks and allows each community to develop a management strategy that meets its particular needs and conditions. Its approach is people centred and driven by consensus. The core of CBM is community organization, where empowerment is a primary concern. The management is carried out primarily by the community through the relevant user groups and also involves appropriately the locally and nationally institutional and private stakeholders.

Management rules such as fishing closure, temporary bans, size restriction, gear controls can be very diverse and some of them are still based on Traditional Ecological Knowledge (TEK) (Johannes, 1998, 2002). In recognition of these characteristics a regional term has been adopted since 2000, Locally Managed Marine Area or LMMA.

The detractors of protected areas critique their establishment and management for three reasons (Ruddle and Hickey, 2007; Wilkie et al., 2006a). First, they argue that only initiatives related to poverty alleviation will lead to successful biodiversity conservation because only these initiatives address the root cause of environmental destruction (Leisher et al., 2007; UNEP, 2004). Second, protected areas take away the property and rights of local people and can be an unjust drag on their present and future welfare (Dixon, 1993). Third, even if protected areas do generate economic value, the distribution of these benefits is so skewed against poor rural people that the role of such areas in local development is negligible and they neither justly compensate for lost property and rights nor contribute to poverty alleviation (Garaway and Esteban, 2002; WFC, 2008) .

Following the descriptions realized by several authors (Govan, 2009; Johannes and Hickey, 2004; UNEP, 2004), the MMAs (with MPAs) of the Pacific present therefore some specificity that apparently solves the three previous identified issues of protected areas. First, the theory of MPAs tells that they should produce benefits for fishery as well as other benefits from a potentially long list including tourism, access to information, enhancing property rights and so on (Angulo-Valdes and Hatcher, 2010; Gell and Roberts., 2003; Roberts and Hawkins, 2000). These benefits should be an incentive for permanency of the MPA inside the MMAs. Second, their management through village committees respecting customary rights and land tenure should improve the chances of acceptance by local communities. (Johannes, 1984). Third, due to the size and remoteness of these small MPAs the distribution of benefits on fishery and tourism are more likely to be directed to local community stakeholders (Tacconi and Bennett, 1997)

C.1.3 From theory to reality: what do we know really about MPAs benefits for people?

The previous benefits and distributional patterns expected from the community managed MPAs have been observed by very few studies in the Pacific context as highlighted by a recent bibliographic study on socio-economic and ecological impacts of marine protected areas in Pacific Island Countries (Cohen et al., 2008). So, what is the present status of knowledge about MPAs? In table 1 we describe the “state of the art” in MPA science based on several reviews and meta-analysis of MPA effects (Cote et al., 2001; Pascal, 2005; Sale et al., 2005). It can be affirmed that the theoretical mechanisms that drive MPA performance are now well described (Gell and Roberts., 2003; Polunin, 2002; Roberts and Hawkins, 2000).

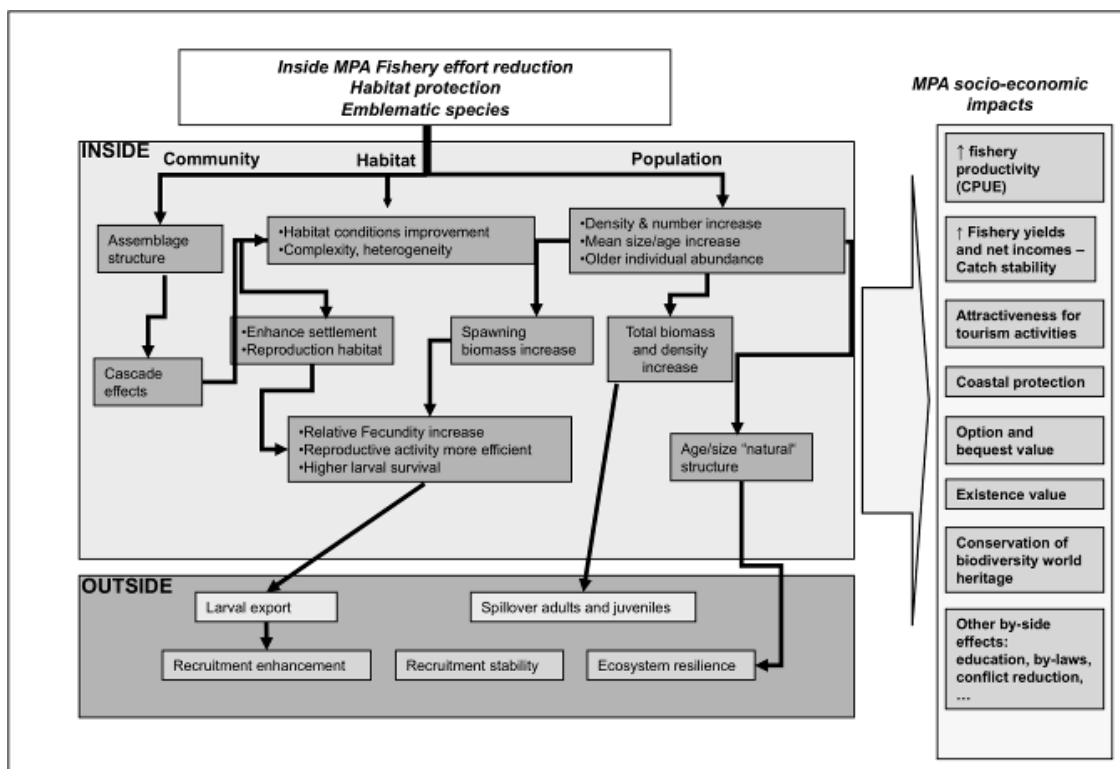


Figure C-1: Expected ecological processes of MPAs and main socio-economic impacts. Adapted from Pascal (2005)

Although, a good deal has been written about what MPAs could or should do, few empirical studies demonstrate what they actually do for people (Mumby and Steneck, 2008).

	MPA ecological effects:	Status of science
	Inside MPA effects:	
	Biomass and density increase for fishery target fish and invertebrates	Widely demonstrated - high variability
	Increase of average age/size	Widely demonstrated - high variability
	Increase of reproductive capacity	Confirmed by few studies so far
	Change in assemblage structure	Confirmed by few studies so far
	Trophic cascade effects on algae and invertebrates	Confirmed by few studies so far
	Biodiversity indices	Mixed results (positive, negative, no impacts)
	Outside MPA effects:	
	Biomass gradient from the border (spillover)	Confirmed by few studies so far
	Larval export	Expected but not demonstrated
	Recruitment stability	Expected but not demonstrated
	Ecosystem resilience	Confirmed by few studies so far
	MPA socio-economic effects:	Status of science
Use values	Change in average CPUE	Confirmed by few studies so far
	Total catches and net incomes	Confirmed by few studies so far
	Catch stability	Expected but not demonstrated
	Underwater tourism attractiveness	Confirmed by few studies so far
	Improvement of coastal protection ecosystem service	Expected but not demonstrated
	Education and awareness	Confirmed by few studies so far
Non-use values	Change in existence value	Expected but not demonstrated

Table C-1: Status of science knowledge about MPA effects. Adapted from Mumby and Steneck (2008a)

The findings of these authors have shown that the very extensive scientific and technical literature produced on MPAs during the last 10 years has concentrated mainly on biological impacts inside the closed area. The effects inside MPA on fishery biomass, density and diversity are now well demonstrated in many sites. Even if uncertainties on MPA size and species remain, it can be considered that the management of a zone reducing the fishing effort will create a build-up of biomass and diversity of exploited species inside the closed area after a period of 5 years (Gell and Roberts., 2003). These effects have had remarkably consistent effects throughout the world (Halpern, 2003; Halpern and Warner, 2002). Nonetheless, outside effects on fishery yields through spillover of biomass or larval dispersion from MPA are expected but only confirmed by few studies so far (Castilla and Bustamente, 1989; McClanahan et al., 2009; Roberts et al., 2001; Russ and Alcala, 1996). In a similar way, MPA are usually presented as a powerful attractor for tourism but evidences remain scarce (Andersson, 2007; Asafu-Adjaye and Tapsuwan, 2008; Beukering et al., 2003; Depondt and Green, 2006; Harrison, 2007). The relationship between underwater tourism and the impacts of MPA on some ecological attributes is also not well known (Andersson, 2007). Scientific knowledge gaps, technical difficulties to separate MPA effects on fishery and tourism

from other context variables, expensive costs of studies, late participation of social sciences in MPA science and effects too weak to be proven have been proposed as reasons for this lack of studies of MPA benefits on people ((Sale et al., 2005)Ferrarris, pers. Comm..). Some recent studies have intended to overcome some of the difficulties to identify individually sectorial benefits of MPA (e.g.. fishery, tourism, social capital) by measuring directly the impacts on household welfare. (Guzman, 2004; Hoagland et al., 1995; Leisher et al., 2007).

C.1.4 MPAs and the AFD in the Pacific

The AFD aim is to reduce poverty and inequalities, promote sustainable economic growth, and protect “Global Public Goods” of benefit to all humanity. The activities cover 8 sectors (environmental protection, forests and forestry, forest industries, fishing, agriculture, water and sanitation, tourism, urban development and management). Projects for protected areas are realized with the main objective to preserve local or national biodiversity and contribute to economic growth and poverty reduction.

In the Pacific region, the AFD has used several intervention instruments for the coral reef ecosystems protected areas (direct support via a project approach, programs, trust funds, capacity building or alternative livelihood promotion) to both large MPAs and small MMAs (with MPAs). Thirty-nine MPAs or MMAs with marine reserves in 10 pacific countries and territories have been supported since 2005 (Oréade-Brèche, 2008).

C.1.5 Objectives

The financial investment in small MPAs from the AFD perspective must then be analysed from a double bottom line perspective: (i) impacts on economic growth and poverty reduction and, (ii) impacts on world biodiversity.

Another important criteria of AFD investments is the continuity of the investment. As described before, the existence of local benefits and their distribution patterns are often identified as a success key factor for continuity and projects should be marketable not only to donors but also to stakeholders and government (UNEP, 2004).

To respond to the previous requirements of AFD investment appraisal and to increase the ownership of the project by local stakeholders, a cost benefit analysis per stakeholders has been conducted in selected case studies of community-based MPAs.

The research was designed to focus on observed and, as far as possible, proven impacts of the investment and results have come from an extensive one-year and in situ field studies.

C.2 Method

C.2.1 General approach

The study has proceeded through the following steps: (i) identification of the MPA impacts on ES through a control-impact protocol, and (ii) a cost-benefit analysis (CBA) per MPA and per stakeholder (village, national and international). CBA has been realized on observed historic values (ex-post) and on projections. CBA results are then used to: (i) compare the benefits of MPA with the calculated annual village GDP to give an idea of their relative importance for villages and, (ii) realize a financial analysis of MPA cash flows to present the Cost-Benefit ratio (B/C ratio) and the Return on Investment (RoI) for development banks.

C.2.2 Selection of MPA sites

C.2.2.1 Criteria

A dozen villages recommended by local stakeholders or identified by the project PROCFISH were visited in Efate, Vanuatu. The identified sites were visited and the communities contacted to explain and gain approval and support for the project's activities in their areas. The initial appraisals were carried out in each community over a 2-3 days period.

5 villages with MPA and 2 villages without MPA were selected in the North Efate zone (Figure C-2). Each of the MPA sites respond to the three following criteria: (i) fringing coral reefs as dominant ecosystem, (ii) MPA managed and adequately enforced by communities for at least five years with the reserve covering at least 10% of the fishing ground area. These criteria correspond to the minimum prudential time and fraction of fishing ground for effects of MPAs to build-up and to be visible on fishery yields (Gell and Roberts., 2003) and, (iii) fulfil at least 3 of the 6 success key factors identified for community-based MPA (Pollnac and Crawford., 2000). The success key factors met by the selected sites are: (a) population size and the village area are relatively small, (b) a visible level of community participation in decision making and (c) continuing presence from the implementing agency. These factors tend to make community consensus building easier and make community compliance with rules of the MPA easier in smaller geographic areas. Periodic outsider visits to MPA sites help reinforce their value among the community and may help stimulate continued implementation activities. As explained further, the other three success key factors: perception of a crisis in fish abundance, successful alternative income projects and inputs from the municipal government were not present in the selected sites.

C.2.2.2 Socio-ecological and institutional context

Populations are comprised between 40 and 220 residents with a mean household size of 5 persons (generally an extended family). Most of the villages have a young age structure with an important part of the population (40% approximate) aged less than 15 years and only 5% aged over 60 years. Results are similar to the last demographic census (Vanuatu National Statistics Office, 2009). Most of the houses in the villages are permanent houses with a galvanized iron or similar roof and cement floor. No village has access to electricity service. All the households received income on their own account through subsistence production (e.g. food, firewood, house building materials) and the majority was engaged in the sale of agricultural products, fish and handicrafts. The Household Incomes and Expenses Survey (Vanuatu National Statistics Office 2008a) estimated the average income of rural households in Vanuatu to be around 500 € per household per month. This revenue is equivalent to international \$US 1.300 when applying PPP and Geary–Khamis dollar conversion (Heston et al., 2009). Approximately 40% of this income comes from subsistence production. The surveys conducted in some of the villages based on the same protocol as the HIES confirmed similar results with some variations (please refer to the description made in “Control site validation”)

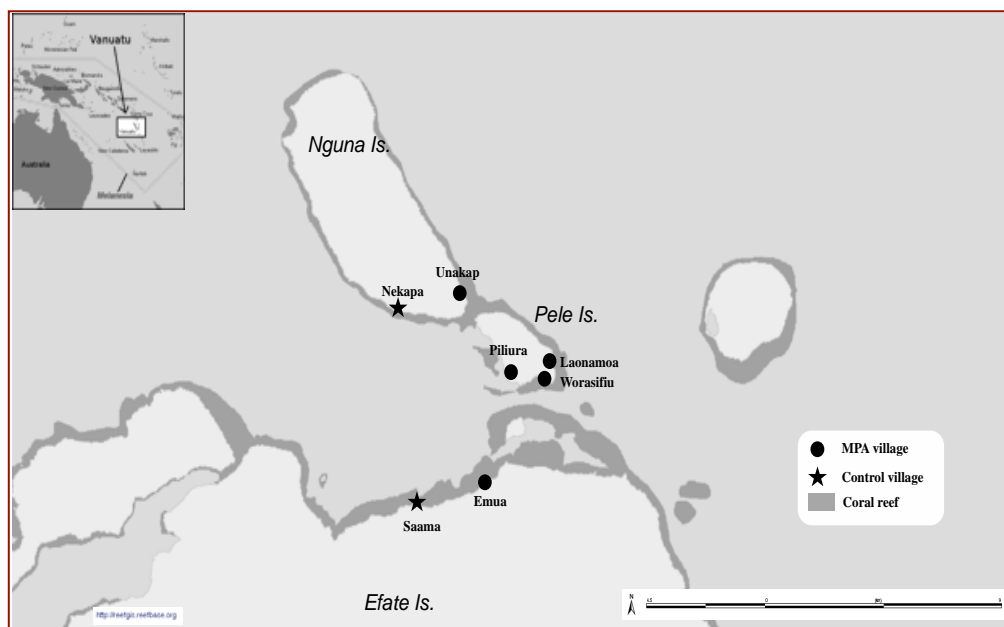


Figure C-2: Village locations, MPA and control sites.

When analysing selected descriptors (Table C-1), some differences among the villages are notable in the fishing effort index and access to modern goods (the number of private electric generators per household is selected as indicator). Following Cinner and Aswani (2007), this

variability may be explained mainly by proximity to the capital (Port-Vila), that facilitates the access to salaries and commercial markets. This applies to Emua and Saama based on the main land and with easier access to the city. This translates in a different mix between subsistence and market economy among villages, even if neighbours. Nonetheless within these variations, the subsistence economy represents an important source of income for a great number of the households.

	MPA sites					Control sites	
	<i>Emua</i>	<i>Piliura</i>	<i>Unakap</i>	<i>Laonamoa</i>	<i>Worasifiu</i>	<i>Nekapa</i>	<i>Saama</i>
Resident population	240	110	90	250	50	110	130
Number of private electricity generators per household	0,15	0,05	0,06	0,06	0,11	0,05	0,12
Tourism infrastructure (number of beds)	5	-	8	14	5	-	-
Reef geomorphologic dominant class	Intra-seas exposed fringing, forereef	Intra-seas exposed fringing, forereef	Ocean exposed fringing, forereef	Ocean exposed fringing, forereef	Intra-seas exposed fringing, reef flat	Intra-seas exposed fringing, forereef	Intra-seas exposed fringing, forereef
Fishing ground (km ²)	1,5	1,1	1,3	1,3	0,5	1,2	0,9
Demographic pressure on reef (hab/km ²)	157	102	71	188	104	92	144
Main fishing gears	Net - Speargun - Line	Net - Speargun - Line	Speargun - Line	Speargun - Line	Speargun - Line	Net - Speargun - Line	Net - Speargun - Line
MPA creation date	2 005	2 003	2 003	2 003	2 003	-	-
MPA size (km ²)	0,24	0,13	0,12	0,14	0,13	-	-

Table C-2: Socio-ecological context of the villages (descriptions in the text)

Fishing activities

Each village has the customary tenure of their fishing ground (from the shoreline to the end of the reef) (Johannes, 2002) and fishing ground size varies from 0.5 to 1.5 km². Subsistence and commercial fishing are present. Subsistence catches are for the consumption of the family (direct and extended), to share with friends or for the community through customary events and fund raising activities. Fishing activity seems to be well spread among the population. The last HIES conducted in 2006 (Vanuatu National Statistics Office 2008a) estimated that in Vanuatu, more than 75% of the adult population is implicated in one form of fishing. Nonetheless, as described by several authors (Amos, 2007; Bartlett et al., 2009; Hickey, 2008) the commercial fishery is not developed as a formal activity and represents for most of the households a complementary and irregular income to agricultural activities.

The 2 main gears in terms of fish catches are the gillnets (7,2 units.km-2 (25m nets)) and the spearguns (6,4.units.km-2). These gears usually target species related with the effects of protection from marine reserves (Russ and Alcalá, 1996) such as *Scaridae sp.*, *Acanthuridae sp.* and *Serranidae sp.*. Some other gears with a more irregular activity are: cast nets (depending on the migration timing of some species), hand line (from the shore or canoe), hand collecting (common at low tide coefficient for *Octopus sp.* and shells) as well as some other traditional gears (e.g. hand

spear). Few fishing activities are conducted by women (hand collecting and handline from the shore principally). The gillnets are used principally in the form of drive-in nets. A fishing trip is composed by 4 to 8 fishermen and up to 100 m length of nets. The nets are fixed in some kind of corridors formed by fringing reefs at a depth between 3 to 10 m. Fishermen drive the fish into the nets by creating some sort of commotion. They can repeat several times this action without moving the nets or nets can be setup in a new location. Depending on water conditions and fish catches, a fishing trip can last from 1 to 5 hours. Nets are monofilament gillnets with 3-inch diagonal mesh. Spearfishing in the village fishing ground is realized from the shore or from a non-motorized boat. Depth is comprised between 2 to 15 m and coral reefs habitats are the main target. Fishing trips are usually made alone. Night spear fishing is common with diving lamps when targeting *Scaridae sp.* and especially bumphead parrotfish (*Bolbometopon muricatum*). Invertebrates (mainly *Trochus sp.*) are collected during the opening of the Trochus ban with snorkel gears from the shore.

MPA and other fishery management rules description

Every MMA is associated to a unique village. The MPA included in the MMA size varies from 0.1 to 0.2 km², which is similar to most of the small MPAs in the Pacific (Govan, 2009) and represent an average 15% of the reef fishing ground. Even if difficult to track precisely the precise origin of the MPAs, each village councils proposed them with different degree of assistance from external agencies. They are all managed by the village through a MPA or environment committee formed by members of the village. Some of the MPAs are non-permanent closures where periodic harvest events can occur for village subsistence or celebration. Many activities around MPA have been observed during our presence in 2009 and 2010 (e.g. regular meetings, participation in workshops and trainings, collection of crown-of-thorn (*Acanthaster planci*), rubbish cleaning, organization of environment awareness campaign, monitoring, maintenance of buoys).

Management involving:	<i>Emua</i>	<i>Piliura</i>	<i>Unakap</i>	<i>Laonamoa</i>	<i>Worasifiu</i>	<i>Nekapa</i>	<i>Saama</i>
Periodic MPA	No	No	Yes	Yes	Yes		
Number of MPA opening in 2009		no	2	1	1		
Clam (<i>tridacna sp.</i>) ban	x	-	x	x	x		
Trocha (<i>Trochus sp.</i>) ban	Inside MPA and size limits	Inside MPA and size limits	All fishing ground closed	Inside MPA and size limits	All fishing ground closed	All fishing ground closed	All fishing ground closed
Turtles ban	x	x	x	x	x	x	x
Spearfishing at night prohibited						x	
Chanos sp. Ban during spawning	x						

Table C-3: Description of the main fishery management rules (modern and traditional)

Four villages (*Piliura*, *Unakap*, *Laonamoa*, *Worasifiu*) belong to a MPA network. This implies that all the funding, assistance and workshop invitations are received through the network and redistributed among the active MPAs by the network committee. Nonetheless, each village of the network has also its own committee and managed with independence its marine zone. One village,

Emua receives directly the assistance from a local NGO and does not form part of any network. The level and quality of enforcement, which are critical factors to evaluate effects of MPA (Pollnac and Crawford., 2000) have been assessed through interviews with village and fishery department representatives. As anecdotal evidence, during the 10 months that our program lived with the villages, we were able to confirm that members of the communities in all villages actively managed enforcement of the MPAs. Discussions with key person revealed that only one trespass had been reported in the last 2 years. The village council through the person of the paramount chief has applied a fine in local goods and money to the poachers. Visible buoys delimit the selected MPAs. Differences in governance will be reflected through the costs and social capital impacts.

Other fishery management rules are in place. A classification has been adapted from Johannes and Hickey (2004) who have realized a study of fishery management in more than 20 villages in Vanuatu. The trochus (*Trochus sp.*) bans are in place in most of the villages in North Efate since the last 90s. These bans are usually opened every 3 to 4 years for a controlled harvest (in minimum size and volume) by villagers. A fishery act limits the size of specimens harvested. The giant clam (*Tridacna sp.*) follows the same pattern. Many villages have developed the concept of clams and trochus “garden” gathering together collected specimens and enhancing the spawning success. All the villages have put a ban or tabu on their harvest of turtles and their eggs. The Vanuatu Fishery Department (VFD) regulates some catches with a previous authorization. The public awareness about the turtle regulation is surprisingly high (Johannes and Hickey, 2004) and the presence of voluntary “turtle monitors” trained from a local NGO is common in every village. In 2008, a five-year ban on the harvest and sale of beche-de-mer has been setup to let the stocks recover. In addition to those specific rules, there is an additional ‘rule’ related to controlling the access permitted for non-locals. This rule originated at the local level among communities to control access to their natural resources has since been incorporated into national legislation. Article 74 of the Constitution states that ‘The rules of custom shall form the basis of ownership and use of land in the Republic of Vanuatu’. The implication of this Article for individuals or companies who do not have primary access rights (i.e. they are not members of a clan or community) is that the resource custodian must be consulted and his permission sought prior to access being granted. This implies the existence and official recognition of fishing rights for the villages. These rights apply from the shore up to the end of the reef.

Tourism activities

Small-scale rural tourism activities take place in every village. The tourism activities include (i) day tours, (ii) snorkel tours, (iii) scuba diving, (iii) guesthouses, (v) scientific tourism, and (vi) the other activities associated with the previous activities such as restoration and selling of handicrafts.

The day-tour activities correspond to visits coming from Vila to spend a whole day in the village. Tour operators from the capital organize them and a fee is paid to village for each visit. The snorkel tours are realized in the MPA and a fee is charged to visitors to get inside the MPA with a guide. All the scuba diving clubs (3) are based in or near the Port-Vila city. The mean capacity for each club varies from 12 to 40 dives per day. The most frequented scuba diving sites are close to the capital (time to access less than 1 hour by boat).

Guesthouses are small structures corresponding to the niche of adventure and nature travel. The standards are adventure lodge standards (bush toilets, no electricity, etc.). They usually have a capacity comprised between 2 to 6 beds. They are developed without external financing (except occasional aid) and can survive even with low occupancy rate as they do not borrow funds from banks and keep their costs very low. Some of them have no established product: description, price list, brochure, etc... Owners have little training in business and management. Marketing initiatives realized by the government for the development of rural tourism are reduced. All the guesthouses studied belong to a local family or to the community. No foreign or domestic investment was identified. The land tenure system (custom land unregistered) creates an investment disincentive due to the insecurity of land tenure. Statistics about occupancy rates are scarce. Some statistics from 1998 (Vanuatu Tourism Office) indicate that average occupancy rate for rural tourism varies from 3% to 18%. This occupancy rate is very far from usual breakeven point of 40% for rural tourism in other countries (King Sturge, 2001) and reflects the low level of initial investment and operational costs. The majority is managed privately but some are owned and managed by the community.

Scientific tourism represents the visits from researchers, NGOs members or other professionals. It takes usually the form of payment for sporadic visits in food and accommodation. Some of the visits imply long-term residence in a village.

The main attractions of Vanuatu rural tourism (VTO pers. Comm..) consist of : (i) nature (volcanoes, sites of natural beauty such as volcanoes, cascades, forests, beaches, coral reef and sites with specific attributes: turtle spawning places, fish biodiversity, emblematic species presence...) (ii) culture: the different lifestyles and languages constitute one important asset for tourism (iii) adventure: bushwalking, treks, discovery of custom sites, dancing grounds, volcanoes, scuba diving, etc. These attractions are the reason why travellers choose the rural tourism, since the accommodation and catering standard are generally well below the international standard. Efate is the most visited island in Vanuatu and has a mountainous centre, some good beaches and is surrounded by several small islands. Efate does not have the original custom and culture found in the outer islands but it has the advantage of its international airport and relatively good transport infrastructure. A study revealed that international and domestic (non-affinity tourism) visitors coming to the North Efate zone were around 8 000 in 2007. This number is expected to increase

after the improvement of the main road and access to all the villages in the study zone. This huge public work through the Millennium Challenge Account was completed in mid 2010 and effects were therefore not visible in our research.

Ecological habitats

Data extracted from the Millennium Coral Reef Mapping Project show that the dominant reef geomorphologic type is the ocean and the intra-seas exposed fringing reef (classes 222 and 230 respectively) (Andréfouët et al., 2005)

C.2.2.3 MPA ecological impacts

We present the results of a benthic monitoring campaign, a target fish population’s census and an herbivore algal assay comparing sites with and without MPA conducted in the to should give us some ideas of the ecological impacts of small size MPAs (Bonito et al., 2012). In the same way, an assessment of catch per unit effort (as a proxy for fish abundance), fish biomass per unit effort and percentage of potentially reproductive fish was compared to adjacent fished areas (Clements et al., 2012). Both studies have shown clear evidence of the ecological impacts of MPAs on habitats and fish populations inside the boundaries of the MPA.

The main results found are:

Impacts on habitats:

MPAs have 4-8 times the amount of hard coral cover than fished sites with hard coral covering 20-40% of the benthos in MPAs compared to 4-14% at fished sites. Also, MPAs had little to no macro-algae, while macro-algae dominated fished and taboo areas covering up to 87% of the hard bottom in some locations

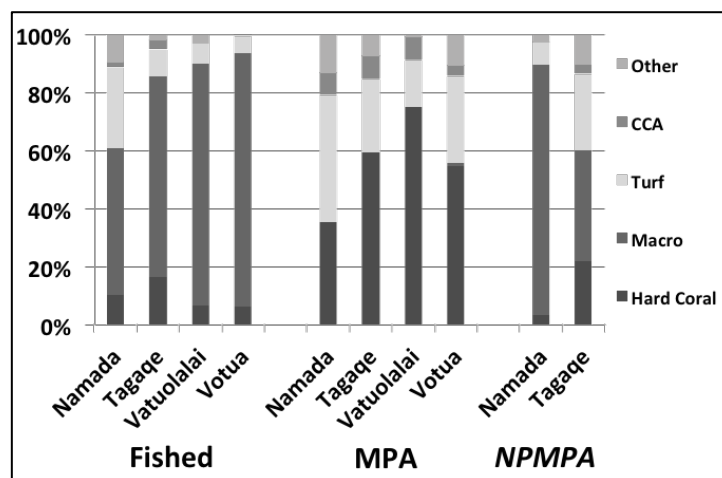


Figure C-3: Mean Hard Bottom Composition by Protection Status, Site and Zone (NPMPA stands for Non-permanent Marine protected area and CCA for crustose coralline algae). Extracted from (Bonito et al., 2012)

Impacts on fish:

The highest abundance of target fishes were recorded in MPAs, though some fished sites recorded total abundance that was not significantly different from MPA sites. This trend held true among all families of target fishes except Siganids, which were found most abundantly in the fished sites. All families of fish showed very clear trends of having larger-sized individuals in the MPAs, with fish above 30cm in length being found exclusively in the MPAs. The total fish biomass recorded in the outer zone of MPAs was found significantly greater in the MPAs than fished or taboo areas (MPAs had 300-500% more fish biomass as was recorded in fished areas). In the same way, MPAs exhibited significantly greater catch and biomass per unit effort, epinephelid biomass, and percentage of reproductive-size fish than paired, adjacent fished areas.

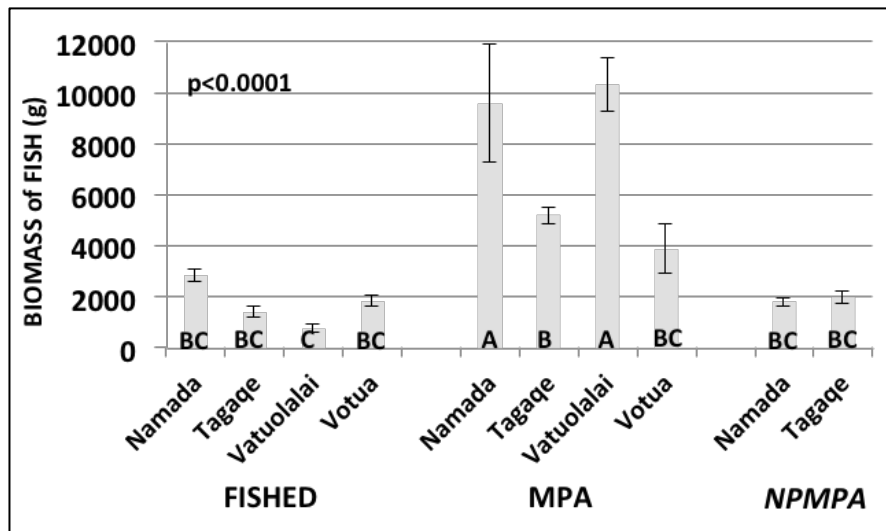


Figure C-4: Mean Biomass of Target Fishes by Site, Protection Status and Zone.

NP MPA stands for Non-permanent marine protected area. Extracted from (Bonito et al., 2012)

(A – Middle Zone, B – Outer Zone). P-values reflect the results of one-way ANOVAs; Error bars illustrate standard error; Letters show differences detected by Tukey Kramer HSD post-hoc tests; N=8 for MPA and Fished sites and N=6 for non-permanent sites in each zone. Extracted from Bonito et al. (2012)

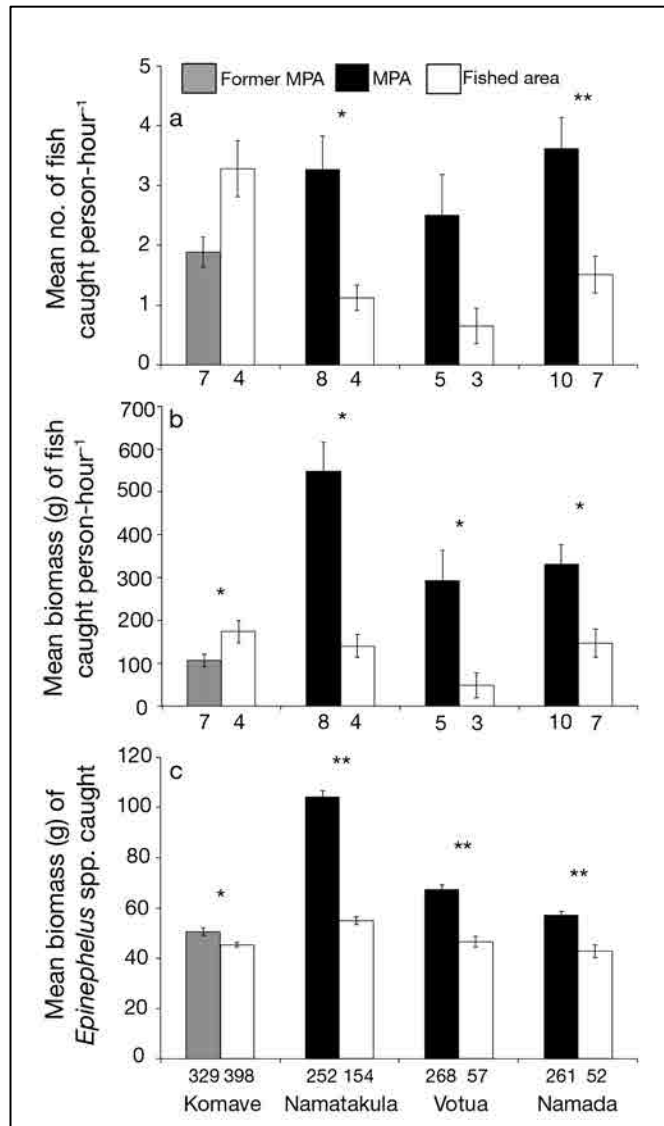


Figure C-5: Mean (a) CPUE, (b) BPUE, and (c) biomass of individual *Epinephelus* spp. \pm SE.

Asterisks indicate significant differences for pair-wise Wilcoxon rank-sum tests (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$). Numbers below the bars indicate number of sampling days (a & b) and number of fish sampled (c); CPUE: catch per unit effort; BPUE: biomass per unit effort. Extracted from Clements et al. (2012)

Impacts on herbivore fish:

Herbivore assays conducted in 2010 and 2011 clearly show that herbivore on the five common species of brown algae used in the assays was significantly greater in the MPAs than in the fished areas with more than 80% of the algae being consumed at some MPA sites while little to no algae were consumed at the fished sites

Impacts on invertebrates

Results indicate that there are two species that clearly dominate the harvest: *Tripterygion gratilla* (common name: cake urchin) is the most harvested species (35% of households consider this to be their most frequently harvested product from the *iqoliqoli*) and the second-most is *Lethrinus harak*

(Blackspot emperor). Between 2004 and 2005 there was over an eight-fold increase in *T. gratilla* abundance in the open harvest area¹⁰ of the Navakavu iqoliqoli (Navakavu LMMA Site Report, 2005). Urchin abundance has been linked to increased macro-algae cover (Dumas et al., 2007).

C.2.3 Validation of control sites

The control-impact approach is proposed by several authors (Balmford et al., 2008; Underwood, 1994) as a way to solve the difficulty of separating and identifying MPA effects from site or context effects.

Two villages acting as control sites have been chosen to be compared with the selected MPA villages. Ideally they had to be similar with the MPA sites on ecological attributes, fishing effort, tourism and socio-economic context to make possible comparison among the sites and identify the MPA effects. Specific methods have been employed to validate the degree of similarity.

C.2.3.1 Ecological attributes

For ecological attributes, a first categorization of the marine habitats has been made following the geomorphologic classification proposed by the Millennium Coral Reef Mapping Project (Andréfouët et al., 2005). More precise attributes of habitats were collected with the Medium Scale Approach (Clua, 2006), which is designed for commercial fishery ecological assessment. It is based on a semi-quantitative description of 20 quadrats of 25 m² (500 m² in total) for assessing habitat–fish assemblage of certain stocks of commercial reef fish. Sixteen substrate components, totalling 100% coverage, were recorded if present. Each component was quickly estimated using a semi-quantitative scale (SQS): 0 (0%), 1 (1–10%), 2 (11–30%), 3 (31–50%), 4 (51–75%) and 5 (76–100%). Transects were surveyed by an experienced diver and 3 transects were made in each village (MPA border and 500 m) covering 1.500m² (~0,1% of fishing ground). Due to time constraints, the MSA transects were conducted only in Emua, Piliura (MPA sites) and in Saama and Nekapa (control sites). Exact locations are given in Figure C-2.

As described in the next table, the variances on the substrate components with high influence on commercial fish presence (red colour) are relatively small. The latter confirms the ecological similarity among the MPA and control sites in the aim to compare their fishing productivity (Clua. Pers. Comm.) .

Substrates	Emua	Nekapa	Piliura	Saama	Total	Average	SD	SD importance
Sand	1,0	0,5	2,3	1,0	1,5	1,2	0,6	++
Dead_Coral_debris	0,2	0,0	0,8	0,4	0,5	0,4	0,3	++++
Small_Boulders	0,0	0,5	0,0	0,6	0,2	0,3	0,2	+++
Larg_Boulders	0,0	1,5	0,1	0,0	0,4	0,4	0,6	++
Eroded_Coral	2,4	2,6	1,7	1,8	2,0	2,1	0,3	+
Old_Coral	2,1	0,1	0,6	2,1	1,0	1,2	0,8	++
Live_Coral	1,4	1,2	1,4	1,2	1,3	1,3	0,1	+
Habitability	2,3	2,0	1,4	2,1	1,8	1,9	0,3	+

Table C-4: MSA analysis for MPA sites (Emua, Piliura) and control sites (Nekapa, Saama).

Substrates components influencing fish presence are segmented in three colours: white (light influence), light and dark grey (High influence)

C.2.3.2 Fishing effort attributes

A synthetic index has been developed to compare the fishery effort potential between MPA sites and the control sites. The index is a score based on several characteristics of fishing effort standardized per km² of fishing ground for each village.

Fishing effort index		Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifiu	Nekapa	Saama
number nets (25 m)/ km ²	number.km ⁻²	15,0	7,4	2,4	1,5	2,1	7,5	14,4
number dugout canoe	number.km ⁻²	2,0	1,9	1,6	6,0	4,2	2,5	3,3
number spear guns	number.km ⁻²	7,8	4,6	1,6	7,5	14,6	0,8	7,8
number icekeys (25 kgs)	number.km ⁻²	3,3	4,6	0,8	6,0	4,2	2,5	4,4
number regular fishermen	number.km ⁻²	3,9	4,6	1,6	9,0	8,3	5,8	4,4

Table C-5: Fishing effort index based on selected criteria

The number of operative gillnets and spear guns, the number of cold storage devices (ice keys), the number of dugout canoe and the number of “regular” fishermen (regular defined as fishing at least 2 times every week) were analysed. A score from 1 to 5 was given to each characteristics as well as a specific weight to reflect the importance of each factor in the fishing potential pressure. The number of regular fishermen was given a weight of 30% of the total, operative gill nets and speargun 25% and number of canoes and ice keys at 10% each (Vanuatu Fishery Department, pers. Comm.). Data has been collected through focus group with most of the fishermen in each of the villages, and discussions based on semi-opened questionnaires. Results (Table C-5) were completed with direct observations.

C.2.3.3 Socio-economic attributes

As described in Table C-2, the control sites present similarities in terms of demographics, areas and some indicators of consumer goods. A more detailed comparison has been made through household expense surveys. As the results of the HIES (Household Income and Expense Survey) undertaken by the statistics office of Vanuatu in 2006 were only available at a provincial level, a specific survey was conducted in two of the villages during 3 weeks. The survey was similar to the HIES but with a focus on expenses only to determine monetary and non-monetary needs of the households. The objective was to have some comparative base with the HIES 2006 consolidated results.

A sample of households (n=12) was selected in Nekapa and Unakap (25% approx. of the total households). The survey is based on a logbook of daily expenses filled by the households during 3 weeks. The logbook was in the Bislama language. A visit every 2 days during the first week was made to each household to ensure a good comprehension of the logbook. The households were selected through random walking. A more detailed description of the method used is given in the HIES 2006 final report (Vanuatu National Statistics Office 2008b). Extrapolations of results give us the value of monetary and non-monetary expenses of the village.

In the same way as for MPA sites, control sites have had to fulfil some common factors with the success key factors identified for community-based MPA (Pollnac and Crawford, 2000). The common factors met by the selected control sites are: (i) population size and village area relatively small, (ii) visible level of community participation in decision-making. As for MPA sites, the other success key factors: perception of a crisis in fish abundance, successful alternative income projects, inputs from the municipal government were not observed in the selected sites.

For tourism, MPA villages and non-MPA villages are contrasted. The control sites have none or little tourism activities related to marine ecosystems. Saama has developed a different market niche with the cultural tourism whereas Nekapa has only accidental tourism visits. Nonetheless all villages are in a geographical perimeter with similar tourism context characteristics. External variables such as transport, distance from airport and accessibility are similar. Other factors such as business skill levels and facilities (e.g. access to water and electricity) are also very similar (pers. observation.).

	<i>Unakap</i>	<i>Nekapa (Control)</i>
Monthly average household expenses (monetary and non monetary) (Euros)	388	438
Monthly average non monetary incomes (% total expenses)	40%	36%

Table C-6: Household Expenses surveys (description in the text)

C.2.3.4 Other considerations about control sites

The control sites have been chosen also with the minimum potential spillover effects from other neighbouring MPAs. They are upstream from MPA sites diminishing potential for export of larvae or biomass from MPAs (main current is NW).

Control sites were chosen initially as sites only without MPAs but they resulted to be also sites without any management rules on finfish and with very few rules on invertebrates. It is therefore reasonable to consider that these sites act not only as control site for MPA evaluation but also for MMA comparison.

A special attention has been given to understand the reasons why the control sites do not have MPA. Even if difficult to fully repertoriate all the factors, historic land dispute and chief or family clans' conflicts were observed as the main reasons. This situation does not seem to have an influence in the validity of the sites to act as control sites for comparison purposes.

C.2.4 Selected ES impacted by MPA

Six primary ES categories were chosen for analysis (Angulo-Valdes and Hatcher, 2010): (i) subsistence proteins (ES1) and commercial reef fishing (ES2) (ii) tourism (scuba diving, recreational boating, snorkelling tours, charters, etc.) and associated activities (accommodation, food, etc.) (ES3), (iii) wave protection services (ES4), (iv) non-local non-use values of the ecosystems (ES5) and (v) social capital effects, defined as the ability to attract external assistance (ES6).

The underlying ecological processes implicated in the production of these impacts are identified in many works (Gell and Roberts., 2003; Halpern, 2003; Polunin, 2002; Roberts and Hawkins, 2000) and presented in Figure C-1. The next table presents in detail the selection of the economic impacts that will be valued. A distinction is made between ecological and governance processes (Leisher et al., 2007; Mangos and Rojat, 2008). Some of the ecological processes take place inside the MPA zone such as effects on biodiversity indicators, on the live coral reef coverage or on the presence of emblematic species. Others are outside the MPA: the spill over of fish and invertebrates biomass, the export of larvae or the reproduction enhancement.

Ecosystem service		Valuation method	MPA contributing factor	Spatial perimeter
Subsistence and commercial fishing	ES 1 and ES 2	Producer surplus	MPA impact on fishing productivity	Spillover and larval dispersion zone
Tourism and associated expenses	ES 3	Producer surplus	MPA role on tourist visit motivation	MPA
Coastal protection	ES 4	Avoided damage costs	MPA impact on habitat protection	MPA coastline
Bequest value	ES 5	Transfer benefit	MPA impact on ecosystem health	MPA
Social capital	ES 6	Direct expenditures	Proportion of grants linked to the MPA	MPA

Table C-7: Description of the 6 main selected ES and MPA impacts involved in the study (Details in the text)

C.2.5 Spatial perimeter of analysis

The definition of the spatial perimeter of MPA impacts must take in account (i) the spillover and larval dispersal effects of MPA, (ii) the area where the uses take place such as the fishing grounds or the diving sites and, (iii) the residence of the stakeholders such as fishermen or tourism businesses.

The task of identifying the fishing grounds is made easy in Vanuatu due to the customary tenure of every fishing grounds which belongs to the communities (Hickey, 2008). Only fishers belonging to the same community or authorized fishermen can have access to the fishing ground. This situation limits the spatial scope of uses and users. Nonetheless the spatial distribution of the MPA ecological processes such as spill over or larval export is more complex. The spatial distributions of the spillover effect have been estimated upon present knowledge about species home range and

migration patterns. Many of the commercially valuable fish species harvested within the sites (*Scaridae sp.*, *Acanthuridae sp.*, etc.) have small home ranges (e.g., on the scale of hectares to kilometres) (Kramer and Chapman, 1997). Following the conclusions of different authors (Halpern, 2003; Jennings et al., 2001; McClanaham and Graham, 2005; Russ and Alcala, 1998) and given the small size of the studied MPAs (less than 50 ha), it was assumed that the potential spill over area would cover maximum 1 km on either side of the MPA when habitat was continuous. This spatial effect applies for the main local commercial reef fish species (*Scaridae sp.*, *Acanthuridae sp.* and *Siganidae sp.*). For invertebrates a spill over area of 500 m was assumed for trochus (*Trochus sp.*) (Tawake and Aalbersberg, 2002). Therefore, considering the size of the fishing grounds of the villages, it is found that most of the potential spillover effects from MPA benefit mainly the village with the MPA.

When considering larval export, more uncertainties and knowledge gaps exist. Many authors (García Charton et al., 2000; Hilborn et al., 2002; Planes et al., 2000) have shown the unpredictability and variability of recruitment patterns. They identify hydrology and current patterns, the inter- and intra-species differences in larvae behaviours, the habitat features and the distribution of adults as main influencing factors in larval export. Many, if not all, of these factors are unknown or impossible to collect in the study sites with the available resources. To fix a spatial range of larval export would be totally unfunded and the larval export effect from MPA has not been studied.

Regarding effects on pelagic and deep-sea fisheries it was chosen not to include them in the valuation. MPA has very little effect on the benthic species of the continental shelf and offshore pelagic species. The only demonstrated effects would be the trophic exchange through export of reef fish species larvae from MPA. These reef fish species larvae form part of the diet of some non-coastal fish species. However, studies analysing stomach contents show that the contribution is relatively low (between 5-10% of the total diet) (Allain et al., 2012)

For tourism impacts, it was determined that additionally to activities taking place in the selected villages, all tourism activities and facilities within a 15 minutes walk perimeter from the MPA should be surveyed for potential MPA benefits.

C.2.6 Valuation methods

C.2.6.1 Quantification and valuation

The valuation of the impacts is based on a two-step bio-economic approach. The first step covers the quantification of the MPA benefits (e.g. volume of extracted biomass). The second step is the economic valuation per se to calculate the monetary value of the impacts. The valuation is focused on the financial value of the impacts.

C.2.6.2 Financial value

The financial value is formed by the added value (or producer surplus) and a multiplier effect of this added value and is recommended for its similarity with GDP calculations (Beukering et al., 2006). The added value can be defined as the value of benefits and salaries created by an economic agent (people, companies, organizations and public institutions) and are obtained by deduction of the intermediate goods (all goods and services purchased) from the gross output (quantity produced and sold). The multiplier is the sum of the indirect and induced impacts of the activity (Pagiola, 2004b)

C.2.6.3 Data collection approaches for quantitative valuations

Data collection has implied several techniques: interviews and questionnaires, focus group, experimental fishery, fishing logbooks and monitoring. As revealed by several authors (Caddy, 2000; Pickering et al., 2003), MPA impacts on fishery are usually small and their identification require precise data. Preference was given to collect data through field observations and experiments instead of surveys when the objective was to get quantitative data (e.g. fishery). Several studies have shown the limitations of interviews with villagers or fishermen in the Pacific context to quantify precisely fishing efforts, catches or visitors (Aswani and Hamilton, 2004; Hubert, 2009). In the villages, the fishing activities are informal, highly variable in effort and run without any accountancy by an important number of households. Respondents do not have the data in memory or enough motivation to answer in a reliable way (Johannes and Hickey, 2004; Kuster et al., 2006). Additionally, some cultural differences exist between the Western approach educated to quantify things as precisely as possible and the Melanesian approach where precise quantification is only secondary (Bensa and Freyss, 1994). As far as possible and as described later, methods not based on interviews were used to collect quantitative data about fishing effort, catches or number of tourist visitors.

C.2.6.4 Valuation methods adapted to subsistence and customary economy

The present analysis has taken into account that individuals living in the community may make different resource allocation decisions from those they may make when acting in their own interests. The basic statements of neo-classical economy based on Pareto efficiency do not apply integrally in this context and must be adapted (Cinner et al., 2007; Flores, 2002; The World Bank, 2000). The life in community implies the existence of many links between people and a constant inter-connection with the other households. Many services and goods are given without direct and rapid compensation among families or with the community. For example, it is usual that a day of the week is dedicated to some work decided by the village council and that will benefit the community or a family without any kind of retribution (except from receiving in the future the same kind of assistance from the community or from using the community goods). In the same way, un-reattributed help and exchange of services are very common (Johannes, 2002). Another feature are customary obligations to kin and reciprocity of exchange in material possessions or cash, whereby the measure of a person is not by how much they own, but rather by how much they can give (Bensa and Freyss, 1994). These aspects are reflected in the choice of consolidating results at the village level instead of individual end-users level such as fishermen or tourism business-owners. For the same reasons, it was not possible to realize a Lorenz curve analysis on the distribution of benefits.

C.2.7 MPA impacts on fishery productivity (or spillover effect)

C.2.7.1 Experimental fishery and logbooks

The Catch Per Unit of Effort (CPUE) (e.g. kg of fish captured per hour of a standard fishing effort) has been chosen as indicator of fish productivity. CPUEs have been collected and differentiated by gears in order to cope with the complexity of multi-métier and multi-species fishery. CPUEs for gillnets and spear fishing are collected in MPA and control sites. Experimental fishing is used for gillnet métiers and fishing logbooks for spear fishing.

Experimental fishing is useful in MPA's evaluation to test expected gradients of abundance in time and space e.g. (Rakitin and Kramer., 1996) ideally using a BACI (Before-after, Control-impact) design (Underwood, 1994). The experimental fishing consists of a program of standardized fishing effort repeated in selected locations at selected moments. The fishing experiment consist of a 1 hour fishing time with a group of 4 experimented fishermen maximum, 2 monofilament nets of 25 m each with a diagonal mesh of $\frac{3}{4}$ inch and 1,8 m height. This gear corresponds to the most common and accessible fishing gillnet in North Efate. The 1 hour-time duration starts when the nets are first setup in the water. Nets can change place 2 or 3 times during this experiment. As recommended by several studies (Sánchez Lizaso and Goñi, 2000), a preference has been given to make more replicates in time than in different places due to the high variability of catches over time. 2 locations in each site were chosen. In MPA village, the first one is close to the MPA border and the other is ~500m away from it (Figure C-2). Site selection came from discussion with fishermen. 56 experiments (45 hours) were realized from June to November during the dry season corresponding to 14 replicas per site. A total of 276 kg of fish have been scaled and weighted. As far as possible experiments were intended to be made in MPA and control sites on the same day or in the same tide cycle. Different moon and tide cycles have been tested after discussions with fishermen. The presence of the same experimented fishermen has been pursued to reduce the human skill effect. Data are collected at a species level for selected families. Weight per species is measured with a spring balance and specimens are counted by length class (2 cm FL (Fork Length)).

For spear gun, the situation is different. The know-how and personal skills of the fisherman are very important in the output of the fishery. As it was not possible to have the same level of fishing effort in MPA and control site, the results of the repeated experiments would not have been comparable. The logbook method is then employed to monitor the fishing catches and efforts (Hubert, 2009). It consists of logbooks filled by fishermen containing the details of their fishing trip. Data about duration, place and catches are collected. The place corresponds to a simplified zoning of the fishing ground to identify distance from MPA. The time (in hours) starts from the first dive. Transport time was not taken into account. The catches are described through local names, number

of fish per group size (FL 2 cm class) and total weight per species. When species detail was not possible catches were grouped by family level. Implicated fishermen are the most active fishermen of the village with recognized experience in spearfishing. From 2 to 4 fishermen in each village have participated in this program. Individual meetings were held with every fisherman to explain the logbooks followed by a weekly visit to motivate participants and collect the data. As far as possible, data reliability was checked with personal observations. Logbooks have been filled irregularly during 4 months (July to October). Data from 96 hours of spearfishing were collected, 80 hours were considered as valid for an average of 20 hours per village.

The data collected from the logbooks and fishing experiments have made possible the calculations of mean CPUEs in kg.h-1 of gillnet and kg.h-1 of spear-gun for every place. CPUEs have been calculated at a species or family level when recognition was not possible.

C.2.7.2 Selected fish families, functional and mobility categories

The selected families for the study are Acanthuridae, Haemulidae, Labridae, Lethrinidae, Serranidae, Siganidae and Scaridae, considered as the main commercial families (Amos, 2007). To facilitate the analysis, 2 groups were realized. The first one is the trophic group with four categories (herbivorous, omnivorous, planktivorous, and carnivorous). The other group is the mobility one with four mobility categories based on mobility patterns and home-range sizes: M1, migratory species or highly mobile species with schooling behaviour; M2, demersal species with wide horizontal displacements (e.g. *Scaridae sp.* and *Acanthuridae sp.*); M3, demersal, relatively sedentary species that live in close association with the habitat substratum, such as *Serranidae sp.* ; and M4, site-attached species with very small home ranges showing a territorial behaviour. This mobility classification is an adaptation of the categories originally distinguished by several authors (Cote et al., 2001; Eristhee and Oxenford, 2001; Guenette and Pitcher, 1999; Harmelin, 1987; Rowley, 1994; Russ and Alcalá, 1996; Smith and Wilen, 2003).

C.2.7.3 Context data

One of the main difficulties of MPA evaluation is to identify what effects are due to the existence of the MPA or due to the socio-ecological context. In other terms, many factors from the environment can explain difference in CPUEs when comparing MPA to control sites. Different habitat characteristics, distinctive fish populations and unequal fishing effort are some of the factors to take in account when comparing fishing productivity (Labrosse et al., 2000). As described

previously in the “control site validation” part, data have been collected about ecological habitat characteristics through MSA transects and a fishing effort index have been developed.

Additionally, fish populations were surveyed with underwater visual census (UVC). The stationary point method was chosen (Labrosse et al., 2002) where the observer counts fish from a determined point while slowly turning in a circle. The variable distance counting method was used to maximize sampling coverage. Maximum area surveyed was depending on water visibility. Length (FL) data at a species level were collected for the selected families. Census surveys (n=48) were made during 6 months (June to November). UVC occur before fishing experiments to avoid human interferences. UVC locations were closed to the fishery experiments. An additional survey inside MPA was realized in the MPA villages. To eliminate the observer bias, the same observer realized the UVC campaign. Species richness (i.e. the number of species) and abundance (number of fish) are estimated. The density (the number of fish per m²) is calculated with the following formula:

$$D = \sum n_i / \Pi r^2$$

where n_i: number of fish seen

r: radius for observation.

C.2.7.4 Statistical analysis

To explore the distribution of CPUEs per species and its relationship with the existence of the MPA and environmental variables we performed a direct gradient analysis (redundancy analysis: RDA and partial RDA) on data using the ordination program CANOCO for Windows version 4.0. The RDA introduces a series of explanatory (marine reserve existence and environmental) variables and resembles the model of multivariate multiple regression, allowing us to determine what linear combinations of these variables determine the gradients. As described in Legendre et al (Legendre and Anderson, 1999) RDA has normally been used in ecology for ordination.

The data matrix included three groups of explanatory variables of which two correspond to environmental variables. The first ones cover the “reserve” variables including MMA existence (binary) and distance from MMA bordure (semi-quantitative). The second one include “temporality” ones covering the moon cycle (qualitative), the tide (qualitative) and the third one describe the habitat variables. The habitat is formed by three variables (all quantitative) coming from the MSA transects. These habitat variables covered (i) the depth, (ii) coral reef description (branched corals, other corals, debris and encrusting corals) and (iii) substrate category (Sand, Dead Coral debris, Small Boulders, Large Boulders, Erodes Coral, Old Coral, Live Coral, Soft Coral,

Sponges, Macro Algae. Please refer to Table C-4 for results of MSA transects in the selected sites and to Clua et al. (Clua et al., 2006) for MSA transect methodology description.

We pooled data from all taxa into fish groups to facilitate the large-scale analysis. 5 fish families were grouped: Acanthuridae (Ac), Labridae (La), Lethrinidae (Le), Scaridae (Sc) and Siganidae (Si).

The same analysis was applied to abundances by size class instead of CPUEs to determine their relationships with the three groups of explanatory variables.

C.2.8 Economic valuation of impacts on subsistence fishery (ES 1)

C.2.8.1 Definition

The subsistence fishery corresponds to the non-commercial fishery where all catches are auto consumed, given or exchanged but no monetary transaction takes place. This definition applies also to the recreational fishery but it was non-existent in the studied sites. The fishery ceremonies for specific events or celebrations form part of the subsistence fishery. Even if monetary transaction may occur, fish sold in the village during fund raising activities have been included in this category due to their low price of fish (less than 10% of the normal commercial price).

C.2.8.2 Formula

The financial values of the impacts of MPAs on subsistence fishery are calculated through (i) quantification of the effects of MPAs in terms of catches (kg.y^{-1}) and, (ii) its economic valuation. The quantification is based on determining the CPUEs, the fishing effort and the effect of MPA on CPUES.

The effects on the catches due to MPA (A_{ie}) per fishing métier (i = gillnet or spearfishing) and per fish and invertebrate family (e) are deduced from the following formula:

$$A_{ie} = (\sum_{ie} f_i * cpue_i * m_i)$$

With:

f_i : Fishing effort per fishing métier in hours of activity

$cpue_i$: catch per unit of effort per fishing métier (i)

m_i : CPUE differential (%) attributable to MPA per fishing métier (i)

The valuation of the MPA impacts on added value ($VA_{f\ mpa}$) is based on :

$$VA_{f\ mpa} = ((A_{ie} * s * Pr_e * p) - \sum_i CI_i) * b$$

With:

s: proportion of catches for subsistence fishery.

Pr_e : Protein equivalent content per family

p = Price of basic replacement protein (euro/g)

CI_i : Intermediary costs per fishing métiers (i)

b: Weight factor to correct resource dependency

C.2.8.3 Data collection methods

Several methods are applied in the collection of fishery effort data (i) logbooks auto-filled by fishermen to determine fishing effort (ii) regular interviews with fishermen (selected individuals or with group every week) to complete the previous data and, (iii) regular monitoring of fish commercialization (with transporters).

The methods applied to determine effects of MPAs on CPUEs have been described before.

C.2.8.4 Fishing effort

Fishing effort (f_i) per métier was estimated through weekly semi-structured questionnaires with a sample of the most active fishermen during 6 months (June to November) and completed by direct observations. The sample comes from the most active fishermen and was updated regularly to reflect the variability of the subsistence fishing (Hickey, 2008). The surveys used only short memory to improve the reliability of answers and had a very reduced number of questions. The number, the approximate duration of their fishing trips during the last 6 days (no fishing on Sunday) for gillnet and spear fishing and the destination of their catches (sold or consumed) were asked. Data from the logbooks (described before) have completed the estimates for spear fishing. Effort for gillnet was estimated as the number of hours (h) during which nets are setup (50 m long nets). The number of hours (h) of permanency in the water per spear gun was used as a measure of the effort.

An additional regular monitoring of commercialized fish landings has been set up during 2 months with transport professionals carrying fish to be sold or given in the capital to check the validity of the observed data.

C.2.8.5 Annual catches estimates

The estimates of annual catches are the product of the fishing effort per métier (e.g. number of hours p.a. of net fishing) by the average CPUEs (e.g. average fish catch in kg.h⁻¹ with net). Catches for reef fish are estimated for every village during the study-sampling period. Variability of CPUEs estimated through their variance has been taken into account in presenting minimum and maximum values of annual catches.

Additionally the fishing catches during the temporary opening of the MPA for some special event have been taken into account in the valuation when it was possible to be present.

C.2.8.6 Protein conversion

The monetary valuation for subsistence fishing catches was realized in two steps. First the protein equivalent of catches for the most representative species of fish was estimated. The database developed by Ramseyer (Ramseyer, 2000) was used to convert the catch of fish in protein weight. The weight of the catch of the principal families is converted into protein weight (Pr_e), which is then transformed into the equivalent weight of a basic food. Canned tuna (in oil) was chosen as a very common and affordable product. The Vanuatu Statistics Office uses its market price as a reference in regular macroeconomic indicators. The price was relatively stable during the observed period and converted in Euros/g of protein (p).

C.2.8.7 Added value

The intermediary costs (CI_i) associated with the 2 main fishing métiers are estimated through interviews with fishermen. The methods described by several authors (Gillett and Lightfoot, 2001; Kronen, 2003; Kronen, 2007) have been used to take into account all cost categories for the coastal fishery métiers (motorized or not).

C.2.8.8 Correcting factor for subsistence fishery

One of the problems of the economic approach is that it considers substitutable all the benefits withdrawn from subsistence fishing activities. In this case it was chosen to measure the benefit in protein weight leaving aside many aspects of the subsistence fishing. For example the following benefits are not reflected in the valuation: (i) the fishing activity needs low requirement of investment and training (Sprep, 2007), (ii) it can be a factor of social cohesion in villages because it contributes to maintain the women in the villages instead of seeking a cash income outside (Bensa and Freyss, 1994), (iii) for some household the part of the protein obtained from fishing in the total

diet is non-replaceable (Pollnac et al., 2000), (iv) fishing is a stable food source against future uncertainties and a way to spread alimentary risks (Johannes, 2002). To reflect these benefits of the subsistence fishery, a weight-correcting factor (b) of 1.3 is applied on the results of added value (Seidl et al., 2011)

C.2.9 Economic valuation of impacts on commercial fishery (ES 2)

C.2.9.1 Definition

Commercial catches include all captures of fish and invertebrates sold for food or for shells. Food can be sold as fresh or prepared.

C.2.9.2 Formula

The same method than subsistence fishery was applied to calculate the financial value of the impacts of MPAs on commercial fishery. First a quantification of the MPA effects on annual catches was estimated and then economic valuation was applied on this result.

For the valuation, the formula is:

$$VA_{fc\ mpa} = ((A_{ie} * (1-s) * pm) - \sum_i CI_i)$$

With:

Pm : average market price for commercial catches

CI_i : Intermediary goods per fishing métiers and other related businesses (i)

A_{ie}: Fishery catch volume differential due to MPA (same as for subsistence fishery)

s: proportion of catches for subsistence fishery .

C.2.9.3 Fishing effort

The data collection methods are the same ones as for subsistence fishery. No difference exists between both fisheries in the target species or in the métiers except for trochus fishery (*Trochus sp.*), which are collected to be sold for their shells in the capital.

As described before, all the studied villages have setup a temporary ban on trochus. The ban can cover all the fishing ground or be limited to the MPA area. Most of these bans were created as a response to the severe depletion of trochus stocks in the late 90's (Johannes, 2002). In theory, it

was planned to open the bans every 3-4 years and a limited quota of trochus catch would have been given to each household. As both MPA and control village have a ban on trochus it was not possible to compare them and determine the effect of the ban. Following expert opinions, we make the following assumptions that catches of Trochus have been possible only if the ban was present. This comes from the historical experience of stock overfishing when no ban (as well as size control) is present. No opening of ban or trochus collection occurred during our presence. Therefore catches of trochus have been assessed through interviews with fishermen relying on their memory. Consultations with the fishery department experts have been held to complete and validate the data. Data was transformed on an annual base. The contributing factor of trochus ban on trochus catches is assumed to be 100% (m_{ie}).

C.2.9.4 Price

Finfish are sold as fresh fish or used in food preparation as the main prepared dish or as a complement. Commercialized fresh or prepared fish are valued on their market price. This allows covering all the added value generated by reef fishery sector. The price of reef finfish is species independent and does not seem to fluctuate according to criteria of supply or demand. The price for Trochus has been collected with intermediaries.

When used as a complement in prepared food, the commercial value is based on the final consumer price converted with the estimated weight of fish in the preparation.

C.2.9.5 Added value

The commercial circuit for fresh fish is short. The fishermen have 2 options: sell directly to consumers (in the village or in the city) or to an intermediary who will sell in the city. Sales in the city can be made informally in some neighbourhood or through the market place. No direct sales of reef fish have been observed with consumers such as restaurants or fish retailers.

In the studied villages, all the intermediaries belong to the same village as fishermen. The distribution of the fishery benefits per actor is then limited to the village level.

Intermediary costs per fishing métiers are the same ones as for the subsistence fishing. The costs related to commercialization such as ice, transport, market place and labour costs were collected.

C.2.10 Details of method common to both fisheries

C.2.10.1 Annual extrapolations

The data collection took place mainly during the cold and dry period of the year in Vanuatu, from June to November. The extrapolation of observed results to an annual base has needed some corrections. The hot and wet season lasts from November to April and is characterized by higher temperatures. The period has an impact on the fishing effort as fishermen can stay longer in the water or more fishing trips can be made. As described by Amos (2007), fishing activity is often correlated to the agriculture calendar and the wet season corresponds to a weaker crop activity. These 2 potential sources of bias are taken into account in the extrapolations through the application of a factor of 1.3 on the catches from spear gun and 1.2 for gillnets. Factors were deduced from a previous study (Mees and Anderson, 1999) which surveyed a full year of fishing effort for the same gears.

C.2.10.2 Maximum sustainable yield corrector

The obtained catches were aggregated and reported to the fishing grounds area (in $\text{t.y}^{-1}.\text{km}^{-2}$) and compared to a reference of Maximum Sustainable Yield (MSY) value for reef fisheries. The value of $5 \text{ t.y}^{-1}.\text{km}^{-2}$ of reef is proposed as an indicator of sustainability for coral reef fisheries (Mumby and Steneck, 2008) (Armada et al., 2009; Jennings and Polunin, 1995; Munro, 1984; Newton et al., 2007). In case of village with yields over-passing the MSY, only the yields under this level were taken into account. The underlying idea is to limit the valuation of MPA effects to sustainable activities only.

C.2.11 MPA impacts on tourism visit motivations

For each of the following tourism activities, the role of MPA in the visit motivation of tourists has to be assessed (Wielgus et al., 2002). The tourism activities include (i) day tours, (ii) snorkel tours, (iii) scuba diving, (iv) guesthouses, and (v) scientific tourism. The option of comparing MPA sites with control sites was rejected as only one of the control village's had of a day-tour activity. Comparisons were not robust enough to detect the role of MPA in tourism motivations. Direct assessment through different techniques in the MPA sites was chosen.

For the guest houses and the other associated activities not all the expenses should be attributed to the MPA. During their stay in the village, most of the tourists can realize several activities such as trekking, participation in cultural ceremonies, relax on the beach, etc. As described before, several niches of rural tourism exist (e.g. cultural, nature, adventure, leisure, etc.) and the degree in which MPA will serve as an attraction will vary between them. The share of the activities related to marine ecosystem must then be identified. Two methods are used: (i) semi-directed interviews with business owners to define a distribution of activities undertaken by the tourists and, (ii) a tourism Advertising Images Analysis (AIA) to estimate the weight that marine related activities has had in their choice of destination. The AIA is a method based on the fact that tourists take their decision to come to a specific site influenced by previous information received through advertising (Andersson, 2007). The AIA was realized through a counting of the number of images suggesting different activities or ecosystems. The activities categories were: culture and people, terrestrial landscapes or activities, beaches, other leisure activities and underwater landscapes or activities. Then the relative weight of each category is calculated. The relative number of images containing underwater landscapes or activities was used as a proxy of the role of MPA in the tourist destination choice. It takes mainly the form of pictures of healthy colourful reef, emblematic species or activities related to marine environment. Advertising media printed or web pages available to international and domestic tourists were collected. In total 21 media were analysed and 151 images categorized.

The results from interviews and the AIA are used to calculate the contributing factor (c_i) of the MPA for guesthouse and other tourism associated activities. Average, minimum and maximum estimates have been assessed. For these expenses associated to marine activities, it was defined that MPA contributing factor (c_i) would be defined as a proportion of the expenses. The c_i reflects the relative importance of the MPA as a decisive factor in the motivations of tourists to visit the villages. It reflects also the impacts of the MPA on some ecological attributes important for their tourism attractiveness. More precisely these attributes concern the beauty of the sea landscapes and the diversity and abundance of fish. Both are potentially influenced by the MPA (see the corresponding chapter about MPA ecological impacts C.2.2.3). The comparison of MPAs with no

MPA sites, as demonstrated with the described studies, provided evidence of the important role of MPAs for these 2 tourism attractive factors.

For scuba diving clubs, semi-structured interviews (n=3) were conducted with business owners to understand the motivations in their choices of diving in the MPA sites. 2 main groups of attributes were tested: (i) infrastructure attributes such as accessibility or transport costs and, (ii) ecological attributes such as the presence of emblematic species, the coral reef health or the tameness of fish. The respondents made a ranking of attributes. When ecological attributes dominated, a contributing factor of 100% was applied to the added value of dives realized in the MPA. Otherwise the factor was reduced to 50%.

For all MPA entrance fees, the contributing factor is obviously equal to 100%. The same apply to scientific tourism when field of research is related to the MPA.

C.2.12 Economic valuation of impacts on tourism (ES 3)

C.2.12.1 Definition

The tourism activities include (i) day tours, (ii) snorkel tours, (iii) scuba diving, (iv) guesthouses, (v) scientific tourism, and (vi) the other activities associated with the previous activities such as restoration and handicrafts. A description of these activities has been given previously.

C.2.12.2 Method

The approach is relatively straightforward. The added values of each of the activities taking place in the villages are assessed following classical methods (Beukering et al., 2007a; Cesar et al., 2003a). Then, estimates of the role of the MPA in tourism visit motivations are applied to each added value (see previous part). The total MPA impact on tourism is then the sum of the added values obtained.

Additionally, the distribution of the added values among the different actors is determined upon the residence of the business owners (village or national level). For villages, the added values come from MPA entrance fees, day-visit fees, direct expenses in village, local guesthouse and scientific tourism. At a national level, the added value of day visit and scuba diving activities are accounted.

A multiplier effect of the tourism sector is applied on the added value results. It was chosen to apply it only on the added values at national level as very few village tourism businesses have employees or subcontractors. Based on the existing literature (Jin et al., 2003; Pascal, 2010), a multiplier of 1.3 is chosen as the best estimate.

C.2.12.3 Formula

The value of the MPA impacts on tourism (V_{mpa}) follows the formula above:

$$V_{\text{mpa}} = \left(\sum_i VA_i * c_i \right) * m$$

With :

VA_i : added value from the different tourism activities (i= day tours; snorkel tours; scuba diving; guest houses; scientific tourism; other activities)

c_i : contributing factor of the MPA (%) for the different tourism activities (i)

m_i : multiplier of tourism sector

C.2.12.4 Data collection

Data were collected through interviews (n=45) with almost all the tourism professionals implicated in the study zone. Interviews with guesthouses were conducted on a monthly basis during 6 months (June to November) for added value details and occupancy rates estimates. When possible, access to visitor guest books and private accountant books completed the data set for better estimates of quantitative figures. Interviews with other professionals have covered all the diving clubs and most of the tour operators. For all business categories, information about business activity, revenues, cost structure and visitor profiles were collected. Main activities of visitors during their visits were observed.

C.2.12.5 Annual projections

The observations took place during the cold (or dry) season in Vanuatu, from June to November. This period has an impact on tourist flows as the high touristic season takes place during the dry season . For annual projections, a correction factor of 0.9 was applied to the average monthly number of visitors. This factor is based on interviews with professionals and results from tourist exit survey .

C.2.13 Economic valuation of impacts on coastal protection (ES 4)

C.2.13.1 Ecosystem processes

The coral reefs and mangroves are natural barriers to coastal protection. They limit the phenomenon of coastal erosion by absorbing 70-90% of the energy waves (Kench and Brander, 2009) and lessen the damage in case of severe weather events (hurricanes, tropical storms, ...) (UNEP-WCMC, 2006).

Storm systems such as tropical cyclones and mid-latitude storms and their associated cold fronts are the main cause of storm surges. Storm surges can interact with other ocean processes such as tides and waves to further increase coastal sea levels and flooding. A storm surge will have maximum impact if it coincides with high tide. Breaking waves at the coast can also produce an increase in coastal sea levels, known as wave setup. Storm surges occurring on higher mean sea levels will enable inundation and damaging waves to penetrate further inland. This would increase flooding, erosion and damage to built infrastructure and natural ecosystems.

The shape of the sea floor and the proximity to bays, headlands and islands also affect the storm surge height. Wide and gently sloping continental shelves amplify the storm surge, and bays and channels can funnel and increase the storm surge height.

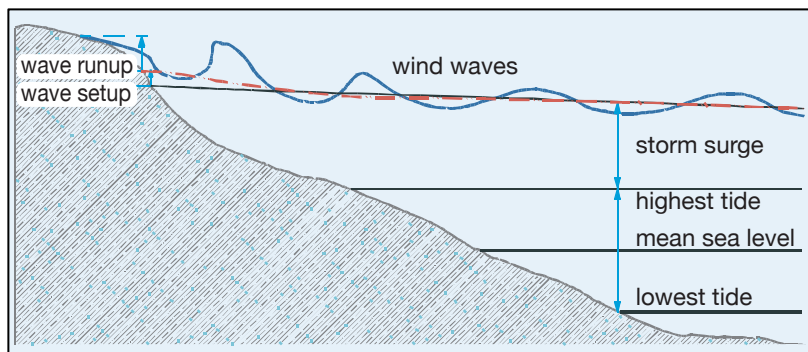


Figure C-6: Storm surges occurring on higher mean sea levels.

They will enable inundation and damaging waves to penetrate further inland increasing flooding, erosion and damage to built infrastructure and natural ecosystems (extracted from (CSIRO and Australian Bureau of Meteorology, 2007)

The climate change effect of rising mean sea levels will be felt most profoundly during extreme storm conditions.

Coral reefs and mangroves create "inevitably" protection against waves forming barriers along the costal line. Similarly, lagoon areas protected by barrier reefs are generally quiet areas that promote the multiple uses described previously. Several studies (Brander et al., 2004; Kench and

Brander, 2009; Lugo-Fernandez et al., 1998) show that the reefs act similarly to waves breakers or shallow coast. They impose strong constraints on the swell of the ocean resulting in transformations on wave characteristics and a rapid attenuation of wave energy. The waves formed by the wind have a large part of their energy in the surface. The fringing reef and the reef crest can absorb a large part of this force, sometimes up to 90% at low tide (Lugo-Fernandez et al., 1998). The following figures show different results for the reefs of the Caribbean. There is a high variability depending on the type of reef, the depth and the waves (Kench and Brander, 2009). In addition, the role of coral reefs and mangroves in coastal protection is difficult to isolate from other variables. In fact, a combination of factors comes into the process. The main ones are: (i) bathymetry (ii) geomorphology (iii) topography and (iv) the biological cover (Burke, 2004). Few studies have focused on isolating the contributory role of the reef in this combination of factors (Barbier et al., 2008).

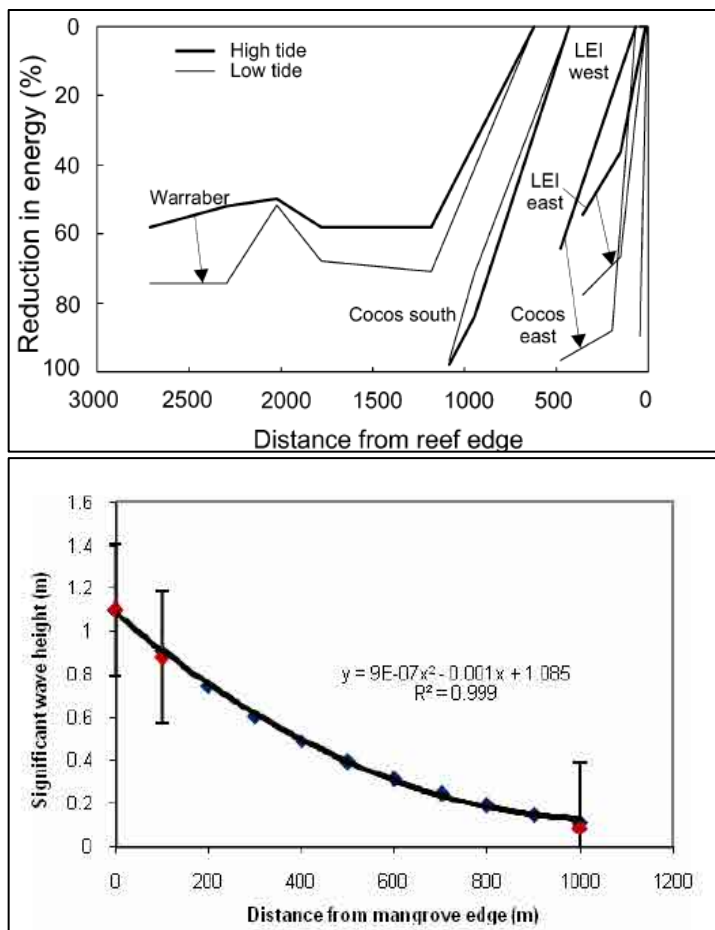


Figure C-7 : (Above) Reef as wave energy absorber (Extracted from Kench et Brander (2009))

(below) Effects of mangroves on wave height (extracted from Barbier et al. (2008))

In the same way, an analysis by Barbier et al. (2008) found that the relationship between reef area and this absorption process is nonlinear. This adds an additional complexity in the evaluation of this ecosystem service. To illustrate the non-linearity effects, the same analysis on the effect of

mangroves on the wave height shows that waves of 1.1 m in the sea are reduced to 0.91 m along the mangrove forest if the forest has an extension of 100 m. The wave continues to decline, albeit at a slower rate, for each additional 100 m of mangroves inland. For a forest extending 1000 m inland, the waves would be reduced to a negligible 0.12 m).

Seagrasses, composed of four major families of plants (Zosteraceae, Posidoniaceae, and Cymodoceaceae, Hydrocharitaceae), play a major role in coastal areas they colonize, forming extensive meadows, more or less diversified and expanded. Their presence is an important factor in the stability of sedimentary substrates they colonize. The leaves of these plants slow currents by increasing the viscosity of water and they decrease the energy dissipated by the waves (up to - 40% of erosive energy when seagrasses are dense (Barbier et al., 2011). They also contribute to increase the sedimentation rates (Pearson, 2001). The roots and rhizomes fix the material in which they grow. As such, seagrass effectively contributes to the protection against mechanical waves and limit coastal erosion.

A study by Das and Vincent (Das and Vincent, 2009) assesses the storm protection role of mangroves, based on data on human casualties, damages to houses and livestock losses suffered in the Kendrapada district in Orissa state during the super cyclone of October 1999. The analysis incorporates meteorological, geo-physical and socio-economic factors to separate out the impact of mangrove vegetation on cyclone damage. The results indicate that the mangroves significantly reduced human death and seemed more effective in saving lives (both human as well as animals) than in reducing damage to static property (Vishwanathan et al., 2004). Factors like land elevation, immovable asset holdings, etc, too, had decisive effects on human casualties in the storm surge affected areas. Further analysis by Das (2009) on the storm protection role of mangroves revealed that if the mangrove cover had remained at the level that it had been in the 1950s, the area would not have suffered any fully collapsed houses at all. The study suggests that mangrove forests provided protection benefits to houses to the extent of USD 23 233 per km width of forests.

Barbier (Barbier, 2007) through a count data model⁹ based on EM-DAT (2005) data showed that a change in mangrove area had a significant influence on the incidence of coastal natural disasters in Thailand, and with the predicted sign. Results indicate that a decline in mangrove area increases the expected number of disasters. The analysis for Thailand over 1979–96 shows also that loss of mangrove area in Thailand increases the expected number of economically damaging natural

⁹ In economics, count data models have been used to explain a variety of phenomenon, such as explaining successful patents derived from firm R&D expenditures, accident rates, disease incidence, crime rates and recreational visits (see (Barbier, 2007b) for more details). Count data models could be used to estimate whether the presence of an ecosystem affects the expected incidence of economically damaging storm events.

disasters affecting coastal provinces. It suggests that the marginal effect of a one-km² loss of mangrove area increased expected storm damages of about US\$585 000 per km².

As a reference, average annual direct loss caused by tropical cyclones in 15 South Pacific countries was calculated to vary from US\$ 2 to 80 million (2009 prices) with 60% of damages coming from loss on buildings, 30% on cash crops and 10% on infrastructure (PCRAFI, 2011a).

Role against tsunami waves

Some studies have suggested the role of reefs and mangroves against tsunami waves (Das and Vincent, 2009; UNEP-WCMC, 2006). Thus, studies show that, historically, tsunamis waves have been through the Great Barrier Reef only through the channels (Knott, 1997). Similarly, for the mangrove, tree density seems to explain some of the effects reducing tsunami threats. The effects of coral reefs against the tsunami waves, however, are different from those facing wind-originated waves. A tsunami wave is much larger and its energy is distributed throughout the water column. Evidence from the 12 Indian Ocean countries affected by the tsunami disaster, including Thailand, suggests that those coastal areas that had dense and healthy mangrove forests suffered fewer losses and less damage to property than those areas in which mangroves had been degraded or converted to other land uses¹⁰.

Nonetheless, other studies seeking correlations between mangrove cover and tsunami risk reduction (Done et al., 1996; Pérez-Maqueo et al., 2007; SOPAC, 2008) have not been able to show clear results. In many cases, where the mangroves were supposed to have reduce the tsunami wave, they were off the main path of the wave or were close to deep zones that already greatly reduce the effect of the tsunami. What emerges from these studies is that the extension of the reef or mangrove may be not the main factor influencing the reduction of damage on the coast. Coastal bathymetry and geomorphic profile of the coast are probably other key explanatory factors (Burke, 2004). Tsunami effects are amplified on the coasts with gradual depth.

¹⁰ With the overwhelming evidence of the storm protection service provided by intact and healthy mangrove systems, since the tsunami disaster increased emphasis has been placed on replanting degraded and deforested mangrove areas in Asia as a means to bolstering coastal protection. For example, the Indonesian Minister for Forestry has announced plans to reforest 600 000 hectares of depleted mangrove forest throughout the nation over the next 5 years. The governments of Sri Lanka and Thailand have also stated publicly intentions to rehabilitate and replant man- grove areas (UNEP, 2005; Harakunarak and Aksornkoae, 2005).

C.2.13.2 Method

The first step of the avoided damage method¹¹ is to quantify the coastal protection ecosystem service in terms of land protected. The second one is to value this ecosystem service provided by ecosystems in terms of avoided damage and the third one is to apply the coral reef and associated ecosystems contributing factor. Similar methodology to value this coral reef ecosystem service has been tested by Burke (Burke et al., 2008) and by the author (Pascal, 2010) to Caribbean and New Caledonian reef respectively.

One of the main challenges is that coastal protection against waves is a complex process implicating many factors such as geomorphologic patterns of the coast, the presence of other ecosystems, etc. The identification of the contributing role of each of the different factors is a challenging task and is out of the scope of this study.

The general model is:

- A. Identify coastal areas potentially at risk against the regime of coastal flooding events.**
- B. Determine the contribution of coral reefs, mangroves and seagrass in the coastal protection of the vulnerable areas.**
- C. Quantify and value the potential damage repair costs with a method of damage avoided costs:**
 - C.1. Characterization of the assets exposed to risk (3 categories of land use)
 - C.2. Valuation of the total repair costs of direct and indirect tangible damages based on approximate values per land use category (object oriented data) and as a function of inundation depth (relative depth-damage function)
 - C.3. Estimation of the probability of flood event per impact category.

¹¹ it assesses the damage costs avoided by the presence of the ecosystems. This is a special category of 'valuing' the environment as 'input'; it assumes that the value of an asset that yields a benefit in terms of reducing the probability and severity of some economic damage is measured by the reduction in the expected damage (Barbier, 2007b).

Identify coastal areas potentially at flood risk against the regime of ocean waves

Coastal flooding can occur during severe weather conditions. They are related to "storm surge" (elevation in sea level in low pressure situations (hurricanes)) and the onslaught of cyclone swells (DEAL, 2012).

Directive 2007/60/EC on the assessment and management of flood risks, more commonly known as Directive "Floods" is the first European directive in the field of risk prevention. It is transposed into French law with Article 212 of the Law of 12 July 2010 on the National Commitment to the Environment (known as Grenelle II). Decree No. 2011-227 of 2 March 2011 on the assessment and management of flood risks complements these provisions.

Estimates will be realized on the coastal land zone comprised between an altitude of 0 and 5 m upper the high tide sea level (a storm surge will have maximum impact if it coincides with high tide). This level comes from the historic maximum height of non-tsunami waves during the last 25 years in the tropical regions (source: NOAA, Meteo France and Vanuatu Meteorological Office).

A projection of this height will be made with GIS topographic data to project potential impacts of flood events. Several sources of data are used:

- SOPAC Vanuatu maps of infrastructure and buildings
- Government of Vanuatu 1:50,000 cartographic maps for coral reefs, mangroves, bathymetry, topography
- Vanuatu National Statement on Vulnerability and Adaptation, Rarua J. Nelson, Mawa Patricia, Nari, Russell & Smith M. Atchinson, 1998.
- Aerial photography: PlanetObserver (satellite images), Institut national de l'information géographique et forestière, Centre national d'études spatiales (CNES), Astrium
- SHOM maps (Service hydrographique et océanographique de la marine). Marine maps from 1:8 000 to 1:8 725 000) with bathymetry.

The areas vulnerable to the flood impacts of waves and swell are all areas that have less elevation than the maximum height relative to the sea level at low tide and up to 0.5 km inland (Kench and Brander, 2009)(Das and Vincent, 2009).

The area and depth of inundation are the most important information to be sampled in flood risk evaluation (Torterotot, 1993). Inundation depth is generally the most important or at least most frequently used inundation parameter in damage evaluation. Based on the assumption that

inundation depth has the strongest influence on damage magnitude, nearly all damage functions are solely depth-damage functions (see chapter C.3.).

Nevertheless it should be noticed that analyses of empirical damage data showed that the variability of damages can only be explained to a rather small extent by the depth of flooding experienced (Messner et al., 2007). The duration, time of occurrence, velocity or the toxicological load of flooding water could have also a significant influence on damage. Other flood characteristics than depth are not recorded, so that it is difficult to quantify their influence.

Due to the macro-scale of the study and the knowledge gaps, only depth and area will be taken in account.

Inundation characteristics	Relevance
Area	Determines which elements at risk will be affected
Depth	Has perhaps the strongest influence on the amount of damage
Duration	Special influence on damages to building fabric
Velocity	Only high velocities will lead to increased damages; therefore mainly relevant in flash flood areas or areas near dike breaches
Rise rate	Influence on damage reducing effects of warnings and evacuation
Time of occurrence	Especially important for agricultural products
Contaminations	Contaminations and loads may increase damages significantly
Salt-/freshwater	Saltwater may increase damages; relevant in coastal areas

Table C-8: Damages influencing flood characteristics (Messner et al., 2007)

Contributing factor of coral reefs in coastal protection.

Different working groups from the Institute of Marine Affairs (IMA) and the University of New Caledonia (UNC) have developed models of factors that categorize the level of coastal protection (Burke et al., 2008) according to various contexts.

Coastal stability is defined as an index of coastal protection that incorporates ten physical characteristics. The index estimates the erosion resistance of each segment of coastline. Physical characteristics included in the index of coastal protection are: coastal geomorphology (a limestone cliff, beach, etc.) and coastal geology (igneous, metamorphic, etc.); exposure of the coast (protected by a breakwater or riprap or exposed); characteristics of coral reefs (reef type, area and distance to the coast); slope of the platform (m); inner slope and crest width (m); mean depth between the reef and the coast; presence of activities causing erosion, such as sand extraction and coastal vegetation (mangroves, wetlands, etc..).

These physical characteristics are converted to a value between 1 and 5 and the average is calculated to produce a unique index value for each shore: the Coastal Protection Index (CPI). The relative contribution of reefs in the CPI is then calculated.

This method will be adapted to the context of each geomorphological sites and available data. The UNC considers that at least five factors must be filled in (Allenbach pers. Comm.) to ensure robustness in the results. In cases where local data are not available, it will be chosen to simplify the model to assess the contribution of reefs.

	Very strong	Strong	Medium	Low	None
	5	4	3	2	1
Geomorphology	Rocky shore	Mix of rocks/sediments/mangroves	Mangroves	Sediments	Beaches
Coastal exposure	Protected bay	Semi-protected bay	Artificial reefs	Low protected bay or coast	No protection
Reef morphology, area and distance to the coast	Continuous barrier (>80%) close to the coast (<1km)	Continuous barrier (>50%) , patch reef, close to the coast (<1km)	Fringing reef (width >100 m)	Coral formation discontinuous	No reef
Inner slope, crest width	Very favorable conditions (gentle slope, large crest width)	Favorable conditions (slope, large crest width)	Favorable conditions (at least one component: slope, crest width)	Reduced favorable conditions (strong slope, reduced crest width)	None
Platform slope	6-10%	2.5-6%	1.1-2.5%	0.4-1.1%	< 0.4%
Mean depth (<1 km from the coastline)	> 30m	> 10 m	> 5m	< 5m	< 5m
Other ecosystems	mangroves, seagrass > 75% coastline	mangroves, seagrass > 50% coastline	mangroves, seagrass > 25% coastline	mangroves, seagrass <25% coastline, sand extraction areas	None

Table C-9 : The calculation of the CPI (Coastal Protection Index) based on characteristics of the coastline (developed by Allenbach and Pascal).

C.2.13.2..1 Main climate context

The Streamlines of Mean Surface Wind (Figure below) shows how the region is dominated by easterly trade winds. In the Southern Hemisphere the Trades blow to the northwest and in the Northern Hemisphere they blow to the southwest. The streamlines converge, or crowd together, along the SPCZ. The Southeast Asian Monsoon also influences much of the Melanesian subregion. (Siméoni and Lebot, 2012)

The strength and timing varies considerably, but at Manus Island (PNG), for example, the NW monsoon season (winds from the northwest) runs from November to March, while the SE monsoon brings wind (also known as the Southeast Trade Winds) from May to October. Unlike many monsoon-dominated areas, the rainfall is distributed evenly throughout the year (in normal years). (SOPAC, 2006)

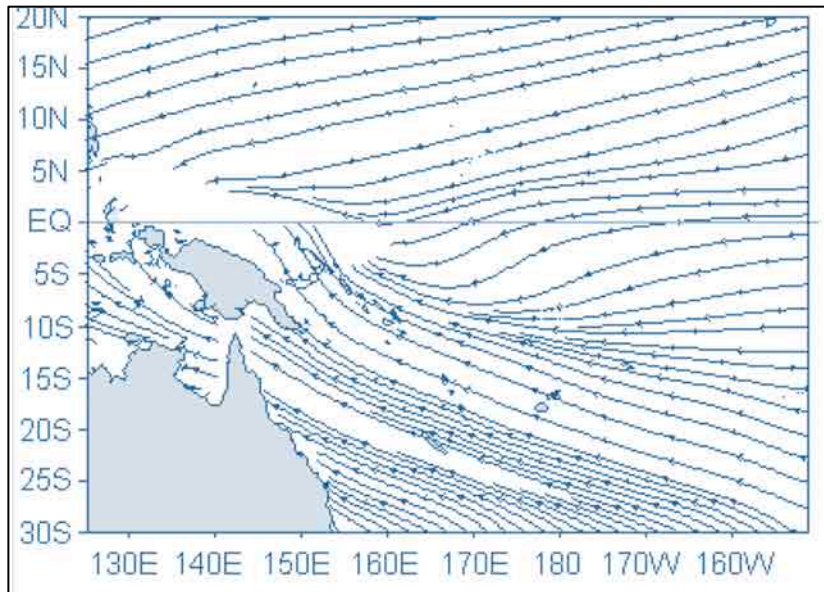


Figure C-8: Streamlines of mean surface wind (extracted from SOPAC, 2006)

Vanuatu is located south of the equator in an area known for the frequent occurrence of tropical cyclones with damaging winds, rains and storm surge between the months of October and May. In the South Pacific region from the equator to New Zealand in latitude and from Indonesia to east of Hawaii in longitude, almost 1,000 tropical cyclones with hurricane-force winds spawned in the last 60 years, with an average of about 16 tropical storms per year (PCRAFI, 2011b).

If we quote the last report about natural hazards in the Pacific (PCRAFI, 2011b), Vanuatu was affected by devastating cyclones multiple times in the last few decades.

“Since 1990, Vanuatu has been subject to at least 20 damaging tropical cyclones. The most significant cyclones in recent years were Uma in 1987 and Ivy in 2004, each affecting nearly 50,000 people and causing destruction that amounted to losses in the tens to hundreds of million USD. Figure below shows the levels of wind speed due to tropical cyclones that have about a 40% chance to be exceeded at least once in the next 50 years (100-year mean return period). These wind speeds, if they were to occur, are capable of generating severe damage to buildings, infrastructure and crops with consequent large economic losses. A number of destructive tropical cyclones have passed near Vanuatu sin the last 25 years. Three in particular have come close enough to Port Vila to be recorded as very low pressures. TC Prema, on 29 March 1993, TC Paula (Category 3), on 2 March 2001 and TC Ivy (Category 4) on 26 February 2004 have all caused considerable damage.”

Quoting other report, we can figure out the importance of cyclone damages in Vanuatu: “Disaster impact assessments in Vanuatu principally focus on the impacts of cyclones, and related flooding and landslides. The most comprehensive impact assessment in Vanuatu was conducted for Cyclone Ivy, which struck the country in February 2004. The total cost of Cyclone Ivy was estimated at VT 427.6 million. Cyclone Ivy affected 50,000 people, and caused one fatality. In the

affected communities 90 per cent of the water sources and water supply systems, 70 per cent of roads, 60 per cent of health infrastructure, 112 schools, and over 80 per cent of food crops were damaged” (McKenzie et al., 2005).

The number of extreme events since 1940 per category is presented in the following tables for Fiji and Vanuatu.

Vanuatu	
Category	Count
Category 5 (H5)	0
Category 4 (H4)	2
Category 3 (H3)	9
Category 2 (H2)	4
Category 1 (H1)	9
Trop./Sub. Storm (TS/SS)	7
Trop./Sub. Depression (TD/SD)	0
Extratropical (ET)	0
Unknown (N/A)	

Figure C-9: Count of extreme climatic events in Fiji and Vanuatu since 1940.

Source: National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Coastal Services Centre , Historical Hurricane Tracks.

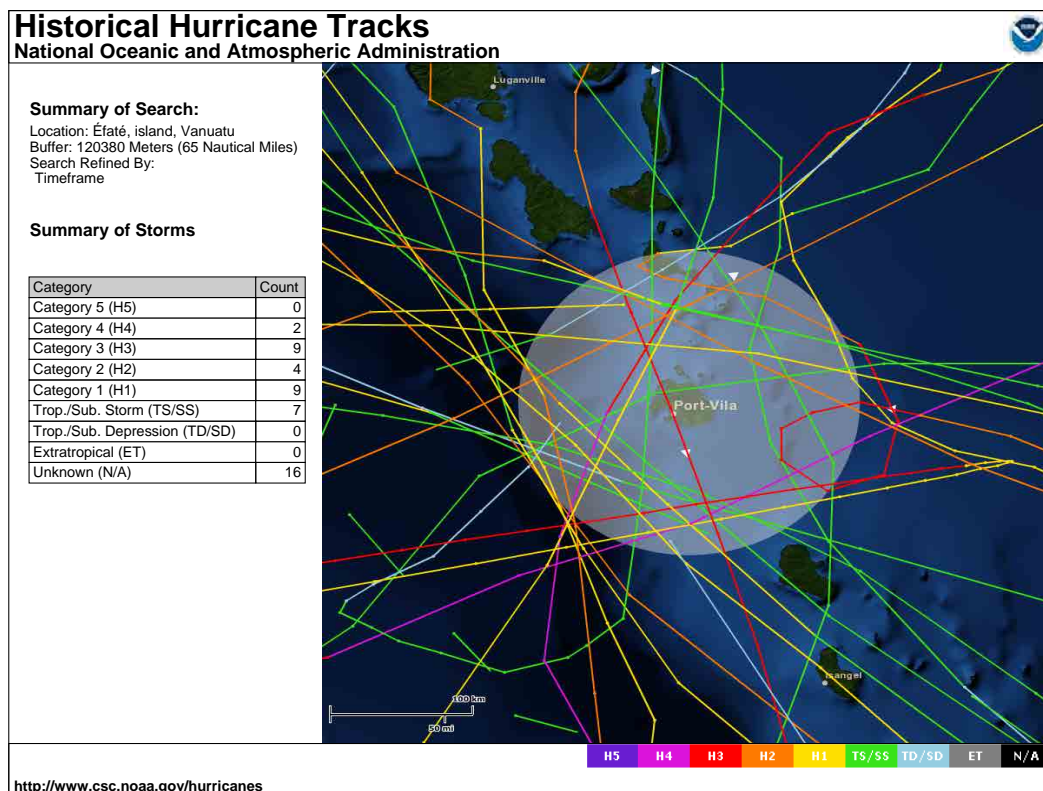


Figure C-10: Historical Hurricane Tracks for Efaté, Vanuatu – 70 years of historic data

(source: NOAA Coastal Services Centre , Historical Hurricane Tracks.)

C.2.13.3 Economic valuation

After defining the hazard by flood characteristics it is necessary to find out who or what is exposed to this hazard. More precisely, information is needed about the number, location and type of elements at risk as well as their value and their susceptibility against flooding.

Following the methodology developed by several reports ((PCRAFI, 2011a) (Bolt et al., 2005; Messner et al., 2007; Pagiola, 2004a, b), 3 steps are necessary to the economic valuation: (i) characterization of the assets exposed to risk (3 categories of land use); (ii) valuation of the total repair costs of direct and indirect tangible damages based on approximate values per land use category and (iii) apply relative depth-damage function showing the damaged share of the total value as a function of inundation depth.

The approaches are considerably approximated methods, mostly developed for the application in large areas or for quick overviews.

C.1. Exposure to risk

The initial step of the process is the characterization of the assets and distribution of population exposed to flood risk¹². As described in the following table, several categories of damages from flood events are identified.

		Measurement	
		Tangible	Intangible
Form of damage	Direct	Physical damage to assets: - buildings - contents - infrastructure	- Loss of life - health effects - Loss of ecological goods
	Indirect	- Loss of industrial production - Traffic disruption - emergency costs	- Inconvenience of post-flood recovery - Increased vulnerability of survivors

Table C-10 : Typology of flood damages with examples (Messner et al., 2007)

Due to the micro scale of our study and the purpose of reflecting a minima valuation, we will focus our analysis on direct and indirect tangible damages.

For direct ones, we have selected¹³: (i) buildings (ii) infrastructure and (iii) crops. For indirect ones, the emergency costs and the loss of tourism industry revenues have been chosen. Details for direct damages are given below:

¹² Direct damage from direct contact with water

(i) The building exposure will include residential, commercial, public, and industrial buildings. A database with building quantification, replacement cost and simplified structural characteristics that affect the vulnerability to natural perils will be created in the zone at risk. It will be assembled at a varying level of resolution and accuracy. Two aspects determine the level of detail of land use data: the spatial resolution of the data and the level of differentiation of different land use types. Especially regarding urban areas, the spatial resolution of land use information varies considerably. Detailed data contains information about single properties or buildings. This kind of data is called object-oriented data and damage valuation methods based on this data can be called property-by-property approach (Penning-Rowsell et al. 2003). In other data sources properties or buildings are aggregated to areas of more or less homogeneous land use. This type of data is called aggregated land use data. Both land use data are often available from secondary sources. Two different kinds of data can be mentioned here: address-point data, where each property is represented by a point in a map, and cadastral maps, which also give information on ground floor area of properties (see chapter A for a list of GIS sources used). Data field verification, if planned, will be located in areas that have more variety of building types and usage with more costly structures.

(ii) The infrastructure exposure will be assembled using similar techniques as those used for buildings, comprises a detailed and extensive inventory of major assets, such as airports, ports, power plants, dams, major roads, and bridges.

(iii) The spatial distribution of major commercial crops will be derived from medium resolution satellite imagery (see chapter A for a list of GIS sources used). To the extent possible, results will be validated by ground “truthing”. Additional validation will be performed using agricultural census data and feedback from local experts.

A GIS-based population database (when available) is analysed in order to geographically identify the population most at risk in each site. This database, which will be compiled from data sets of many sources, such as the bureaus of statistics from the countries’ government and other databases (the World Bank), provides population counts within the main administrative boundary.

C.2 Repairing costs

The costs reflect the construction costs needed to repair or replace the damaged assets. The repair cost values for different buildings and infrastructure will be collected from a variety of

¹³ Direct tangible damage can include more categories (inventories, cars, etc.). However, some damage categories – especially buildings – usually dominate the total amount of damage. Therefore, it can be reasonable to include only the most important damage categories to reduce the effort of the study.

sources, including construction cost management firm, governmental reports, interviews with local experts, and historical disaster reports. The potential damages on the constructed areas will be measured with average construction costs to replace damages assets. Average surface per house will be estimated from official and real estate sources. Three types of structures considered are single-story timber, masonry/concrete, and traditional-style buildings. For infrastructures, the construction costs can be either derived from official statistics, special publications or directly from the responsible offices.

The chosen approach through repair costs permits to consider homogenous cost category independent of the site and real estate price fluctuations. When compared to the approach of calculating the costs of losses in assets values, it avoids the issues associated with estimates of assets appraisals. Additionally, using assets values is an overestimation of damage from a broader economic perspective, because it does not include depreciation and assume a replacement with a new asset. Depreciated values should be applied in order to reflect the value of a good at the time when a flood damages it.

For cash crops, the damages will be derived from loss in gross profit from crop production. Data will come from local governments and/or official annual rental costs of croplands. What is lost is the real economic value of the crops minus the variable costs avoided because the crop has been destroyed e.g. harvesting, drying the crop. No permanent reduction in the value of agricultural output will be considered.

All of the assets in the exposure database of buildings, infrastructure assets, and crops will be categorized in groups of similar vulnerability to tropical cyclones.

For population impacts, potential available results from models developed to estimate the number of casualties caused by each type of event will be incorporated. For example, in the South Pacific, the tropical cyclone casualty model predicts the number of casualties as a function of the total economic losses, which are used as a proxy for the number of damaged buildings.

When data is available, indirect tangible damage (e.g. loss of tourism revenues, emergency costs, traffic disruption, etc.) will be estimated.

The emergency costs that local governments may sustain, include debris removal, setting up shelters for those made homeless, or supplying medicine and food (Messner et al., 2007; PCRAFI, 2011a). The emergency losses will be estimated as a fraction of the direct losses. Research on historical tropical cyclones and earthquakes has revealed that an “average” estimate of the emergency losses, as a percentage of the direct losses suffered by residential dwellings, commercial

establishments, public buildings, schools, and hospitals, is about 23% for tropical cyclones and flood (Bolt et al., 2005; Pagiola, 2004a; PCRAFI, 2011a).

C. 3 Damage functions

The vulnerability of different types of buildings, infrastructure assets, and crops will be derived from damage functions. A damage function between storm intensity and expected level of losses (vulnerability) in a typical building will be developed. Damage functions are needed to provide information on the susceptibility of elements at risk against inundation characteristics. They show either the damaged share (referred to as relative damage functions) or the absolute monetary amount of damages per property or square metre (referred to as absolute damage functions) of a certain group of elements at risk as a function of the magnitude of certain inundation characteristics. In the current state-of-the-art the main inundation parameter considered in these damage functions is inundation depth (depth-damage functions). Others, like velocity, duration and time of occurrence are rarely taken into account (Messner et al., 2007). The function will provide the loss that is expected when an asset is subject to different levels of storm intensity and will be usually expressed as a percentage of the replacement cost of the asset.

The valuation of the present study has relied on the following estimates. For houses from the villages an estimate of 35% damage was used in Vanuatu. This situation represents an average impact of floods on houses with traditional materials and on more modern houses with concrete walls. For resorts 20% damage on buildings was employed for flood impacts.

Costs are calculated on the average costs of a cement and traditional house for a household of 5 persons. An average cost of \$US 15 000 and \$19 000 has been applied to cement house in Vanuatu and \$US 6 000 for traditional house built with local materials (pers. observ.).

C.4. Probability of the hazard event

The last step is to calculate the probability of the hazard event (storm, cyclones). Tropical cyclone activity and intensity is variable on the intraseasonal, interannual, interdecadal and multi-decadal timescales. Variations in the number of tropical cyclones from year-to-year are strongly correlated with local sea surface temperature before and near the start of the cyclone season (CSIRO and Australian Bureau of Meteorology, 2007). Tropical cyclone numbers are also correlated with indices of ENSO, indicating a remote effect on tropical cyclone numbers through the Walker Circulation (CSIRO and Australian Bureau of Meteorology, 2007).

There is also substantial evidence from theory and model experiments that the large-scale environment in which tropical cyclones form and evolve is changing as a result of greenhouse warming. Projected changes in tropical cyclones are subject to the sources of uncertainty inherent in climate change projections. These include errors in the modelled tropical cyclone climatology and regional patterns and magnitude of change for various fields and climate patterns such as ENSO (PWA and SAIC, 2009).

Consequently there is large uncertainty in the tropical cyclone frequency projected by climate models. IPCC (2001) concluded, “There is some evidence that regional frequencies of tropical cyclones may change. There is also evidence that the peak intensity may increase by 5% to 10% and precipitation rates may increase by 20% to 30%. There is a need for much more work in this area to provide more robust results.”

The probability of events will therefore be calculated from existing models for the study region. A review of models that range from global climate models to higher resolution regional models will be done.

The spatial and temporal occurrence and severity of past events is often used as a guide to predict potential tropical cyclones and earthquakes that may affect the study zone in the future. The simulated events are not necessarily identical to those that occurred in the past but are statistically consistent. For example, in the south Pacific, the catalogue of simulated events, which spans the entire Pacific basin, contains more than 400,000 tropical cyclones, grouped in 10,000 potential realizations of what may happen in the next year. Mathematical models are then used to estimate the intensity of the simulated events in the affected region. These effects are wind speed, precipitation, and coastal surge for tropical cyclones, and ground shaking for earthquakes. If the earthquakes produce a tsunami, wave height and velocity is estimated as well. The models are based on empirical data and on the underlying physics of the phenomena (CSIRO and Australian Bureau of Meteorology, 2007).

When no models are available, the tracks of historical tropical cyclones will be analysed. The catalogue of historical storms is assembled starting from the dataset of the International Best Tracks Archive for Climate Stewardship project, the NOAA Historical Hurricane Tracks, the Joint Typhoon Warning Centre (JTWC), the Australia Bureau of Meteorology (BoM), the France Météo and other country Meteorological Service.

The spatial and temporal occurrence and severity of past events will be used as a guide to determine potential tropical cyclones and earthquakes that may affect the study zone in the future. The probability on the occurrence of climatic events, will be applied to annualize the calculations

and reflect the potentiality of avoided damages. A probability annual event of 44% was deduced from historic storm events analysis (70 years for both countries).

C.2.13.4 Impacts of MPA on ES 4

The determination of the contribution of the MPA on the production of the ES5 must take into account that the ES is more dependent on physical factors rather than biological ones (M. Allenbach, Pers. Comm.). MPAs strengthened mainly the biological factors with little evidence of influence on the physical factors driving the production of the ES (Boersma and Parrish, 1999; Halpern, 2003). Nonetheless, recent works have suggested the importance of MPAs (i) as a way to enhance coral reef live coverage and resilience through an adequate level of herbivory pressures and (ii) as a source of coral larvae's for neighbouring zones. In Vanuatu the configuration of fringing reef and relative habitat continuity have strengthened these processes. For example, a recent study in the coral coast of Fiji with a similar fringing reef (Bonito et al., 2012) have shown that MPAs have 4-8 times the amount of hard coral cover than fished sites with hard coral covering 20-40% of the benthos in MPAs compared to 4-14% at fished sites. In the same way, they proved that MPAs had little to no macro-algae, while macro-algae dominated fished and tabu areas covering up to 87% of the hard bottom in some locations. In our sites the contrast between MPA and non-MPA zone is not so critical in terms of hard coral covering (pers. obs.) and the results of the MSA surveys confirm this hypothesis. The difference in fishing effort (Fiji has a high fishing pressure) may be one of the explicative factor.

Without any more precise literature references, a contributing factor comprised between 10% and 30% of the value of the ES5 was applied.

C.2.14 Economic valuation of the impacts on biodiversity (ES 5)

The method to value impacts on biodiversity is not straightforward. If the quantification of the effects of MPA on biodiversity is quite consolidated with the use of adequate biological indicators (e.g. biomass, diversity index increase) (Cote et al., 2001; Gell and Roberts., 2003; Halpern, 2003), the economic valuation of this effect is complex (Balmford et al., 2008; Jin et al., 2003; Pagiola, 2004b). With the methods described in the previous chapters, the contributive role of biodiversity in fishery and tourism ecosystem services as well as in coastal protection has been partially taken into account. Evaluating again the value of these ecosystem processes would generate double counting (Abaza, 2004). We must now turn the analysis to different values. We can distinguish (i) the option value (ii) the bequest value and, (iii) the existence value of coral reef ecosystems. As described by several authors (Beukering et al., 2007a; Pagiola, 2004b; Pendleton, 1995), the option value can be defined as the value now of potential future direct (fish, tourism) and indirect uses (coastal protection) of the biodiversity. Bequest value represents the value attached to preserving an ecosystem for use by future generations, independent of one's own use of the ecosystem. The existence value corresponds to the value people give to biodiversity independently of any present, future or altruistic use. Existence can be categorized as a non-use value in the TEV approach (Groot et al., 2002).

The most common methods employed to figure out these values of biodiversity through stated preferences approaches require very extended and complex questionnaires to determine a willingness to pay (WTP). These methods have been discarded due to their costs and the resources needed as well as their lack of solid background in the context of subsistence economy (David, G, pers. Comm.).

When primary or secondary data from the studied sites are not available or possible, the transfer benefit is a recommended method (Wilson and Hoehn, 2006). It has to be employed with precaution (Wiley, 2003) and is not recommended for the existence values (Rudd, 2009; Spash, 2007). Only one study on bequest values about coral reef in Fiji was selected (O'Garra, 2007, 2009). It presents some similarities with the socio-ecological context of Vanuatu: customary management of marine tenure, small villages, small fringing reef and mix between non-market and market economy. The economic values were obtained from villagers through willingness to contribute (in hours/week) towards conservation of their marine zone to maintain some of the ecosystem services (option and bequest value). A transfer benefit protocol has been setup to adapt adequately the results to this study and correcting factors were applied on the data. The protocol was based on a comparison of the main socio-economic characteristics between the 2 countries. The average size of the household, the proportion of households owning a television, the main source of income have been compared with data from the studies villages. The monetary monthly income and the Human Development

Index have been compared with data for rural zone and whole country respectively (source: UNEP). Corrective factors of Purchasing Power Parity (PPP) from the World Bank and the Geary–Khamis dollar conversion (Heston et al., 2009) have been applied. The PPP for Vanuatu and Fiji are 0,96 and 36,1 respectively and the Geary–Khamis dollar for Vanuatu and Fiji are: 13 and 13,5 respectively. Other data were obtained through official statistics and the Household Income and Expenses Survey (HIES) conducted in both countries. The HIES is described in a different chapter.

The bequest value for the marine ecosystem is first expressed in $\text{hour}\cdot\text{year}^{-1}$ per adult and converted in money with the mean average wage rate. This value represents the time (converted in money) that people are ready to give to ensure a future use (fishing and tourism mainly) of the ecosystem for themselves or not for themselves (option and bequest value respectively).

With the present knowledge, is not possible to apply a precise quantitative impact of MPA on this value. For example, how to apply a 20% increase in fish diversity to an option value expressed in $\text{euros}\cdot\text{y}^{-1}$ per household? Therefore, a MPA contribution factor varying from 20% to 50% has been proposed on the same base as for coastal protection. This contribution has relied on existing evidence of MPA support to biodiversity and some ecosystem processes (Mosquera et al., 2000; Palumbi, 2001; Sale et al., 2005). This means that without MPA 20% to 50% of the bequest value would be lost.

C.2.15 Economic valuation of impacts on social capital (ES 6)

C.2.15.1 Definition

According to Putnam (Putnam, 2006) the social capital can be separated in two. On one side, the bonding capital represents the cohesion of the group, the solidarity, and the trust in the community. It forms one of the bases of the common pool resource management, which is enhanced in community-based management (Ostrom et al., 1999). One form of this capital is the political empowerment of groups that may not have been represented before MPA establishment (Wilkie et al., 2006b).

On the other side the bridging capital is formed by the capacity of the community to be represented in external events. It refers to the value assigned to social networks between socially heterogeneous groups (Putnam, idem). One example of the bridging capital is the belonging to networks (e.g. MPAs, monitoring). Another one is the ability to attract external assistance through grants or assistance.

For facility of understanding, the social capital in this study has included also the human capital which refers to the knowledge and capabilities of individuals that contribute to the process of production (Deardorff, 1982; Heckman and Klenow, 1998). The trainings and education received through MPA workshops are assumed to have an impact on the capabilities of individuals.

Impacts on physical capital are present too. Some physical assets of MPA such as a boat can be used for other uses (transport) and to simplify analysis have been mixed with this category of social capital.

C.2.15.2 Data collection and method

Data was collected from the census of all grants and assistances received in villages with MPA and the control sites. The objectives of these funds can be very diverse. The processes and people implicated in this process of fundraising as well as the capacities and abilities needed for it have been assessed through interviews with village stakeholders. The objective is to determine if the MPA village has a different capacity of fundraising than non-MPA villages. This will be valued in terms of social capital impacts in the process following the method described by Matous et al. (Matous and Ozawa, 2010).

All the activities of meetings, trainings and workshops related to MPAs and MMAs (distinction was not possible) have been identified. They are considered as investments in human capital. An economic estimation of their cost was assessed since the creation of the MPA to reflect all the potential trainings received. To our knowledge and as mentioned by Woehr (1994), very few

references exist to quantify the efficiency of these trainings on other processes of production and none on these topics are for rural audiences. Based on discussions with trainers visiting villages, it is proposed that 30% of the costs are transformed annually in human capital and effects disappear rapidly during the next 2 years. Costs are then used as a proxy value of their impact as a replacement cost (Heckman and Klenow, 1998).

For physical capital impact, the assets of MPA were identified and valued. When these assets produce some monetary flows, the added value of these flows was determined. In case of no monetary flows but effective use by people, the proportion between dedicated use to MPA and other uses is determined. This proportion is applied to the replacement cost of the asset based on the purchasing price minus amortizing.

C.2.16 Impacts of MPA on the village economy

C.2.16.1 Definition

The objective is to determine the relative importance of the MPA (through its local economic impacts) for each village. It was chosen to use the annual incomes generated in the village as an indicator. Monetary and non-monetary incomes are included and have been called village Gross Domestic Income (GDI). The GDI will be used as a base to evaluate the weight of the economic cash flows generated by MPAs at a village level.

C.2.16.2 Method

The incomes are determined at the household level. As described by the HIES protocol (Vanuatu National Statistics Office 2008b), the household is defined as a group of people who usually live together and have a common arrangement for food, such as using a common kitchen or a common food budget. Household incomes are defined by: (i) income from employment (both paid and self-employment); (ii) property income; (iii) income from the production of household goods and services for own consumption; and (iv) current transfers received.

Household consumption expenditure is the value of consumer goods and services acquired, used or paid for by a household through direct monetary purchases, own-account production, barter or as income in-kind for the satisfaction of the needs and wants of its members.

Results from the surveys conducted in Nekapa and Unakap (see description of the method in control site validation) have permitted to adapt the HIES provincial results to the village level. As observed by HIES 2006, the irregularity of incomes and cash generating activities makes difficult any quantification of incomes on a short term study. Following the HIES conclusions, it is then assumed that (i) incomes should equalize expenses at the annual scale and, (ii) an average 33% of incomes are generated locally.

C.2.17 Costs of MPAs

C.2.17.1 Definition

Different kind of costs of MPA are distinguished: direct, indirect and opportunity costs (Sanchirico, 2000). The first ones cover the costs of establishment, administration, employment, monitoring and enforcement. The second ones refer to some possible compensation payments to people adversely affected by MPA (e.g. alternative employment packages or infrastructure costs of increasing tourism). The third ones consider all the losses of potential earnings such as loss in the fishery revenues, longer displacement time for fishermen or loss from the time spent in the MPA management. For the direct costs, 2 categories were analysed. The first one corresponds to the setup phase, which covered activities that served in the implementation of the MPA. The activities included some preliminary studies, organization of MPA management, capacity building, formulation of the management plan and the physical setup of the MPA (house, buoys, signboards, launching events, etc.). Costs covered the expenses for assets and materials, for coordination time, training, meetings and incentives. A second category corresponds to the operational costs, which covered the period after the formulation of the management plan and physical implementation of the MPA. The activities include mainly enforcement, realization of awareness campaigns, environmental education activities, resource monitoring and management, livelihood project enhancement and regular meetings. Materials, human resource, activities and meetings form the main costs. We have considered that the costs of training and the costs of awareness campaigns respond to a similar objective of “capacity building”. Even if differences between MPA and MMA have been described before, the specific direct costs for each one was not possible to be identified in the field.

C.2.17.2 Method

Data was collected through interviews with managers of MPAs and the various stakeholders. The value of the time spent in the planning, follow-up and monitoring activities was estimated based on (i) direct salaries received and, (ii) the minimum national daily wage when no salary is received. The establishment costs were amortized on a 10 years period, corresponding to a classic accountancy rule for establishment costs (replacement of materials and assets, reformulation of management plan, etc.). Trainings received by village members (e.g. monitoring techniques or environment awareness) are valued with the individual average daily cost of a regular training workshop. The origins of funds among villages, national actors or international stakeholders were identified. Government institutions or other agencies financed from the national budget were considered as national (even if maybe a part of their resource comes from external source). International refers to NGOs, institutions and initiatives financed from external donors or agencies. A management administrative fee of 30% was applied to all international funding received locally to

reflect the whole transaction costs. For the MPAs inside the network, costs were divided equally by the number of active MPA (n=5). Opportunity costs were assessed through informal interviews with different fishermen to reflect all the different kind of métiers (e.g. reef gleaning with women, line fishing, cast nets, etc.). Calculations of financial ratios (RoI and B/C ratio) were based on direct and investment cash-flows without amortizing.

C.2.18 Financial analysis

C.2.18.1 Cost-Benefit analysis

Following a classic approach described by several authors (Whitten and Bennett, 2004; Wielgus et al., 2008) a cost-benefit analysis has been realized on 2 scenarios. It is based on the present values of projections of the impacts. Commercial and subsistence fishery added values, tourism added values, bequest value and social capital value are the forecast variables.

An additional analysis was made specifically only on fishery and tourism impact to reflect “tangible” financial cash flows results.

Projected variables	Units	Projections	Maximum value
Commercial fishery yields	Catch volume	from +10% to +30% per year	5 t /km ²
Subsistence fishery yields	Catch volume	from +5% to +15% per year	
Tourism at village level	Added value	from +10% to +15% per year	+300 to 400%
Tourism at national level	Added value	from +10% to +15% per year	
Social capital	Added value	constant value	

Table C-11: Parameters used in projections

C.2.18.2 Projected impacts

Projections are made under simplifying hypothesis incorporated in 2 scenarios. The first scenario is the stagnant one and corresponds to the 2009 observed values projected without any changes. This scenario is quite unrealistic, as we have seen before that commercial fishery and tourism are still in a start-up phase. The objective of this exercise is to be used as a reference against the other scenarios. The second scenario wants to take in account the potential of development of tourism and fishery. The parameters of the second scenario are described in Table C-11. The annual growth for fishery is based (i) on experiences from other villages and opinions from fishery experts about maximum development of commercial reef fisheries ((Amos, 2007)), (ii) on the demographic growth for subsistence fishing (source: Vanuatu statistics office) and, (iii) an hypothesis of a growing fish demand from the capital that would absorb all the increase in commercial fishery (Bell

et al., 2009) . No projections on price were made. The maximum projected values were compared to the chosen and previously described MSY level for each village. We use this concept as an indicator of sustainability of the fishery to determine the maximum effects of MPA in case of increasing fishing effort.

For tourism, the projections are based on the cycle theory of business (Burns and W. C. Mitchell, 1946; Morgan, 1991). Most of the Vanuatu tourism sector is today in a start-up phase with a very low level of visitors (80 000 international visitors per year). Domestic and international tourism projections are based (i) on interviews with experts, (ii) a tourism sector survey which revealed that total visitors coming to the North Efate zone were around 8 000 in 2007 (Trip consultants, 2008) and, (iii) other tourism references in the region (source: national tourism office from Fiji and Solomon Islands). Projections on guesthouse capacities and occupancy level were made. It was considered that motivations and type of tourism were not modified from present situation. Distinction is made between village and domestic added values.

Social capital and bequest values are assumed to remain stable on an annual base. The costs were projected on the average operational costs of the last 5 years and a 10-year recurrent cost was planned to replace assets. As no published data has been found, it is hypothesized that the estimated MPA effects on fishery productivity and tourism motivation visit will remain the same, independent of the level of fishing and tourism.

It is important to emphasize that the objective of this approach is to provide potential values for MPAs projections. The results reflect many approximations and do not take in account many external factors on reef productivity (such as climate change) or on tourism (e.g. macro economic context).

C.2.18.3 Time perimeter:

The projections necessary to the cost-benefit analysis covered a period of 25 years after the creation of the MPA. This range is most often proposed in similar studies to reflect the ecological responses of ecosystems to scenarios tested (Balmford et al., 2008). The period starts from the first payment of establishment costs.

C.2.18.4 Profit & loss 2009

A simplified profit and Loss (P&L) analysis was done for every village for 2009. The figures are based on the observed data and takes in account all the benefits and costs. Setup costs are amortized on a 10-year basis. The objective was to give an easy reading of the costs and benefits.

C.2.18.5 Financial indicators

The Net Present Value (NPV) of a project or policy is an indicator reflecting a positive value when discounted benefits exceed discounted costs. It is the main indicator recommended for CBA exercise (Pearce et al., 2006) as it permits objectively to make accept-reject choices, rank independent projects and choose between mutually exclusive projects. A positive NPV means that benefits outweigh costs and the investment should be considered. A negative NPV means that the costs outweigh the benefits. An NPV of 0 means the benefits are equal to the costs. It is an absolute measurement of a program's net benefit or cost.

$$NPV = \sum P_n * (1+d)^{-n} - \sum I_n * (1+d)^{-n}$$

Where:

P_n = positive cash flow of ES1 to ES5 during period n

d = discount rate

n = period of time (years)

I_n = cost of investment

Other capital budgeting indicators are proposed to make an appraisal of the investment in the MPA. Several manuals described precisely the approach (Campbell and Brown, 2003; HM Treasury, 1991). The principal objective is to give funding agencies tools to rank different prospective and independent projects (e.g. compare the investment in natural capital with investment in physical capital). Based on historic values and projections, the Benefit/Cost (B/C) ratio and the Return on Investment (ROI) are calculated as financial ratios.

The B/C ratio and the ROI are calculated through the values of net cash flows divided by the cost of the investment; the results are expressed as a ratio and all values are calculated in present values. The B/C ratio is calculated on the flows of average values (between minimum and maximum) of impacts on **all** ES and costs. For example, a B/C ratio of 2.5 means policymakers can expect €2.5 in benefits for every €1 in costs. A B/C ratio greater than 1 means the benefits outweigh the costs and the investment should be considered. If the ratio is less than 1, the costs outweigh the benefits. If the B/C ratio is equal to 1, the benefits equal the costs.

The ROI is similar to B/C ratio, but compares the net benefit (total discounted benefits minus total discounted costs) to costs. The ROI indicates how much of the investment policymakers can expect to receive as a benefit. If the ROI is positive, the benefits exceed the costs and the investment should

be considered. A negative ROI means that the costs outweigh the benefits. An ROI of 0 means the benefits equal the costs. The ROI is based on the cash flows of impacts on ES1, ES2 and ES3 to reflect “tangible” financial cash flows.

The B/C ratio and the ROI are relative measurement of the investment’s benefits and costs. The B/C ratio is commonly used to demonstrate an investment’s “worth it” by showing the relationship between total benefits and total costs. The ROI is frequently used in financial settings and reports the gain from the investment¹⁴.

$$B/C = \sum P_n * (1+d)^{-n} / \sum I_n * (1+d)^{-n}$$

Where:

P_n = positive cash flow of ES1 to ES5 during period n

d= discount rate

n= period of time (years)

I_n = cost of investment

$$ROI = \sum P_n * (1+d)^{-n} / \sum I_n * (1+d)^{-n}$$

Where :

P_n = positive cash flow of ES1, ES2 and ES3 during period n

d= discount rate

n= period of time (years)

I_n = cost of investment

Analyses were conducted using real or constant values, i.e., by measuring benefits and costs in units of stable purchasing power (2009). All local currencies results were converted in Euro with the average 2009 rate of change (1 VUV= 0,0083 EUR).

¹⁴ Because each metric calculates benefits and costs differently, it is possible for an investment to have a higher BCR and ROI, but a lower NPV than another investment

In the use of B/C ratio and following recommendations from Pearce et al (2006), it was identified when classification of a project benefits as a cost rather than a benefit, and vice versa was possible. Except for some specific costs such as trainings, salaries of external advisers and physical investment (e.g. boat), the swap between benefits and costs was not possible. For the previous costs, results have shown to be low sensitive if they were treated as negative benefits.

C.2.18.6 Financial analysis on historic cash-flows

In order to reflect the real cash flows of cost and benefits observed, the 3 financial indicators have been estimated since the setup of the MPA up to 2009.

In average this period has covered 5 years. As no observations of MPA benefits were available before 2009, it was assumed that they had started 2 years after the setup of the MPA and increased gradually every year up to 2009 level (25%-50%-75% of total MPA benefits). The cash flow of costs has come from the data collected.

C.2.18.7 Discount rate

In order to compute present values, it is necessary to discount future benefits and costs. This discounting reflects the time value of money. As described by several studies (Balmford et al., 2008; Beukering et al., 2007a; Cesar and Chong, 2006; Cousens et al., 2002; OECD, 2006; Panayotou, 2003) no consensus exists on the discount rate to be applied. An alternative choice has been to apply a discount rate of 10% coupled with a sensibility analysis on 3% and 7% discount rate (Holland, P. pers. Comm.)

C.2.18.8 Sensitivity analysis

A clear identification of the main uncertainties is compulsory to ensure a reliable use of this analysis. Evaluation methods of uncertainty on assumptions (min-max, best estimate) were used to reflect the variability to results (Mullan and Kontoleon, 2008). Major assumptions were changed sequentially and present values were recomputed to determine how sensitive outcomes are to uncertainties. The assumptions tested are (i) the minimum and maximum range of estimations of the effect of MPA on fishing yields, (ii) the range of estimations of the MPA contribution on tourism, (iii) the projected growth of the 2 sectors during the next 25 y, and (iv) a discount rate of 5, 7% and 10%.

C.3 Results

C.3.1 Consolidated results

	Euros	Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifiu	Mean
MPA impacts on subsistence fishery (ES1)	€. y^{-1}	2 250	1 146	671	1 768	866	1 340
MPA impacts on commercial fishery (ES2)	€. y^{-1}	541	544	540	2 081	986	938
MPA impacts on tourism (ES3)	€. y^{-1}	3 457	10 097	3 228	4 107	3 803	4 938
MPA impacts on coastal protection ecosystem service (ES4)	€. y^{-1}	136	816	816	1 088	272	626
MPA impacts on bequest value (ES 5)	€. y^{-1}	1 064	488	399	1 131	200	656
MPA impacts on social capital (ES6)	€. y^{-1}	633	291	291	291	291	359
TOTAL MPA impacts	€. y^{-1}	8 081	13 382	5 945	10 465	6 416	8 858

Table C-12: MPA economic valuation of impacts. Consolidated results. Year 2009 , Annual figures. Added values (€)

The mean economic impacts of MPA per village have been estimated at 8.900 €. y^{-1} (minimum: 6,000 € and maximum: 13,400 €) in 2009. The effects of MPA on tourism added values have represented the major part (56%) followed by effects on fishery added value (26%) and other impacts (19%).

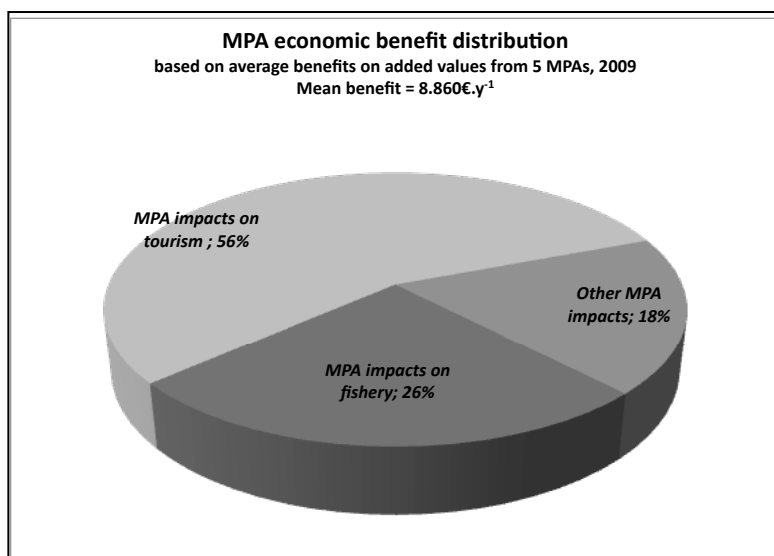


Figure C-11: MPA economic benefit distribution

Based on average benefits for 2009.

Results vary among village reflecting a different socio-ecological context on fishing effort and tourism activities. Impacts are proportional to the level of fishing pressure and tourism business development stage found in each village.

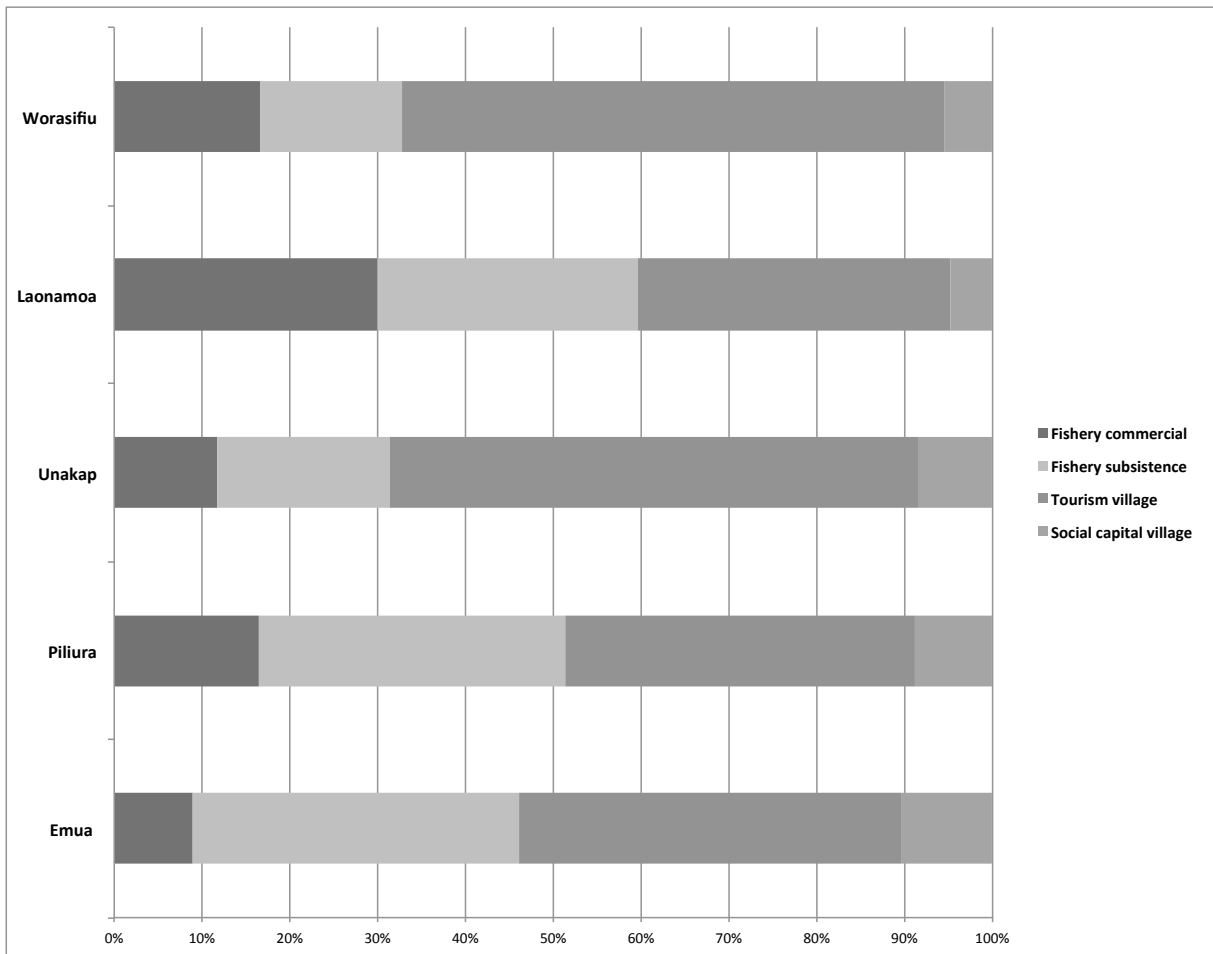


Figure C-12: Benefits of MPA on ES per villages. Based on 2009 estimated values.

The villages are the main beneficiary (65%) of the MPA impacts with a mean value of 6,200 € p.a.. Except one village (Piliura) where day tourism activities produce important benefits for national stakeholders, the distribution village/domestic level has been relatively homogenous.

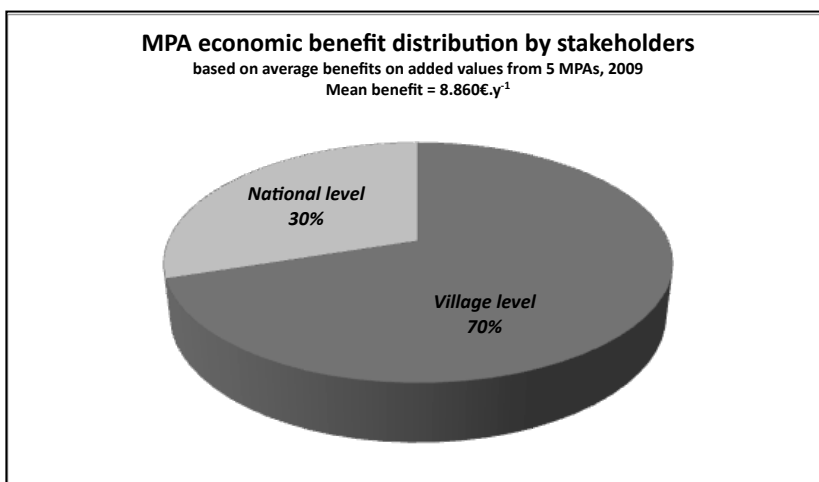


Figure C-13: Stakeholder economic benefit distribution. Based on average benefits for 2009.

In terms of “real” financial cash flow and proteins, the benefits at village level from fishery and tourism represented a mean value of 3,200 € p.a. for each MPA (next table). Average effects on tourism and fishery added value for villages have been similar.

The importance of these local benefits on the village varies from 4% to 21% of their GDI. The average impact (without Worasifiu) is 7% (std=4) meaning that the MPA has produced benefits representing approximately 7% of the total 2009 cash and non-cash incomes generated in the village.

		Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifiu	Mean
Total monetary impacts of MPA at village level (fishery and touri:	euros	3 174	1 855	2 601	4 198	4 291	3 224
Total protein impacts of MPA at village level	euros	2 250	1 146	671	1 768	866	1 340
% impacts of MPA on village GDI	%	3%	7%	12%	5%	21%	7%

Figure C-14: 2009 annual MPA impacts in proportion to village annual GDI.

C.3.2 Fishery sector (ES1 and ES2)

The estimations of the reef fishing yields for the year 2009 are presented in the next table. Total reef fish catches per village are estimated between 1 to 5.2 t.y⁻¹.km⁻² of fishing ground.

In average, 30% of the fish catches are sold and the rest is used for own consumption in the village. Values differ from every village and reflect the level of fishing effort synthetic index. The non-monetary consumption of fresh fish corresponds to an average 17 kg.y⁻¹ per capita. The distribution between net and speargun gears is variable among villages and depends on the ecological context (for example, some villages can not use gill nets due to their reef geomorphology).

The resulting added value for subsistence and commercial fishery is 2.7 €.kg⁻¹ and 3.04 €.kg⁻¹ respectively. Intermediary costs for commercial fishery represent an average of 16% of the market price.

Even if activity with other gears is not continuous or very intensive, they are well spread out among households. Reef gleaning, cast nets, line, shell collection have been observed with a certain regularity.

	Unit	Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifu	Nekapa (control)	Saama (control)	Average
Total yields	kg.y-1	4 300	2 500	1 100	5 400	2 500	3 500	2 600	3 100
min	kg.y-1	3 450	1 990	900	4 290	1 990	2 780	2 110	2 501
max	kg.y-1	5 180	2 980	1 350	6 430	2 990	4 170	3 160	3 751
Fishing net	% total cat	41%	43%	27%		18%	61%	43%	33%
Speargun	% total cat	59%	57%	73%	100%	82%	39%	57%	67%
% commercial sales	% total cat	21%	36%	13%	40%	48%	26%	23%	30%
Equivalent catch per area	t.y-1.km-2	2,8	2,3	0,9	4,0	5,2	3,5	3,7	3,2
Equivalent fresh fish consumption	kg.y ⁻¹ per c	14	16	11	15	26	23	16	17
Total fishery added value: subsistence (ES 1)	euros	9 400	4 300	2 700	8 800	3 500	7 000	5 400	5 871
Total fishery added value: commercial (ES 2)	euros	2 700	2 700	800	7 200	3 800	2 800	1 800	3 114
Total fishery added value (subsistence and commercial)	euros	12 100	7 100	3 400	16 000	7 400	9 800	7 200	9 000

Table C-13: Estimated yields for the reef fisheries during the year 2009.

Totals are truncated at 10²

C.3.3 Tourism sector (ES3)

The estimates of the tourism activities are presented in the table below. In 2009 the mean annual occupancy rate for Guesthouses was 8% with a maximum value of 15% in one guesthouse. Day tours activities are not present in every village. Mean annual number of day tour visitors is around 100 tourists with a maximum value of 480 in one village.

The distribution of the activities is different among villages. Some villages have a consolidated activity of day tours without guesthouse business whereas for others, the tourism is based only on guesthouse visits. Scuba diving activities have occurred only in one village and with a very reduced activity. The scientific tourism has brought a significant number of visits (residing scientist, visits from NGOs, etc.) and has represented as much as 60% of the total visits to guesthouses for one village.

Results of interviews show that visits to guesthouses are relatively short ones: in average 1 night per every week of total visit to Vanuatu for international visitor and 2 nights for domestic visitors. These short stays reveal that this kind of tourism is highly dependant on the transport connectivity with main tourism destinations. Repeat visitors seem important for domestic and are very low for foreign visitors. As described before all but one of the guesthouses are privately owned and revenues go to the owners without any distribution to the community. The day tours activities are different because benefits are shared between an operator in the capital (80% of the added value) and a village representative that redistributes to some families in charge of restoration and the community.

The estimated added value of activities represent more than 80% for local guest houses where intermediary costs are mainly the amortizing costs of construction, advertising and maintenance. For day tours the average added value is 55%, including benefits made at village and national level through the tour operators. Day tour main costs include transport and advertising. Added value of scientific tourism is similar to guest house as main expenses are realized in the form of accommodation and food. The intermediary costs of diving clubs are estimated to represent 50% of the revenues.

Year 2009 added value (€)		Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifiu	Nekapa (control)	Saama (control)	Average
Daytour visitors with marine activities	Euros	1 565	12 518	782	1 565	782	730	782	2 675
Guest house	Euros	2 952		787	2 132	4 100			2 493
Occupancy rate	%	11%		2%	3%	15%			8%
Visits to MPA	Euros		1 920	240	240	400			700
Scientific MPA tourism	Euros	880	120	1 080	240	120			488
Diving visits	Euros			980	1 568				1 274
Total	Euros	5 397	14 558	3 870	5 745	5 402	730	782	5 212

Table C-14: Estimated added values for the tourism sector (ES3). Annual figures for 2009.

C.3.4 Village Gross Domestic Income

The mean annual expenses per village are estimated at 154 000 € and the mean GDI per village (i.e. the part of the incomes generated in the village) is 49 000 €.y-1. The previous results mean that villages are able to produce approximately 30% of their needs locally.

The added value of fishery and tourism represent an average of 19% and 8% respectively of the village GDI (extreme values are omitted). Added value of tourism is considered only at village level.

The subsistence fishery represent in average 10% of the non-cash needs of a village.

		Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifiu	Mean
Total annual expenses	euros	275 811	98 380	80 493	270 084	45 392	154 032
Total annual monetary expenses	euros	189 117	58 645	47 982	161 000	31 775	97 704
Estimated GDI for the village	euros	96 534	25 579	20 928	81 025	20 427	48 899
Fishery contribution to village GDI	%	13%	28%	16%	20%	36%	* 19%
Tourism contribution to village GDI	%	4%	14%	11%	4%	23%	* 8%
Subsistence fishery contribution to village non monetary incomes	%	11%	11%	8%	8%	26%	* 10%

Table C-15: Consolidated results of village monetary and non-monetary needs

(* Extreme values have been omitted)

C.3.5 Impacts of MPA on fishery productivity (spillover)

C.3.5.1 Impacts on CPUEs

For gillnets, the mean CPUEs for village with and without MPA is 7.2 kg.h⁻¹ (std=2.8) and 2.8 kg.h⁻¹ (std=1.8) respectively. The mean CPUE for all the villages is equivalent to 5.2 kg.h⁻¹ (std=2.5).

For speargun, the villages with MPA fish on average 3.18 kg.h⁻¹ (std=0.8) and villages without MPA: 2.1 kg.h⁻¹ (std=0.6). The mean CPUE is 2.9 kg.h⁻¹ (std=0.7) for all the villages.

The next figures describe more precisely the average CPUES observed at different locations with and without MPA and at a variable distance from the MPA border.

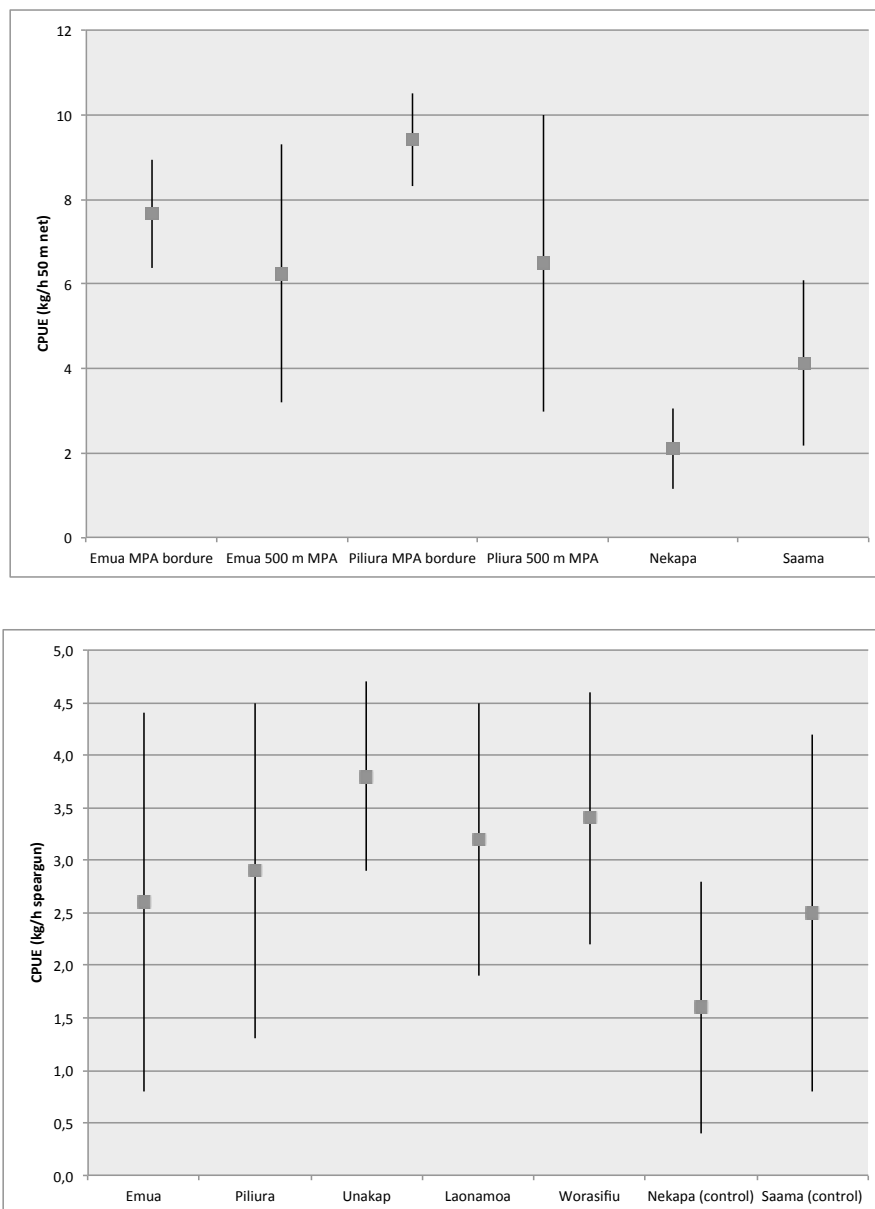


Figure C-15: Mean CPUEs for gillnets (n=76hours) and speargun fishing (n=170h) at different locations.

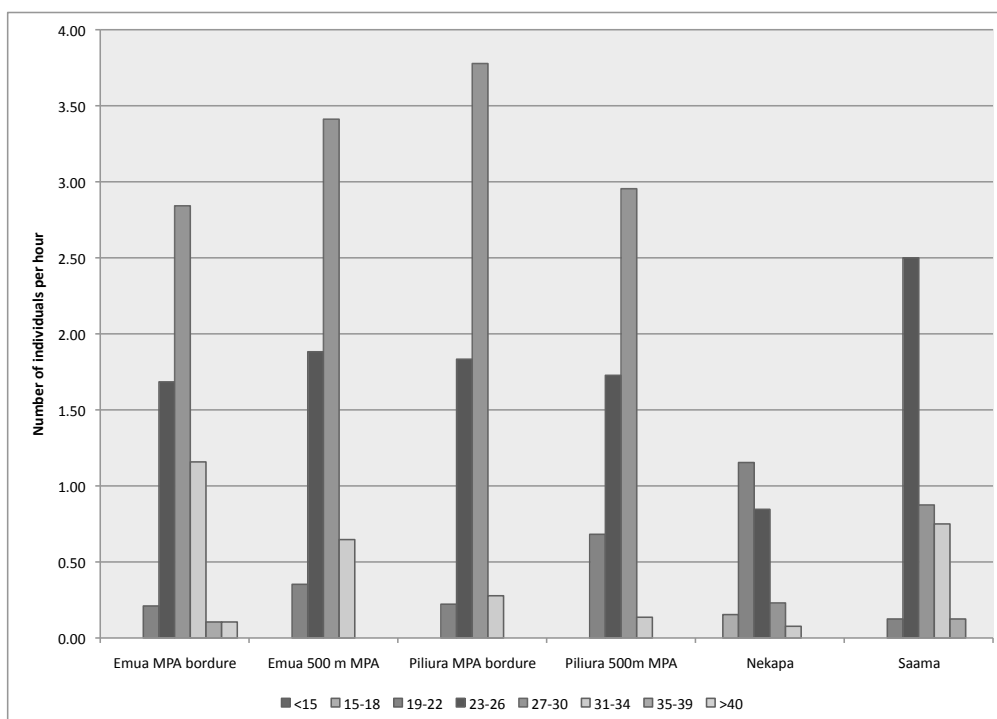


Figure C-16: Size distribution of the catches from different locations.

Results are expressed in number of individuals caught per hour of standard effort of gillnet for Scaridae sp.

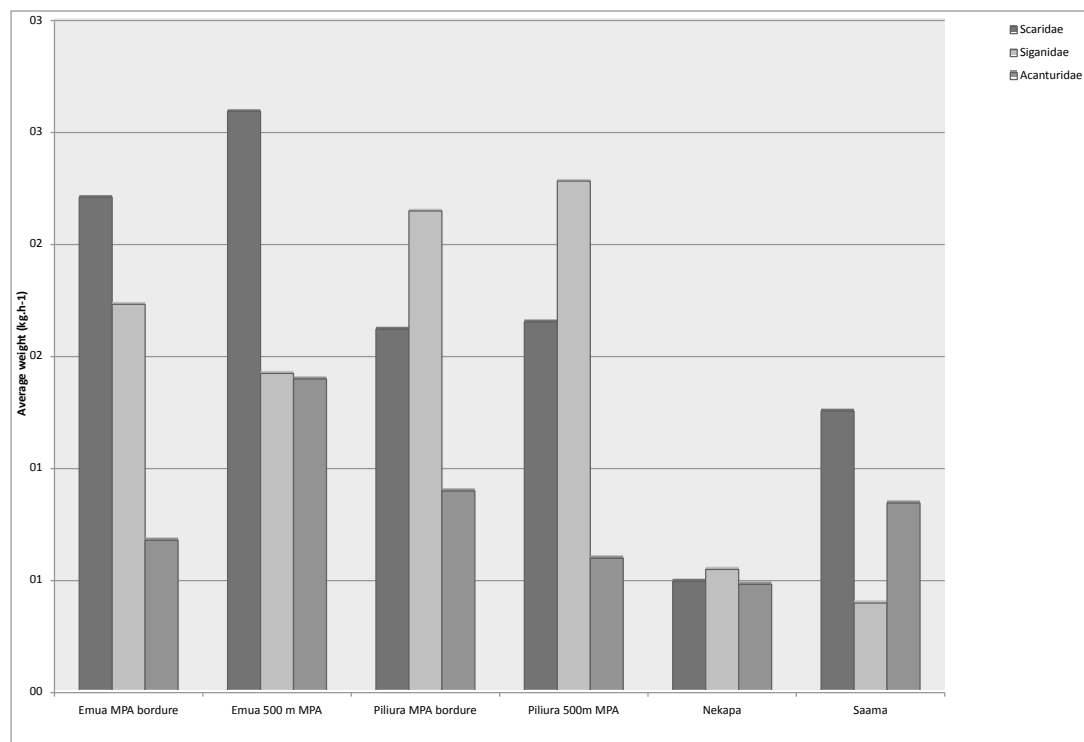


Figure C-17: Average weight of catches for different families.

Results are expressed in kg per hour of gillnet standard effort.

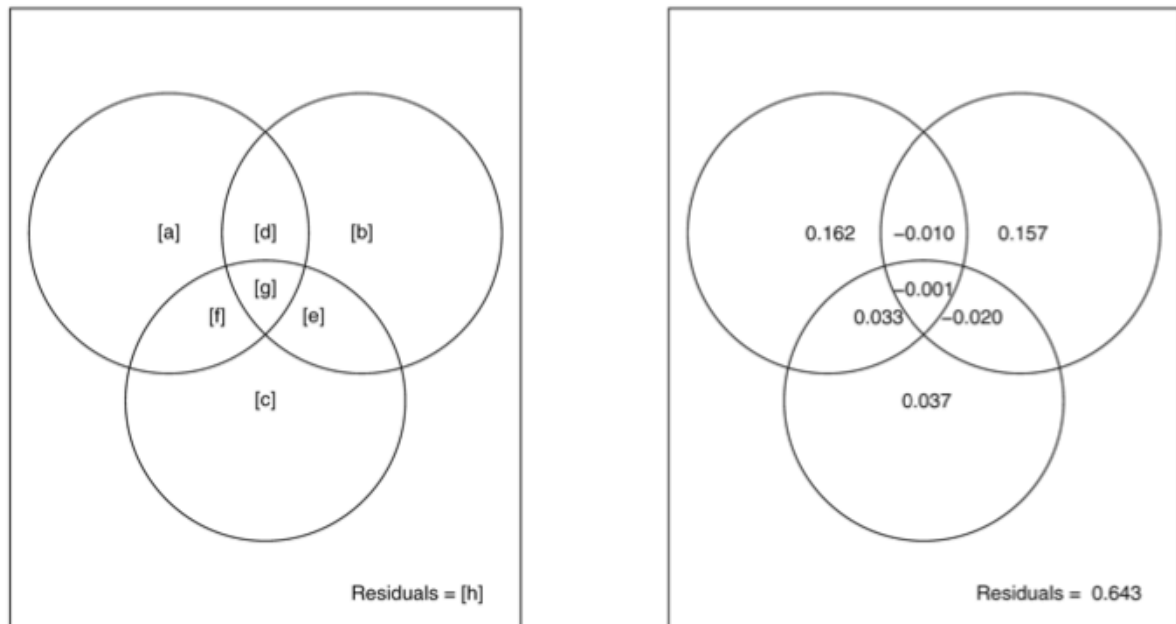


Figure C-18: Partition of variation in RDA (explanations in the text)

Results based on CPUEs of grouped species by family (Acanthuridae, Labridae, Lethrinidae, Scaridae and Siganidae). Fraction [a] corresponds to the variation explained by the ‘reserve’ variables (i.e. existence of the MPA and distance from the bordure of the MPA) alone, after accounting for the variation explained by the ‘temporality’ (i.e. moon and tide) and ‘habitat’ variables (depth, coral reef type and substrate). Explained variation is expressed by adjusted R2 and is tested by random permutations. The ‘reserve’ variables explain 16.2% of the variance of the species matrix, which is significant (**). Fraction [b] corresponds to the variation explained by the ‘temporality’ variables alone : 15,7% (*). Fraction [c] corresponds to the variation explained by the ‘habitat’ variables alone: 3,7% (n.s.). Other fractions represent the variation shared by 2 or 3 subsets of explanatory variables and are not testable. All variables explain 35.7% of the variation (***)

Results from the multivariate analysis and ordination are presented in Figure C-18. The ‘reserve’ variables (i.e. existence of the MPA and distance from the bordure of the MPA) have the most significant impact on net CPUEs for whole species with 16,2% of the variance explained with a significant level (**). The rest of the variation is explained by the ‘temporality’ variables (15,7% (*), the ‘habitat’ variables (3,7% (n.s.)). All variables explain 35.7% of the variation (***)

From that gradient ordination, it was concluded that variance is therefore partly explained by ‘reserve’ variables (existence and distance to MPA).

The same analysis applied to abundance by size class has shown that variability is mainly explained by habitat properties.

From the previous results, we concluded that MPA sites present a fish productivity higher than non-MPA locations. Increase in catch productivity is situated between 15% and 33% (kg.h-1) for gillnet and 6% to 22% (kg.h-1) for speargun métiers. These results represent the impact on CPUEs that can be attributed to the existence of the reserve.

C.3.6 Economic impacts of MPA on fisheries (ES 1 and ES 2)

The results of the MPA impacts on fishery yields are presented in the next table. The impacts of MPA on the CPUEs for the different metiers represent an average benefit of between 500 and 870 kg.y⁻¹ for each MPA village. Sporadic ceremonial catches inside MPA have represented an average of 96 kg.y⁻¹ for each village.

In monetary value the average impact on fishery is estimated at 2 300 €.y⁻¹ (std=1 050). Mean benefits for subsistence and commercial fishery is 1 300 €.y⁻¹ and 940 €.y⁻¹ respectively.

Average maximum and minimum values reveal a difference in the order of 1 000 € (41% of the mean) and reflect the uncertainties on fish yields and the MPA impact estimates.

		Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifu	Mean
MPA contribution in finfish catches volumes	min kg.y ⁻¹	710	430	204	743	392	496
	max kg.y ⁻¹	1 288	766	342	1 279	678	871
MPA contribution to trochas fishery	€.y ⁻¹	--	--	473	1 014	338	608
Mean MPA contribution to fishery added value	min €	1 981	1 212	1 020	3 083	1 441	1 747
	max €	3 600	2 168	1 402	4 613	2 262	2 809
	Best estimate	2 800	1 700	1 200	3 800	1 900	2 280

Table C-16: Estimates of MPA impacts on fishery yields in volume (kg) and added value (€).

As all the species are sold with the same price, the effects of MPA on specific commercial species are not revealed by the valuation. In the same way, the effects of MPA on the mean size of catches were not reflected either. The size has some influence in prices (normally bigger fish represent a bonus in price) but differences observed in the market price were hardly discernible and very variable. On the opposite, in the case of reef fish that are considered ciguatoxic, price is usually lower (or null) for big individuals. The effects of MPAs on catch variability are reflected in the annual benefits of the MPA villages and in the projections of the fishery (Cost Benefit chapter).

As explained, no catch of trochus fishery has occurred during our stay in the villages. The results of the surveys and expert interviews show that for some MPA villages no trochus collection was done in the last 3 years and stocks are still depleted or with a too low density for exploitation. Experts are very pessimistic about recovery for future exploitation. For other MPA villages (2 of them), fishermen have reported trochus collection and commercialization. Volumes were dependant on the size of the village in terms of fishing ground area and number of households. For the two villages, the average volume of trochus collection has been estimated to be 510 kg of shells every 3 years. Transformed to an annual basis with 2009 price this represents an average added value of 600 € per annum per village. As described before, all the benefits have stayed in the villages through fishermen or intermediaries.

C.3.7 MPA impacts on tourism visit motivations

The results of the AIA Analysis and professional interviews are presented in the next figure and table to determine the contributing factor (Ci) of MPA in tourism visit motivation. This factor is relatively important for most of the tourism activities and varies from 40 to 85%. It represents the contribution of the MPA in the choice destination by the tourist or in the activities undertaken locally.

In a similar way, it was estimated from the professional interviews, that, in average for 60% of the visitors, at least one member of the group has realized some snorkelling activities.

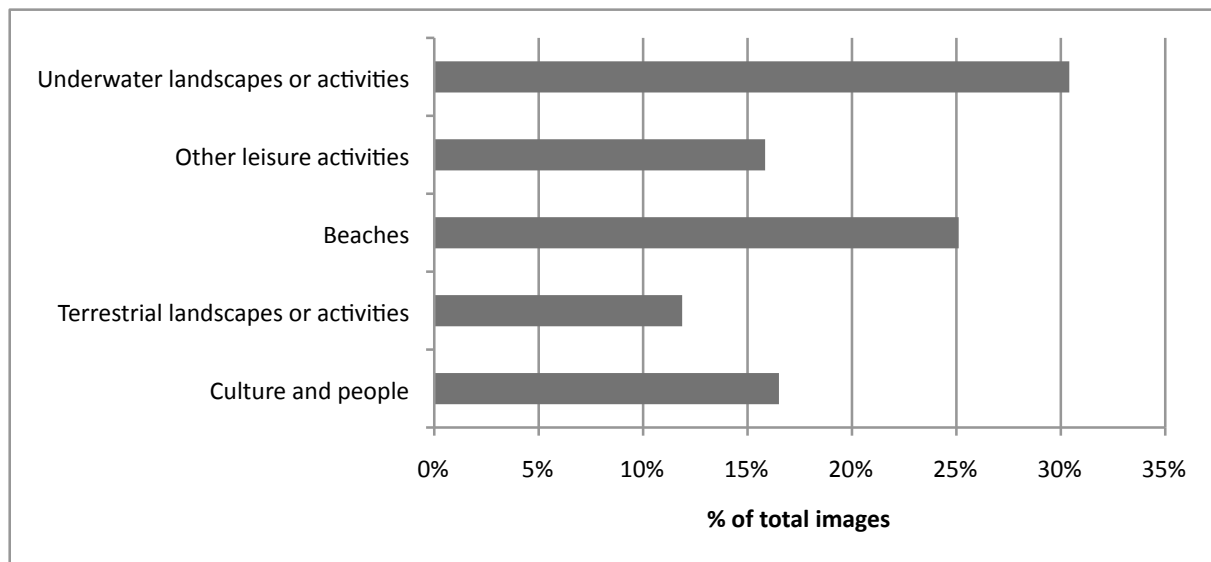


Figure C-19: Advertising Image Analysis based on 21 media support and 151 images.

MPA contributing factor (% of expenses)		<i>Emua</i>	<i>Piliura</i>	<i>Unakap</i>	<i>Laonamoa</i>	<i>Worasifu</i>
Day visits	min	50%	60%	65%	50%	45%
	max	70%	80%	85%	65%	60%
Guest houses	min	45%		40%	60%	56%
	max	60%		60%	75%	75%

Table C-17: Contributing factor of MPA in tourism activities

Expressed as a proportion of total expenses during the stay (%).

C.3.8 Economic impacts of MPA on tourism (ES 3)

The mean valuation of MPA impact on tourism visits represents an average added value of 4 900 € .y⁻¹ (std= 2 900) generated by each MPA. These benefits are mainly generated by day tour and guesthouse activities that received the main benefits from MPA.

MPA benefits are distributed among stakeholders at village and domestic level. Villages with guesthouses tend to keep all benefits in the village (private or community owned) whereas villages with day tour activities have a great part of the added value is for domestic stakeholders (operators, intermediaries).

Year 2009 MMA estimated impacts (€)		Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifu	Mean
Daytour activities	€ . y ⁻¹	939	9 861	638	1 140	548	2 625
Guest house	€ . y ⁻¹	1 550		394	1 439	2 691	1 215
Visits to MPA	€ . y ⁻¹			120	240	400	152
Scientific MPA tourism	€ . y ⁻¹	968	236	1 476	328	164	634
Diving visits	€ . y ⁻¹			600	960		312
Total	€ . y ⁻¹	3 457	10 097	3 228	4 107	3 803	4 938
Minimum impact valuation on tourism	€ . y ⁻¹	3 079	7 675	3 019	3 590	3 222	4 117
Maximum impact valuation on tourism	€ . y ⁻¹	3 835	12 519	3 436	4 625	4 383	5 760
Village level	€ . y ⁻¹	2 633	1 311	2 062	2 118	3 305	2 286
Other national stakeholders	€ . y ⁻¹	824	8 786	1 166	1 990	498	2 653

Table C-18: Estimates of MPA impacts on tourism added value (ES 3)

C.3.9 Economic impacts of MPA on coastal protection ecosystem service (ES 4)

As presented in the method chapter, the valuation was done in 3 steps:

- A. Identify coastal areas potentially at risk against the regime of coastal flooding events.
- B. Determine the contribution of coral reefs, mangroves and seagrass in the coastal protection of the vulnerable areas.
- C. Quantify and value the potential damage repair costs through the method of avoided costs:
 - C.1. Characterization of the assets exposed to risk (3 categories of land use)
 - C.2. Valuation of the total repair costs of direct and indirect tangible damages based on approximate values per land use category (object oriented data) and as a function of inundation depth (relative depth-damage function)

C.3.9.1 Coastal areas potentially at risk

The analysis of the different sources described in the method (oceanographic for major wind direction and extreme climatic event, topographic and geomorphologic) has permitted to delimitate the perimeter under risk of coastal flooding. Most of the villages present a similar pattern of people from villages living relatively high above the sea level. Due to the topography of the islands (volcanic with mountains), the villages are placed in the hills or quite far from the sea. Nonetheless, even if the majority of houses are protected naturally from coastal flooding, we identified some houses places in zones at risk in both countries.

Between 20 and 25 houses have been censused as potentially in risk. Regarding crops, the coconut plantation in the Undine bay (Vanuatu) was not identified as a potential flooding zone.

Even if some parts of the coastal road are in the flooding zone and maybe potentially damaged, it was decided not to take them in account due to lack of robust data on damage function and costs.

C.3.9.2 Contribution of coral reefs, mangroves and seagrass in the coastal protection of the vulnerable areas.

The contribution of the coral reef in the coastal protection index of the areas previously described have been estimated. Based on several mapping sources of coastal geomorphology, and bathymetry the level of protection provided by different factors were categorized through GIS analysis (see method, the sum-up table is recorded hereafter).

	Very strong	Strong	Medium	Low	None
	5	4	3	2	1
Geomorphology	Rocky shore	Mix of rocks/sediments/mangroves	Mangroves	Sediments	Beaches
Coastal exposure	Protected bay	Semi-protected bay	Artificial reefs	Low protected bay or coast	No protection
Reef morphology, area and distance to the coast	Continuous barrier (>80%) close to the coast (<1km)	Continuous barrier (>50%), patch reef, close to the coast (<1km)	Fringing reef (width >100 m)	Coral formation discontinuous	No reef
Inner slope, crest width	Very favorable conditions (gentle slope, large crest width)	Favorable conditions (slope, large crest width)	Favorable conditions (at least one component: slope, crest width)	Reduced favorable conditions (strong slope, reduced crest width)	None
Platform slope	6-10%	2.5-6%	1.1-2.5%	0.4-1.1%	< 0.4%
Mean depth (<1 km from the coastline)	> 30m	> 10 m	> 5m	< 5m	< 5m
Other ecosystems	mangroves, seagrass > 75% coastline	mangroves, seagrass > 50% coastline	mangroves, seagrass > 25% coastline	mangroves, seagrass <25% coastline, sand extraction areas	None

Table C-19: The calculation of the CPI (Coastal Protection Index) based on characteristics of the coastline

(Developed by Allenbach and Pascal).

We can comment that most of the sites have a relatively high coastal protection index (mean CPI>3) due mainly to be placed in semi-closed bay with natural barriers to winds and extreme climatic events. The presence of fringing reef on a relatively large band of the coast (>100 m in some of the villages) coupled with a relatively inner slope and shallow depth are the other main contributing factors. The weight of the fringing reef in the CPI vary from 30 to 40% with an average of 37%. For Emua the other ecosystems present are seagrass and mangroves (on a reduced width lesser than 15 m).

	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifu	Emua
Geomorphology	2	4	4	4	4
Coastal exposure	4	1	3	3	3
Reef morphology, area and distance to the coast	3	5	5	5	3
Inner slope, crest width	3	3	3	3	4
Platform slope	3	4	3	3	2
Mean depth (<1 km from the coastline)	3	5	5	3	3
Other ecosystems	1	1	1	1	2
Coastal protection index	2,71	3,29	3,43	3,14	3,00
Relative importance of the reef in the costal protection index	16%	20%	21%	25%	20%

Table C-20: Coastal protection index and weight of coral reef.

A. Characterisation of damages and economic valuation (C1 and C2 in the methodology)

The results of the economic valuation are based on the determination of the exposure to risk factor of buildings and infrastructures, the estimates of repairing costs from damage functions and the probability of the hazard. Main factors are sum-up in the same table.

	Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifu
Coastal protection index	3,0	2,7	3,3	3,4	3,1
Reef contribution to coastal protection	30%	37%	40%	30%	30%
Average damage costs (\$US.m⁻²)	231	231	231	231	231
Probability of hazard event	44%	44%	44%	44%	44%

Table C-21: Main factors used in the avoided damage valuation

Total avoided damages from flooding are estimated to be approx. \$US 37 k. When applying annual probability of hazard, the reef-contributing index and the MPA contribution this value is approx. \$US 7.3 k.y⁻¹ for all the villages. This figure represents the value of avoided damages from coastal flooding because of the presence of MPA. Results reflect the high level of uncertainties.

	Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifu	Mean
Number of houses at flood risk	1	6	6	8	2	5
Avoided damage costs	€ 8 000	48 000	48 000	64 000	16 000	36 800
MPA contribution	€·y⁻¹ 136	816	816	1 088	272	626
MPA contribution - minimum value	€·y ⁻¹ 32	192	192	256	64	147
MPA contribution - maximum value	€·y ⁻¹ 240	1 440	1 440	1 920	480	1 104

Table C-22: Parameters used in valuation of the coastal protection ecosystem service and MPA contribution

C.3.10 Economic impacts of MPA on bequest value (ES 5)

A comparison of selected variables in the transfer benefit approach between the Navakavu study (O'Garra, 2009) and the present one is presented in the next table. Data are harmonized with the respective PPP and Geary–Khamis dollar from CICP 2007 (Heston et al., 2009). Based on the study of these variables, the mean willingness to contribute per adult found in Fiji has been adapted to the Vanuatu study. An average contribution time of 2.4 hours per month per adult is proposed instead of the original 3 hours. The main explicative factor in this correction was “the most important livelihood activity” variable. The other variables of Human Development Index, average household incomes are mostly similar. As fishing was a main source of income for most of the households in the Navakavu zone, the willingness to contribute to ensure future fishing was probably higher than in Vanuatu.

	<i>Unit</i>	<i>Fidji-Navakavu</i>	<i>Study</i>	<i>Source of data</i>
Mean household size	Person	4,8	4,9	HIES, Fiji (2008-2009) - Vanuatu (2006)
Average wage rate	Euro.h ⁻¹	0,87-1,68	0,8-1,4	HIES, Fiji (2008-2009) - Vanuatu (2006)
Proportion of households owning a television	%	69,0	37,0	
Most important livelihood activity (% of revenue)	%	Fishing	Growing crops	
Monthly household cash income (PPP usd 2007)	PPP usd	928,6	1 103,9	(National Statistics office, PPP 2007: CICP)
Human Development Index	HDI	0,669	0,693	(UNDP, 2007)
Mean Willingness to contribute per adult	h.month⁻¹	3,0	2,4	

Table C-23: Variables used for the transfer benefit approach

Based on Willingness to contribute in time per adult to maintain ecosystem services of coral reef for future generations.

		Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifiu	<i>Mean</i>
Total bequest value (Willingness to contribute per village)	€·y ⁻¹	3 041	1 394	1 140	3 231	570	<i>1 875</i>
MPA contribution to bequest value	€·y⁻¹	1 064	488	399	1 131	200	<i>656</i>
MPA contribution to bequest value - minimum value	€·y ⁻¹	608	279	228	646	114	<i>375</i>
MPA contribution to bequest value - maximum value	€·y ⁻¹	1 521	697	570	1 616	285	<i>938</i>

Table C-24: Estimates of bequest values (annual figures) and MPA contribution

The mean result for the MPA impact on the annual bequest value is estimated to be: 650 €·y⁻¹ per MPA. Benefits for each village depend directly on each village population.

C.3.11 Economic impacts of MPA on the social, human and physical capital (ES 6)

Both MPAs and non-MPAs villages have received funds for assets purchased such as solar panels or water pumps. It was not possible to identify clearly through the interviews the role of the MPA in this fundraising activity. Therefore potential benefits in bridging social capital have not been valued.

For each village, sums comprised between 1 200 € and 2 400 € have been invested every year in trainings and workshops linked with MPA activities. The part of the skills and knowledge acquired during this trainings that may be useful for other sectors have been assessed in approximately 300 € to 630 €.y⁻¹ depending on the villages. This represents the valuation of annual impacts of MPA in human capital.

For physical impact, boats have been identified as the main MPA assets and both MPAs in the network disposed of a boat in 2009. In average, it has been estimated that 10% of its available time was dedicated to activities related to the MPA (e.g. monitoring, COTs collection, transport for meeting). The rest of the time was whether inactive or used for transport of goods or people from the village to closed places. The estimated added value of these other activities is close to zero meaning that incomes have compensated the running costs of the boat (i.e. inputs, maintenance and taxes).

C.3.12 Costs of MPAs

The total costs for Emua MPA were 6 182 € p.a. and 7 100 € p.a. for the MPA network (1 400 € p.a. for each of the 5 MPA inside the network). These values include amortizing setup costs on a 10-year basis (next table). For international comparison purposes, the average cost is equivalent to 14 100 €.y⁻¹.km⁻² of protected area or 2 100 €.y⁻¹.km⁻² of managed area.

Costs during all the setup phase were estimated at 25 500 € (5 100 € per MPA) for the network whereas Emua MPA spent 19 000 €. The weight of external assistance human resource costs is relevant (from 40% to 50% of the total) and reflects the role of NGOs or other agencies in the initial phase. The network has permitted to distribute the cost among different MPAs. The other costs are common to every MPA and cover equipments and meetings. Both the network and Emua MPA have received a boat.

Annual operational costs for 2009 is 900 € for each MPA in the network. Emua MPA has a running cost of 4 300 € p.a. Costs of human resource from external agencies or from staff from the village have represented the main item. Activities have covered the setup of the MPA management plan, the secretary tasks of meetings, budgets, proposals, etc. and the organization of awareness or monitoring campaigns. The transaction costs of the funding agency (through their estimated administrative cost of funding) represent the second one. The time dedicated to the boat for MPA activities has been estimated to be very low (10%) but other activities (e.g. transport) have allowed covering the annual running costs.

	Unit	Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifu	Average
Total costs w/amortizing setup costs	Euros.y ⁻¹	6 182	1 424	1 424	1 424	1 424	2 376
Total Costs per km2 of MPA	Euros.y ⁻¹ .km ⁻²	25 756	11 304	11 869	10 277	11 304	14 102
Total Costs per km2 of MPA	Euros.y ⁻¹ .km ⁻²	4 040	1 319	1 130	1 071	2 967	2 106

Table C-25: Total annual costs for each MPA (description in the text)

The capacity building costs have represented more than 25% of the observed costs in 2009 and have been directed to the village people in the form of (i) trainings on resource management, monitoring or environment and, (ii) campaign organized in the village to increase awareness about the environment. Costs of meetings and follow up visits were one important item due to the remoteness of the villages. Surprisingly, monitoring of resource and maintenance of MPA equipment have had a very low weight in annual budget and reflect that very few activities of this kind have been realized.

Opportunity costs have come from the time dedicated by voluntary members of the MPA (288 € for Emua and 60 €.y-1 for each other MPA). No extra cost or time due to fishing ground displacement has been observed with the different kind of métiers (cast nets, hand line, hand collecting as well as some other traditional gears (e.g. hand spear).

EUROS			
	MPA network	Per MPA	Emua
Setup costs	12 400	2 480	11 328
Meetings and workshops	1 920	384	1 640
External assistance (days)	9 520	1 904	8 928
Materials, misc.			360
Celebration event	960	192	400
Equipment	13 552	2 710	7 600
House /office	2 600	520	
Boat	7 440	1 488	5 600
Computer and others devices	1 560	312	
Signboard and signalisation	512	102	1 200
Buoys	960	192	400
Diving gears	240	48	240
Other	240	48	160
Operational costs	4 526	905	4 289
Training (in site and external)	662	132	573
Awareness campaigns	307	61	520
Monitoring costs (materials and transport)	480	96	192
Meetings & follow-up visits	720	144	640
Boat costs and others (gifts, communication)	216	43	
Administrative fee of funding agencies	1 093	219	659
Human resource	1 048	210	1 046
Staff	760	152	
Voluntary members (days)	288	58	384
External assistance			661

Table C-26: Details of MPA costs

The distribution of costs of MPA is relatively straightforward. Except the opportunity costs, all the costs have been funded by external agencies with international funding. We can therefore assume that the MPA has had very low costs for local and national stakeholders.

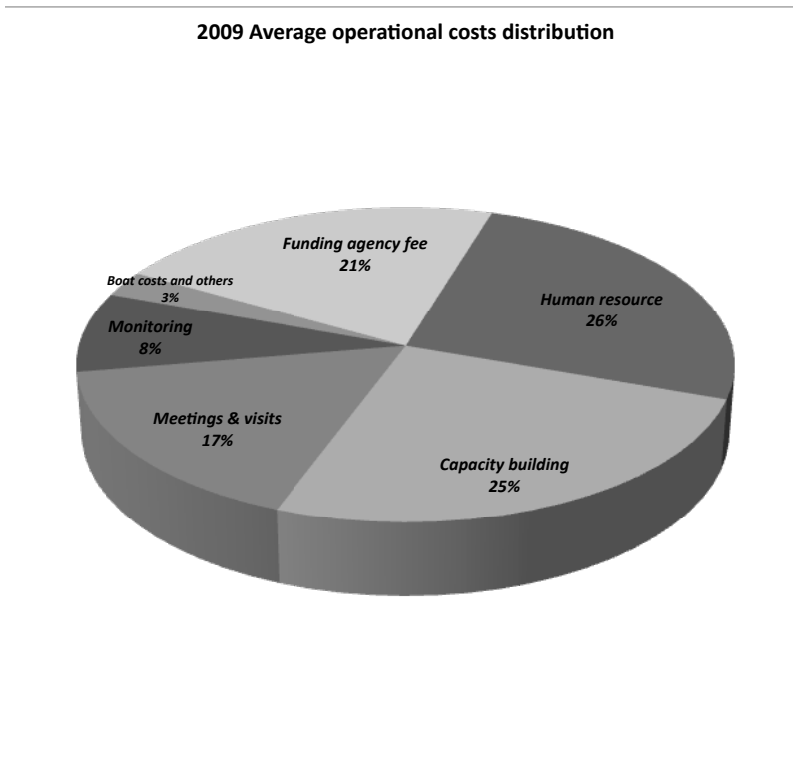


Figure C-20: MPA operational cost distribution (2009)

C.3.13 Ex-post financial analysis: P&L, B/C ratio and RoI

C.3.13.1 Profit and Loss statement

The profit and loss (P&L) statement for 2009 is based on the previous estimated values. The P&L show positive results for all villages meaning that annual benefits have overcome costs even when amortizing of the setup costs is included. The mean bottom line of MPA P&L is 6 500 € with a minimum and maximum value fluctuating between 4 370 € and 8 600 €. Results for Emua in terms of positive P&L are sensitive to main uncertainties with a switch value to a P&L close to zero when minimum estimates are applied. Results are presented in the next table. As a reference the net benefits per km² of MPA are given (mean=49 000 €.km⁻²).

		Emua	Piliura	Unakap	Laonamo	Worasifu	Mean
Profit & loss 2009							
Minimum MPA impacts	€·y ⁻¹	6 333	9 648	4 750	7 866	5 132	6 746
Maximum MPA impacts	€·y ⁻¹	9 828	17 115	7 140	13 064	7 701	10 969
Cost of MPA (w/amortizing)	€·y ⁻¹	-6 182	-1 424	-1 424	-1 424	-1 424	-2 376
MPA net benefit							
MPA net minimum benefits	€·y ⁻¹	152	8 224	3 326	6 442	3 707	4 370
MPA net maximum benefits	€·y ⁻¹	3 647	15 691	5 715	11 640	6 276	8 594
Total net benefits per km ² of MPA	€·y ⁻¹ ·km ²	7 913	94 899	37 671	65 229	39 618	49 066

Table C-27: MPA Profit & Loss statement for 2009

C.3.13.2 Historic Benefit/Cost ratios and Return on Investment (RoI)

When analysing the cash flows since the creation of MPA up to 2009, the mean NPV is positive (approximately 7 000 €). This means that after 5 years after the initial investment, benefits are greater than the costs. Nonetheless NPV has been negative for one village reflecting (i) that more time is necessary to compensate for the costs of MPA and/or (ii) the investment was too high.

		Emua	Piliura	Unakap	Laonamo	Worasifu	Mean
Present values (n=5, t=10%)							
MPA impacts on fishery added value	PV, euros	4 352	2 409	1 589	5 262	2 596	3 242
MPA impacts on tourism added value	PV, euros	5 571	14 393	4 784	6 087	5 636	7 294
Other MPA impacts	PV, euros	2 671	2 666	2 560	3 873	2 202	2 795
Costs of MPA	PV, euros	-23 553	-6 301	-6 301	-6 301	-6 301	-9 751
MPA net present value	PV, euros	-11 002	13 040	2 508	8 569	4 072	* 7 047

Table C-28: MPA Net Present Values from cost-benefit analysis.

*Based on estimated cash flows, 5 years after creation with a 10% discount rate, * negative values have been omitted.*

The mean Return on Investment after 5 years of activity is 0.4 (std=0.9) meaning that 1 euro invested has produced almost 0.5 euro in “tangible” net benefits through added value in fishery and tourism sector. As the ROI is positive, the benefits have exceeded the costs and the investment should be considered. A negative ROI would have meant that the costs have outweighed the benefits. An ROI of 0 means the benefits have equaled the costs.

The B/C ratio is higher than the RoI ratio and reflects the benefits created by other MPA impacts and the formula used. Following B/C ratio rule, the ratio of 1.8 means that policymakers can expect €1.8 in benefits for every €1 in costs. A ratio greater than 1 means the benefits outweigh the costs and the investment should be considered.

As for NPV, the ratios have identified a negative signal of investment for only one village (negative ROI and B/C ratio less than 1).

		Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifu	Mean
Present values (n=5, t=10%)							
MPA net present value	PV, euros	-11 002	13 040	2 508	8 569	4 072	7 047
B/C ratio		0,5	3,1	1,4	2,4	1,7	1,8
Return on Investment (RoI)		-0,6	1,7	0,0	0,8	0,3	0,4

Table C-29: RoI and B/C ratios for each MPA. Based on historic values starting from MPA creation to 2009.

For the stakeholder distribution, as observed before, almost all the MPA costs are assumed by external agencies. This involves that all the benefits generated in the village are net benefits for them (average= 6 200 €·y⁻¹).

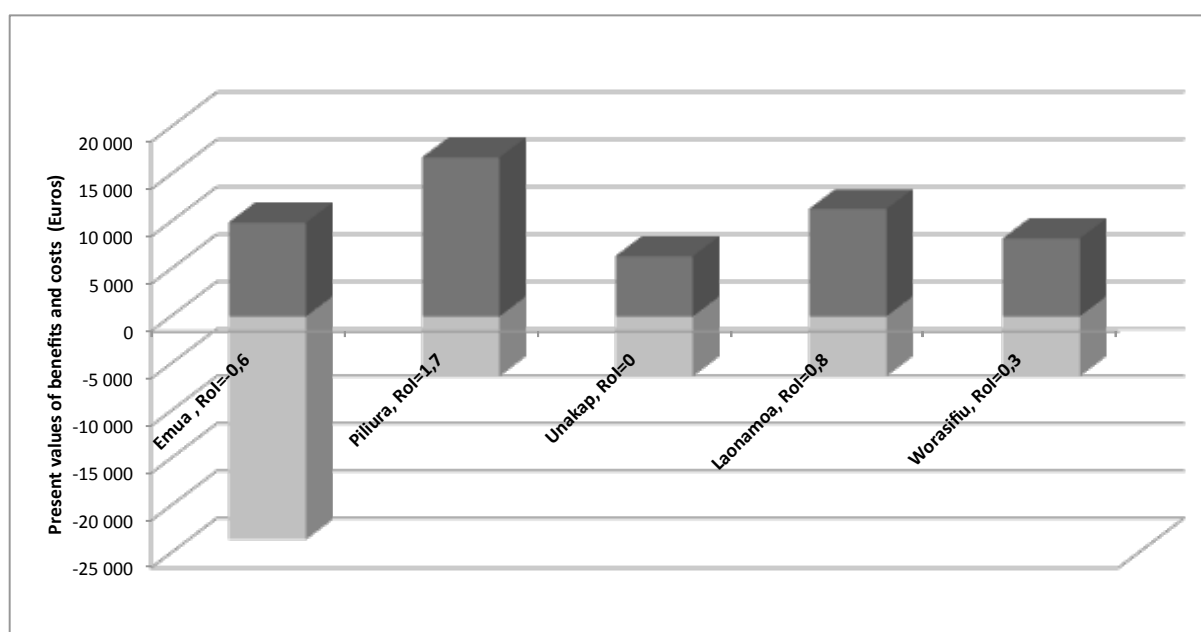


Figure C-21: MPA cost benefit analysis and Return on Investment,

Based on historic values, discount rate t=10%, benefits for all ES are in dark grey, costs (negative values) are in light grey.

C.3.14 Scenarios

The results of the 25-year projections on fishery and tourism added value are presented in the following table. The MSY for each village based on its reef area vary from 2.4 to 7.7 t·y⁻¹ with a mean value around 5.7 t·y⁻¹ for an added value of 17 000 €·y⁻¹. Tourism at national and village level has been projected to represent an average maximum added value of 47 000 €·y⁻¹ with a maximum value of 71 000 €·y⁻¹.

		Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifu	Mean
Fishery maximum yield	kg	7 650	5 400	6 300	6 650	2 400	5 680
Fishery maximum added value	euros	22 343	15 772	18 400	19 423	7 010	16 590
Tourism maximum added value (village level)	euros	12 245	7 483	6 411	12 499	15 951	10 918
Tourism maximum added value (consolidated)	euros	22 333	23 655	13 535	21 963	20 683	20 434

Table C-30: Projected values at 25 years for fishery and tourism sector.

C.3.15 Projected financial analysis

The results of the cost benefit analysis on projected values are presented in the next table. The present values (PV) are consolidated at village and national level.

		Emua	Piliura	Unakap	Laonamoa	Worasifu	Mean
Present values (n=25, t=10%)							
MPA impacts on fishery added value	PV, euros	21 078	12 137	12 257	23 572	9 638	15 736
MPA impacts on tourism added value	PV, euros	37 100	59 256	32 473	42 374	31 016	40 444
Other MPA impacts	PV, euros	15 305	10 689	8 930	14 156	7 504	11 317
Costs of MPA	PV, euros	-39 661	-10 503	-10 503	-10 503	-10 503	-16 334
TOTAL MPA net benefits	PV, euros	33 639	86 477	53 615	84 513	47 258	61 100
B/C ratio		1,9	7,8	5,1	7,6	4,6	5,4
Return on Investment (RoI)		0,5	5,8	3,3	5,3	2,9	3,5

Table C-31: Present values of benefits and costs of MPA (25y , discount rate=10%)

The analysis through the NPV presents positive returns for every MPA meaning that benefits flows have overcome costs in all the cases. In average the NPV at 25 years for each MPA is approximately 61 100 €. The main benefits are generated by impacts of MPA on tourism and fishery added value. In these projections the tourism benefits represent almost 3 times the fishery ones. In the projected timeline, the fishery benefits reach quickly their maximum value as the MSY is close to the present level whereas the tourism development is in a start-up phase and has a larger potential. Tourism sector presents heterogeneous results reflecting the different mix of tourism services.

As shown in the previous table, the benefits are relatively homogeneous for each village in terms of potential values for fishery and tourism but differences in MPA costs are present. This explains the differences in financial ratios.

In terms of B/C ratios, the MPAs have produced in average a 5.4 ratio with a minimum of 1.9 and a maximum of 7.8. The ratio means that 1€ invested by the funding agency is expected to return 5.4€ in benefits for all stakeholders.

In terms of RoI, mean return is around 3.5 (std=2.1) meaning that 1€ invested by the funding agency is expected to return 3.5€ in “tangible” added value (fishery and tourism sector). About 2.5€ will be directed to village stakeholders whereas national ones will receive the rest.

When included in calculations, the other benefits from MPAs (on bequest value, social capital and coastal protection) have improved the ratios but have not changed the overall conclusions (no switch from negative to positive ratio for example).

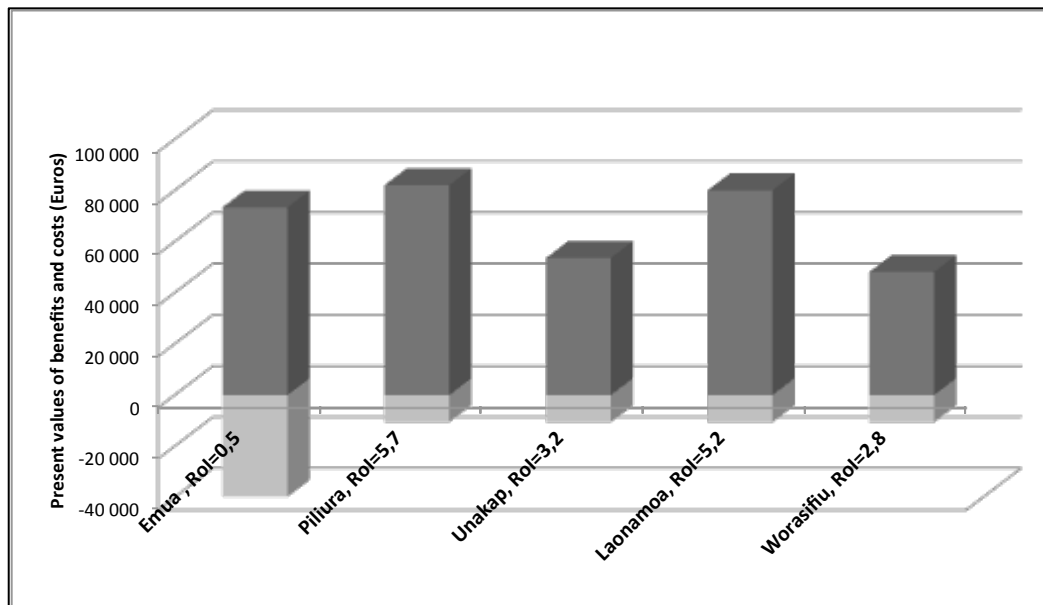


Figure C-22: MPA Cost Benefit analysis and Return on Investment,

Based on projected values at 25 years , discount rate $t=10\%$, benefits of all ES are in dark grey, costs (negative values) are in light grey.

C.3.16 Sensitivity analysis

Results of sensitivity tests have been applied to MPA P&L for 2009. Results with main uncertainties are presented in the next figure. No uncertainties on a unique benefit have been enough to switch positive results from P&L statement to a negative one. Nonetheless the combination of all minimum estimates is a switching value for one of the village (see P&L chapter).

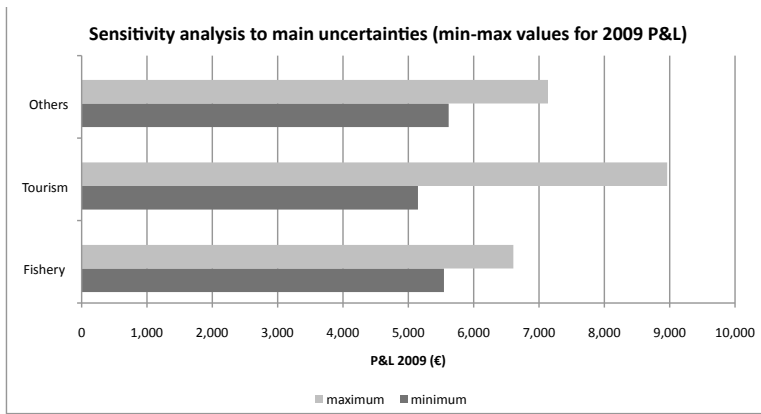


Figure C-23: sensitivity analysis to main uncertainties on impact estimates

Sensitivity analysis conducted on discount rate are presented in the next figure. The results of the study show a low sensitivity to different levels of discount rate on 25 years projections. The mean B/C ratio has increased from 4.4 to 6.1 when the minimum discount rate level is applied (5%).

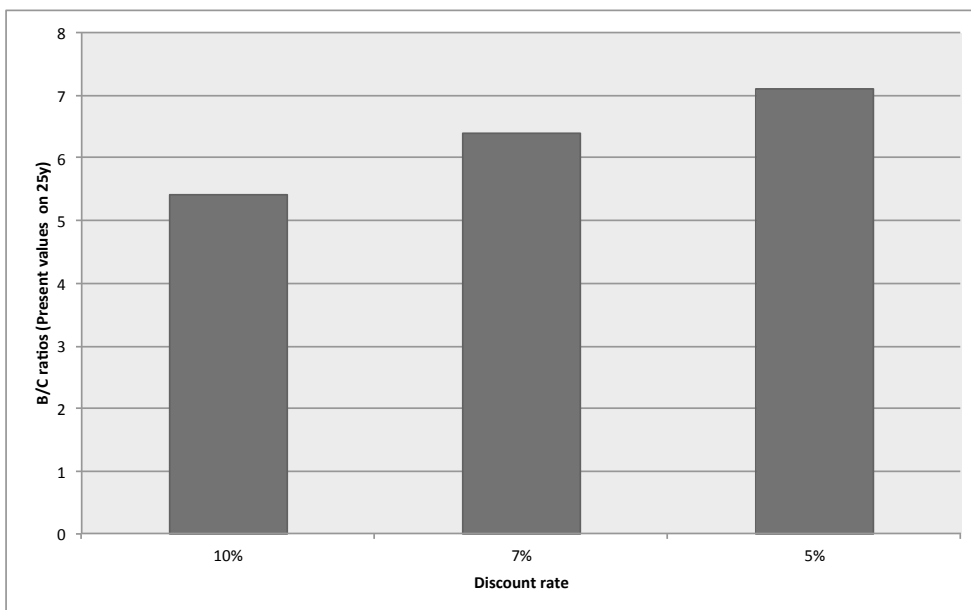


Figure C-24: sensitivity analysis to discount rate (t= 10%, 7% and 5%)

C.4 Conclusions

Investing in community-based MPA for the development bank: is it worth it? An investment appraisal has been made in 5 MPAs to respond to this question through a bottom line analysis on their impacts on economic growth and poverty reduction for local stakeholders. The objective of the investment appraisal is to give some criteria to support the decision-making process and facilitate comparison among projects.

C.4.1 Investment description

The average investment per community-based MPA is 2 400 €. y^{-1} (including amortizing of setup costs). Investments for each of the five MPAs have represented values ranging from 5 000 € to 19 000 € for the initial investment phase (setup and assets) and 900 € to 4 000 € for the annual operational costs. The investment has presented some original aspects: (i) the investment has been relatively low per receptor (village or community) and, (ii) investment was mainly focused on building capacity in the villages (70% of the operational costs) which will be the primarily responsible of the management of the MPA.

To be taken as a reference, the average annual cost observed has been 14 000 €.km⁻² of protected area (including amortizing of setup costs).

More than 95% of the origin of the costs has come from external agencies. Observed opportunity costs have been weak (estimated to be less than 400€.y⁻¹) and have mainly consisted of voluntary time dedicated to MPA management.

C.4.2 Investment appraisal

Regarding the impacts on economic growth and reduction of poverty, the following results have been found:

Result #1 MPAs managed by communities have made an average gross profit of around 8 900 €. y-1 (std=3 000). They concentrated mainly on rural tourism and fishery (56% and 26% of the total respectively), which represent both important sources of local cash incomes (30% of the total cash sources) and proteins for the villages. Less visible in the economic valuation, MPAs have had also positive impacts on the social capital, the ecosystem service of protection against waves and the option value attached to the ecosystem.

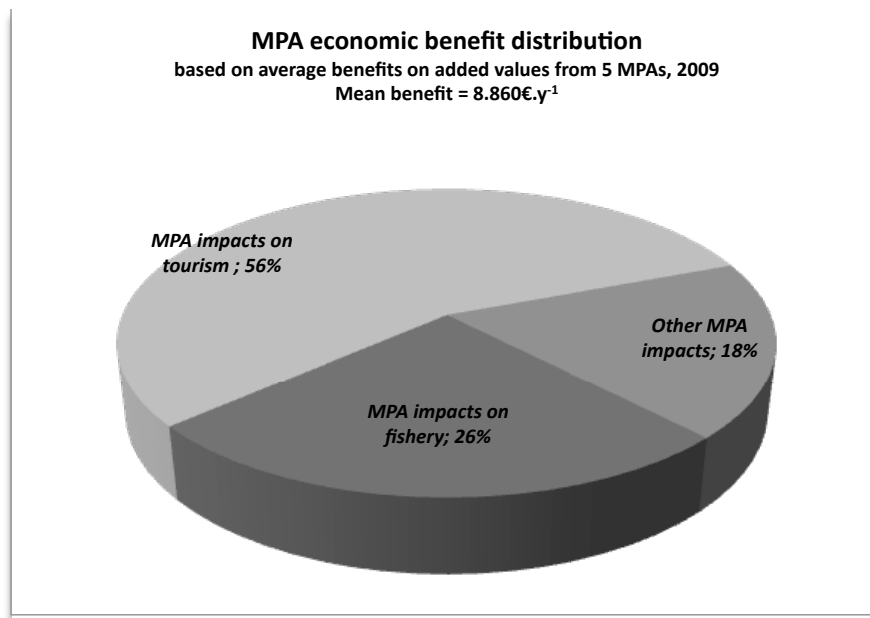


Figure C-25: MPA economic benefit distribution

Result #2 Mean observed Return on Investment (RoI) is 0.4 after 5 years (std=0.9) with a potential of 3.5 (std=2.1) after 25 years. Not all the investments in MPAs have been recuperated after the first 5 years and for some of them the B/C ratio stays close to 1 after 25 years of projections when main uncertainties on estimations are applied. Some precautions must therefore be taken in the MPA investment decision process.

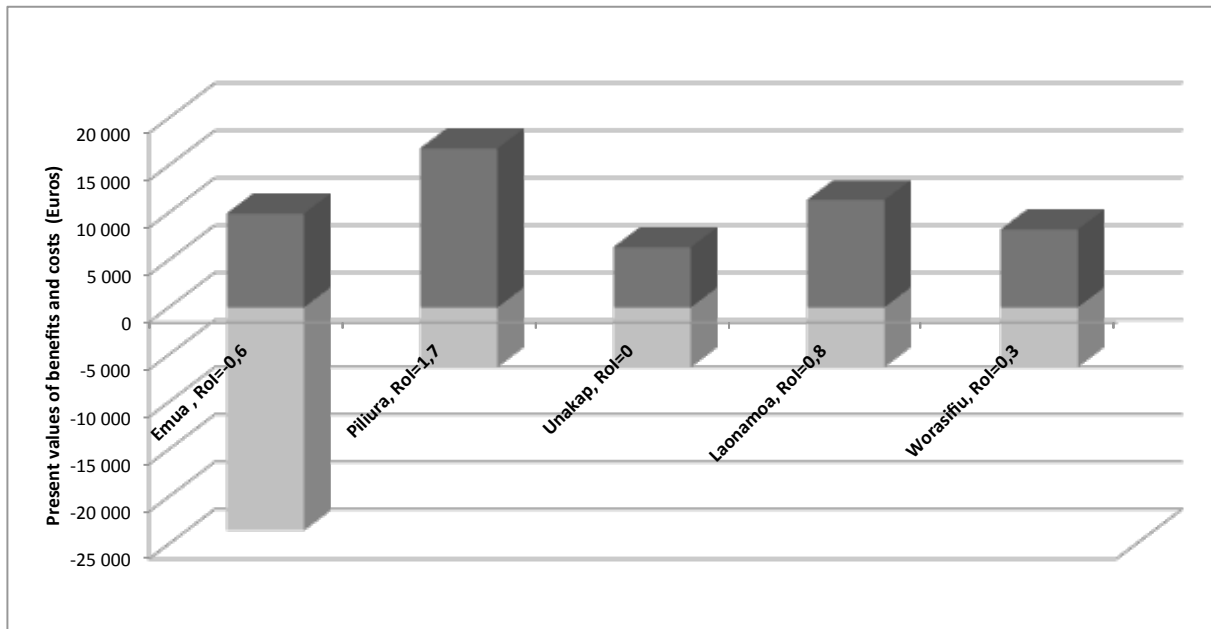


Figure C-26: MPA Return on Investment after 5 years of activity

Based on historic values, discount rate $t=10\%$, benefits for all ES are in dark grey, costs (negative values) are in light grey.

Result #3 If financial indicators drive the investment decision in MPA, the development stage of the village fishery and tourism sectors must be taken into account. When other success key factors for MPA (e.g. ecological adequate context and effectiveness of enforcement) are met, the development stage of both sectors has a direct influence on the level of B/C ratio and RoI and therefore on the optimal amount to be invested. Villages with low fishing effort and no tourism potential have given low RoI.

Result #4 Observed benefits on fishery sector from these small MPAs were revealed through an increase in productivity for the principal gears (estimated to vary from 4% to 33% increase in the catch per unit of effort). Both subsistence and commercial fishery were benefited. Other observed effects include: (i) catches more stable every fishing trip and, (ii) higher maximum fish size for villages with MPA. The MPA effects generally follow a gradient from the MPA border up to 500m before disappearing for the main species. For periodic MPA, the impact of opening temporarily the closed area seems to be low on the resource (less than 100kg.y-1) but important for the villages as catches are visible and shared within the community. Few effects have been observed on invertebrates. More generally, all these impacts on CPUES can be hard to perceive by local people, as increases are subtle for informal and artisanal fisheries. Fishery impacts have represented an average of 25% of the total benefits of the 5 MPAs.

Result #5 Benefits on tourism are present for the niche of rural tourism (through guest house and day tours family own-businesses). The importance of MPA in the choice of the site from visitors was estimated to vary between 40% and 75%. In a similar way, it was observed that, in average, for 60% of the visitors, at least one member of the group has realized some snorkelling activities. Nonetheless, the exact role of specific biodiversity indicators impacted by MPA (such as emblematic species, live coral reef coverage, etc.) compared to other attributes (i.e. transport, infrastructures, facilities) were not possible to be assessed due to the lack of control sites. The tourism benefits have represented more than 55% of the total benefits of the 5 MPAs.

Result #6 Other impacts include benefits on social and human capital, the option value and the ecosystem service of protection against waves. The first benefits have been observed through the estimated impacts of the learning from trainings and workshops. The benefits on the option value have been valued in terms of willingness to work through transfer benefit. This corresponds to the amount that people are ready to give to maintain in the future the potential of some ecosystem services such as fishing or tourism. The last benefit is the contribution of MPA in maintaining the ecosystem service of protection against wave produced by coral reefs. These three values have been estimated to represent 20% of the total benefits of the 5 MPAs.

Result #7 In average 70% of the benefits flows have been directed to the villages. The other 30% went to the national stakeholders (mainly through tourism activities). Main beneficiaries inside the villages are fishermen and tourism business owners. It was not possible to determine any revenue distribution indicators (e.g. Gini coefficient) because of the complex mix between subsistence,

customary and market economy. Nonetheless, fishery sector seems to have a wider distributional impact than tourism where benefits are concentrated in a few households.

Result #8 The opportunity costs at local level have been found to be very low and no local stakeholders have been identified as really worse off as regards to before the setup of the MPA. If we take in account that most, if not all, of the direct MPA costs are assumed by external agencies, the cost-benefit ratio is likely to be positive at a village level even when benefits are low (i.e. commercial fishery or tourism sector in a start-up phase). The need of compensation for conservation seems therefore not necessary.

Result #9 Observed benefits have represented an average of 7% of the total village Gross Domestic Income (GDI). Impacts have been assessed at a village level to take into account some characteristics of customary, community and subsistence economic specificities.

No observations have been found to demonstrate that MPAs have influence on the level of maximum sustainable yield for fishery or for the maximum carrying capacity for tourism. Therefore the hypothesis that MPA can ensure sustainable benefits (from fishery and tourism) at intergenerational scale remains uncertain.

D. General discussion

The recent growing expectations from CRESV in the Pacific brings new challenges both in improving the robustness of results through methodological progress and in increasing their policy relevance. This thesis therefore concentrates on topics that are still in exploration and not consolidated and represents a contribution in this direction. From the experiences of our 2 case studies, we intent to identify what results and learnings can be drawn out for other CRESV studies, for the environmental economy science and for coral reef management in general.

Three parts have been identified:

- In the first part, the results of the 2 studies have been compared to other studies in the coral reef Pacific and in the rest of the world. The objective was to identify context-specific characteristics that may explain the differences or similarities found. In the same way, some common features to all CRESV will be identified.

- In the second part, we focused discussions about the tools used by CRESV and the signal they transmit through their results. A selection of several points of discussions was made to keep this part as dynamic as possible. They cover (i) the aspects of observed against optimum level of ES valuation, (ii) the challenges of the spatial distribution of ecosystem services and processes, (iii) the production functions to value variations and scenarios (iv) the shadow prices and other values not reflected in our studies (non use), (v) the benefit transfer and, (vi) the projections of ES through scenarios.

- In the third part, we will direct discussion on the relevancy of CRESV to decision makers through the experiences of diffusion of the studies in New Caledonia and Vanuatu to different audiences.

D.1 Results interpretation

The contexts and results from a selection of total economic values studies in the South Pacific are briefly summarized in the form of an abstract and a table recapitulating their main quantitative results. The outputs are then discussed regarding the relative importance of the various ES across South Pacific contexts, and compared with valuations of coral reef ecosystem services for other parts of the world. These results are extracted or adapted from a scientific publication in which the author participated (Laurans et al., 2013a). Another scientific report in which the author participated has conducted a literature review about 15 studies on CBA of coral reefs and mangroves management. The selection does not pretend to be exhaustive, but to have selected the majority of the CBAs on mangroves and coral reefs, and therefore to be representative of the methodological and topical extent of the literature. Most of the studies were not published in peer-reviewed journals, but as reports by/for specific institutions. Of the 15 selected studies, 9 deal with coral reef ecosystems and 6 with mangrove forests. Details about the selected studies are given in annex F.2.

D.1.1 Relative importance and weight of ES in the economies of South Pacific islands

The analysis confirms that three main ES (e.g. tourism, coastal protection and coral reef fisheries in their different forms) explain over 80% of the total estimated value (see Table 4-2). They represent the key ecosystem services generated by these reefs in the Pacific, regardless of social and ecological contexts.

At the country scale, tourism and fisheries producer surplus represent values equivalent to 5% of the GDP of the islands on average (SD +/- 4). At the local scale for Vanuatu and Fiji, these two ES provide at least 25% of the monetary and non-monetary annual village incomes. In both cases, natural processes have produced added value to the economy in a non-negligible way. This highlights the high dependence of those economies to natural resources.

Surprisingly, value-added estimates in reef fisheries are nearly homogeneous across case studies, and unrelated to the types of fishing activities and of reef geomorphology. This result is related to the relatively low productivity of coral ecosystems and to a maximum fishing yield, which is rapidly met or exceeded, which will be commented further on.

Conversely, tourism ES appear quite variable in terms of values derived by countries or villages from marine related tourism. In all cases, the figures presented in this table relate specifically to tourism that depends on reefs with fairly similar attributes in terms of tourism business. Subsequently, the socio-cultural and developmental context of the tourism industry appears to provide a much better explanation of variation in values than the ecological attributes of the reef.

<i>In int. Dollar Per hectare</i>	New Caledonia	Vanuatu	Fiji	Marianne Is.	Hawaii
Subsistence fishing	46	147	336		
Commercial fishery	45	88	257	106	18
Recreational fishery	55	Non-existent	Negligible	72	
Underwater and nautical tourism	20	Negligible	Non-existent	1 595	939
Associated tourism	42	179	2	13 045	1 889
Coastal protection	394	38	350	2 782	
Research and education	8			273	
Bequest value	-	207	26		20
Amenity values					282
Total	609	658	972	17 873	3 148

Table D-1: Summary of South Pacific CRESVs.

All values are expressed in US\$ per hectare of coral cover per year at 2007 price levels. For commercial fishing, figures correspond to fishery industry added value based on market prices (production approach). For subsistence fishing, the method used is the production approach in all studies except Vanuatu and New Caledonia For recreation/tourism, results correspond to producer surplus from several methodologies (travel costs, production approach). For coastal protection, values are the results of avoided damages and replacement costs valuation methods (table extracted from Laurans et al. (in review)).

The Total Economic Value (TEV) of a Fijian Locally-Managed Marine Area (O'Garra, 2012)

The aim of this study was to estimate the total economic value (TEV) of the coastal ecosystems within the Navakavu Locally Managed Marine Area (LMMA). In addition, the study aimed to estimate the economic value of the LMMA management intervention, in order to assess the economic impact of establishing a protected area. Demand for this research came from the network of LMMA and several local stakeholders. Using several valuation methodologies – a contingent valuation questionnaire, a catch survey and benefits transfer from secondary data – this study has produced estimates of the economic value of key services provided by the marine ecosystems within the Navakavu LMMA (i.e., fisheries, coastal protection, bequest value and education).

Total economic value of Hawaiian coral reefs (Cesar and van Beukering, 2004)

The economic valuation of the coral reefs of Hawaii study was commissioned by the US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Coastal Ocean Programme. The three objectives of the study were: (i) to estimate the total economic value of Hawaii's coral reefs, (ii) to assess the economic costs of coral reef degradation; (iii) to compare the costs of benefits of selected management options to protect Hawaiian coral reefs. The services valued (and valuation methods employed) are: support to commercial fisheries (net factor income), tourism (net factor income), marine recreation (contingent valuation), amenity values (rough hedonic pricing) and non-use values (value transfer).

Total economic value of the coral reefs of Saipan in the Common-wealth of the Northern Mariana Islands (van Beukering et al., 2006)

This study was commissioned by the US National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) with the main objective to carry out an economic valuation of the six main services provided by selected coral reef areas on Saipan. The services valued (and the valuation methods employed) are: fishing (total revenue), recreational uses (value transfer), tourism uses (net factor income), shoreline protection (avoided damage costs), amenity values (value transfer), and information and education (gross expenditure). In addition to the estimation of TEV of Saipan's coral reefs in general, two extensions of the study aim to demonstrate the practical use of economic valuation for: i) representing the spatial variation of ecosystem service values across reef locations using a Geographic Information System (GIS) in order to aid the prioritization of different management options at various locations; ii) designing financing measures that take into account the value of coral reefs to the CNMI.

D.1.2 The value of ES from South Pacific coral reefs, compared to other coral regions

This chapter is quoted from a recent scientific article in which the author participated (Laurans et al., 2013a).

“In order to make a direct comparison between the values for coral reef ecosystem services in the South Pacific (summarised above) and those from other parts of the world, we review the international CRESV literature and calculate mean annual values per hectare. This ratio is of course a very simplistic one, and it does not account for all contextual differences between the reefs and uses being compared. This comparison, however, allows us to then comment on the reasons why values vary across coral reefs, and to formulate observations and hypotheses. Values have been standardised to US\$ and 2007 price levels using purchasing power parity exchange rates and GDP deflators from the World Bank World Development Indicators (indicated as “international \$” in the tables below; see World Bank, 2010).

Our review encompasses three key ecosystem services, namely i) fisheries, ii) recreation/tourism, and iii) coastal protection. The results are presented in Table D-2. This analysis supports the hypothesis that ecosystem service values from coral reefs in the South Pacific are significantly lower than in other regions. Recreation and tourism values per hectare of coral cover are found to be an order of magnitude lower in the South Pacific than in South East Asia and the Caribbean. This may be explained by relatively low rates of tourism in comparison to these regions. It is noted that per hectare values for Australia are even lower but this is due to the very large area of coral cover of the Great Barrier Reef (total recreation and tourism values for Australian reefs are still high). The value of South Pacific reefs in supporting commercial fisheries is also relatively low, particularly in comparison to South East Asia. This might reflect differences in types of fisheries across regions – with South Pacific fisheries being of smaller scale and less commercial oriented.

Regarding the value of reefs in providing coastal protection we again find that the South Pacific has the lowest values per hectare of coral cover. The value of coastal protection is largely driven by the size of the population affected by storms and floods and the value of assets that are damaged. South Pacific islands are generally less densely populated and have lower real estate values than other regions, particularly the Caribbean, and we therefore observe relatively low coastal protection values.”

		Recreation/Tourism	Commercial Fishing	Coastal Protection
South Pacific	Mean value	3,568	103	891
	N	5	5	4
SE Asia	Mean value	20,952	2,533	2,831
	N	27	10	7
Australia	Mean value	1,846	273	-
	N	14	4	-
Caribbean	Mean value	25,085	691	34,292
	N	16	1	1

Table D-2: Comparison of values (US\$) for ES from coral reefs in the South Pacific and other regions

(extracted from Laurans et al (2013).

All values are expressed in US\$ per hectare of coral cover per year at 2007 price levels. For commercial fishing, figures correspond to fishery industry added value based on market prices (production approach). For recreation/tourism, results correspond to producer surplus from several methodologies (travel costs, production approach). For coastal protection, values are the results of avoided damages and replacement costs valuation methods.

D.1.3 Benefits of MPA, compared to other coral regions

A study sharing the same approach as our was conducted by White et al. (2000) in Olango island, Cebu (Philippines) and showed a very strong justification on the part of local and national government and private sector groups to invest in the management of reefs to generate current annual net revenue ranging from US\$ 38,300-63,400 per km². Another similar approach is provided by Caesar and Chong (2006) assessed the economic interest to set an MPA in Portland Bight Area (Jamaica), found a total (incremental) benefits estimated around US\$ 40.8 million (in the pessimistic tourism case), hence justifying the US\$ 19.2 million costs involved in the MPA implementation over 25 years. Crossing the global financial benefits with the surface of the Jamaican MPA carries out a rough figure of US\$ 21,700 per year per km². Though slightly greater, our key-figures (in Vanuatu US\$ 44,000 per km²) are still consistent with all these findings. Another CBA was conducted in the Marine National Park of Bonaire, specifically focusing on the interest of managing the reef quality to maintain and develop the attractiveness of diving tourism (Parsons and Thur, 2007).

Most other CBAs for coral reef management are found in the grey literature. For example, studies in South Africa and Vietnam found Net Present Values of MPAs were estimated at US\$ 10.4

million (Turpie et al. 2006) and US\$ 18.9 million (Nam et al. 2005), respectively. However, these results at a global scale are difficult to link with our single MPA figures. Other CBA reports significantly differ from our objectives as they focus on analysing other management options. For example, Fahrudin (2003) looked at the economic effect of reducing coral threats (cyanide and coral collection) in Indonesia, while Beukering and Caesar (2002) analysed the management options of six MPAs in Hawaii, and Clarke et al. (2010) assessed the cost and benefits of a zoning extension of a marine park in Australia.

Another interesting feature of our approach is the unique manner of calculating costs for MPA establishment and management. Our study indicated that these costs per km² were around 7 times greater than the meta-analytical average cost estimates of Balmford et al. (2004) at US\$ 2,698 per km² per year and at least four times their estimates if comparing only annual direct operational costs (US\$ 9,800 in Vanuatu). These same authors estimated that total running costs per unit area were greater for MPAs in developed countries, and that the strongest cost correlation was with MPA size; per unit area, bigger MPAs cost substantially less to run. When compared to a recent study conducted in St Martin (Pascal, 2012), the present study shows contradictory results regarding these two points as the status of being an MPA in a developed country (i.e. Saint-Martin) seems to overtake (by 22% per km²) the cost advantage of scale in developing countries (i.e. Vanuatu). From a donor point of view an important difference exists as almost all the Vanuatu MPA costs are assumed by external agencies whereas local public funding covers almost 70% of Saint Martin costs.

D.2 Transmit a correct signal about ecosystem services

D.2.1 Observed values versus option, optimum and best use values

The two studies have focused their valuation on observed values instead of potential or maximum values calculated from model or other experiences. This choice was made to reflect as best as possible the reality of the direct and indirect use of the Coral Reef ecosystems. The objective was to enable comparison of results with GDP figures for a given year. In the same way, it was intended to highlight “real” cash flow in the territory economy generated or linked to the existence of these ecosystems. The calculated values are designed to be “*a minima*” values (Chevassus-au-Louis et al., 2009), without any projection in time, and accordingly do not reflect anything about optimality or the actual performance of the current uses. Moreover, these values are not exhaustive, and only a “snapshot point” in time.

Two main limitations have been identified about this approach. On one hand, realizing a “snapshot” valuation of ES produced during a given year does not give any indication of the ecological sustainability of the use. As explained in the next paragraph, this is critical information for a renewable resource such as fish and invertebrates. Effectively, a valuation can highlight an important value for fishery during the study year but if no indicators of sustainability are given, there is no guarantee this value can be maintained. The same argument applies to tourism where a valuation of a high concentration of tourism business can boost the TEV without taking into account the impacts this same industry generates on the ecosystems. The Sheraton paradox (Mirault, 2006) describes how, for some economic valuation studies, the value of tourism services depends mainly on hotel room capacity (essentially the multiplier for per tourist day expenditure estimates) independent of the cumulative effect of increasing tourism pressure on the ecosystem through waste management, water use, infrastructure investments, congestion effects, etc. An optimum value to be used as a benchmark to ensure valuation reflects sustainable use is recommended. The determination of optimum use is made by systematically answering the criteria of the principle, i.e., the only one use or group of associated uses that is (are) ecologically sustainable, legally permissible, financially feasible and maximally productive (Goodwin, 2007).

On the other hand, the same “year snapshot” valuation of ES reflects the level of current use of the ecosystem and not the potential or optional one. This applies specifically to fishery and tourism where, as explained before, the socio-economic context will be more determinant in the valuation than the ecological characteristics of the site (e.g. a coral reef with similar habitat and fish density attributes will have a higher value if several international resorts are closed to it). A best use value must be identified to reflect this potentiality taking into account ecological, social, economic and

business contexts. As explained in the next chapter, appraisal techniques of land assets with Business Enterprise Valuation Technique bring interesting ideas for tourism developments. The approach is similar to what has been done in the New Caledonia study with the calculations of the bio-prospection potential fees. A business valuation of molecule development from collection to marketing has been developed to determine a potential basis for fee to be paid during prospection.

Another approach is proposed by the CAS report (Chevassus-au-Louis et al., 2009) which refers to the "maximum plausible" that it might be possible to determine qualitatively (based on expert opinions, etc.) or quantitatively (functions production) for some services.

Also, all activities related to previously listed use values (direct and indirect) could potentially have a component of option value. For example, not all known marine resources need to be exploited today (even in a sustainable way). One possibility is that some stocks may be exploited immediately and some left untouched as options for the future. These two types of values are likely to be monetized differently in the subsequent economic valuation.

As an example of option values for indirect use, coastal protection processes have no use value if nobody is using the coastal zone, for example in a region with no inhabitants. Nonetheless, we may want to attach value to those processes (and the ecosystems generating them) as providing options for future use. Option values also apply to non-consumptive uses: we may want to set aside areas as valuable for future tourism, even if currently they are not used as such.

The estimation of a single monetary value to characterize an ecosystem service must therefore be "contextualized" with information about environmental sustainability and potential of ecosystem service evaluated. Fishery and tourism are discussed in the next paragraphs.

D.2.1.1 Fishery ecosystem services: observed versus potential values

For fishing, the concept of renewable resource leads to refer to a maximum sustainable catch level. The theory is that this level corresponds to catches and fishing practices that would be considered stable over time because they would not affect the rate of natural renewal of the resource (Armada et al., 2009, Dalzell and Adams, 1997). In the calculations of maximum plausible usage, the various environmental variables as input parameters of the production function (health of ecosystems, trophic relationships, fishing effort, etc.) will be placed at an optimal level.

To do so, some of the CRESVs have proposed to reintroduce the use of the "Maximum Sustainable Yield" (MSY) coupled with expert opinions. The MSY is described in many fishery management works (Dalzell and Adams, 1997; Labrosse et al., 2000) and theoretically corresponds

to the catch that would be considered stable over several generations, since it would not affect the rate of natural renewal of the resource. Nonetheless, some caveats should be mentioned, when applying this approach for ES valuation:

(i) Reef fisheries science shows that the calculations of MSY for these multi-species fisheries are highly uncertain and highly variable depending on ecological context (Munro, 1984). There is no consensus among experts on indicators to assess whether the quantities extracted by reef and lagoon fisheries can be considered sustainable or not. As a reference, the indicative levels of sustainable exploitation of fisheries and reefs in the Pacific vary from 3 to 20 t.km⁻².y⁻¹ (Dalzell and Adams, 1997; Jennings and Polunin, 1995; Kuster et al., 2005; Labrosse et al., 2000; Munro, 1984; Newton et al., 2007);

(ii) As it is the case in general for ES, the level of sustainable activity for one ES may not be compatible with the sustainable level of another ES (Dixon, 1993; Groot et al., 2010). For example, conflicts have been observed between fishery catch of specific species and the scuba diving industry, dependant on their clients' encounter rate with these species (Rudd and Tupper, 2002).

This approach was applied to the New Caledonia study. The few studies addressing this issue on the New Caledonia reef seem to consider that, except for some very specific fishing areas and species for export, the New Caledonia reef is not overexploited (Dalzell and Adams, 1997; Guillemot et al., 2009; Labrosse et al., 2000). These studies are based on catches indices (CPUE, average size of catches) by analysing their evolution in time or in comparison to other fisheries in the Pacific. On this basis the levels of exploitation of fisheries were compared with the theoretical thresholds. The spatial resolution of the results at the commune level is very rough and this comparison plays only a very indicative role to identify cases of overexploitation. On the scale of the 26 municipalities studied and estimates of areas of fishing grounds and reefs, no fishery has been considered in a state of overexploitation. The monetary valuation of the fishery ecosystem service can therefore be completed with an indicator regarding its ecological sustainability. We recall that this validation require a more detailed analysis at a smaller scale and specific to some species (e.g. sea cucumbers).

In the case of under-utilization, a potential or best use analysis should be performed. This is similar to the option value. Based on the differences between the current levels of exploitation and potential levels, and comparing this difference with future consumption of seafood a best use fishery value can be obtained. This study should take into account population projections, the evolution of fresh and imported fish consumption, fishery bio economic models and spatial features. This kind of work is generally beyond the scope of many studies limited in resource and time. This is why the option value of the fishery is generally not reflected in the results.

Many bio economic fishery models have been developed (Holland, 2000; Leonart et al., 2000; Pauly et al., 2000; Pelletier and Mahevas, 2005; Sanchirico and Wilen, 1998) to give more precise and robust results about sustainable levels and “command and control” measures. Depending on the model used (spatial or not, multispecies or not, etc.), they permit to assess some of the expected effects from fishery management such as: spawning stock biomass increase, spillover, larval export, fecundity improvement with age and size differential price (Pelletier and Mahevas, 2005). Nonetheless most of the coral reefs models are very data demanding with many (if not most) of the data estimated and very few are operationalized by end-users such as government fishery departments or fishery regional agencies (pers. observ.) Therefore they usually require to be calibrated specifically to answer this response of multispecies maximum levels of yields. The latter may explain why so few economic studies have used this kind of model to assess optimal values of extractive fishery.

D.2.1.2 Tourism ecosystem services: observed versus sustainable and potential values

Optimum use

For tourism, the concepts of carrying capacity, maximum load capacity and limits of acceptable change (LAC) are the most commonly used to reflect ecological sustainability (McElroy, 2003; Spurgeon, 2004; Stoeckl et al., 2010). Like any ecosystem, coral reefs have capacities of regeneration from minor impacts from natural and human origin. But the cumulative effect of thousands of these minor impacts can create damage often not reversible when threshold levels are reached. The concept of carrying capacity is the number of visitors an ecosystem can tolerate without suffering irreparable degradation (Wielgus et al., 2002). The concept of acceptable limits of change sets standards for minimum acceptable conditions (which may differ from the desired conditions). This involves defining the limits of ecological and sociological changes that could cause some degradation but that will be allowed on site. The focus is placed more on the desired conditions of the site than on the amount of usage that the site can tolerate (Stankey et al., 1985).

Other tools such as Mc Elroy’s tourism penetration index (TPI) and Butler’s tourist destination product life cycle are useful in analysing how sustainable the current level of tourism is (Butler, 1980; McElroy, 2003). These tools take into consideration factors such as the number of days the average visitor stays and the amount of environmental resources used by guests. The TPI is designed for destinations as an indicator that they may be going over carrying capacity.

For diving activity, the literature gives us quite different carrying capacities. For Hasler et al (Hasler and Ott, 2008), a total of 500 dives per site per year is sufficient to cause substantial damage

to the sites. Dixon et al (1993) suggests a much larger number from 4 000 to 6 000 dives per site per year to cause prolonged damage to the environment. In practice, many sites are not frequented the same way and only complete data communication by the clubs would identify problem sites.

Other research works, where users were asked in order to see how "the quality of their visit" could be impacted by overcrowding, bring different results of levels (Barker and Roberts, 2004; Fau et al., 2008; Park et al., 2000).

Potential tourism values

Several methodologies to determine the potential value of an ecosystem for tourism are possible. Even if none of the study produced figures about potential tourism values, all the proposed methodologies rely on the method used through the 2 case studies. It is the competitiveness analysis of the destination based on the Advertising Image analysis and professional interviews. As shown in New Caledonia, the destination competitiveness is based on both comparative advantage and competitive advantage. Whilst the competitiveness of individual firms is an important element of the reef tourism industry, it is the destination competitiveness of the country that is of principle interest. Models of destination choice generally combine measures of the destination's attributes ("pull" measures) with the tourists travel motivation ("push" factors) to cover all the subjective factors intervening in the decision process. Several authors have attempted to identify the "pull" attributes that may attract tourists to reef destinations (Asafu-Adjaye and Tapsuwan, 2008; Brander et al., 2007; Park et al., 2000). These attributes are numerous and maybe complex to separate (see next figure and table). They include both characteristics of the ecosystem and of the surrounding man-made environment. These studies also highlight that the importance of each of these attributes in the choice of the destination and the satisfaction from the visit varies greatly upon the context. Substitution in recreation demand is an important element when determining the potential impacts of resource changes and it seems important to collect information on the availability of substitute sites, substitute site prices, and the substitution relationship across sites and among activities.

Ecosystem characteristics	Non-ecosystem characteristics
Presence of emblematic species	Accessibility
Species diversity (micro and macro)	Wrecks
Ecosystem health	Congestion of the sites
Underwater landscape and caves	Security and technical difficulty of diving
Water transparency	Context and other activities attached to site

Table D-3: Main attributes in destination choice for scuba diving industry

It is not always possible to isolate a manageable number of factors in the process by which a tourist chooses a destination, because most destinations have many attributes. Parry and McElroy

(Parry and McElroy, 2009) and Tourism and Transport Consult (Tourism and Transport Consult, 2005) identify about 30 factors that are relevant to a tourist's choice of destination and satisfaction from the stay. Such factors (described in the next figure) include accessibility, price, existing infrastructures, security, cultural atmosphere, hospitality, proposed activities, etc. Considering the number and variety of factors, some of which are difficult to quantify, it is generally difficult to assess the expenses from tourism that are directly attributable to an ecosystem.

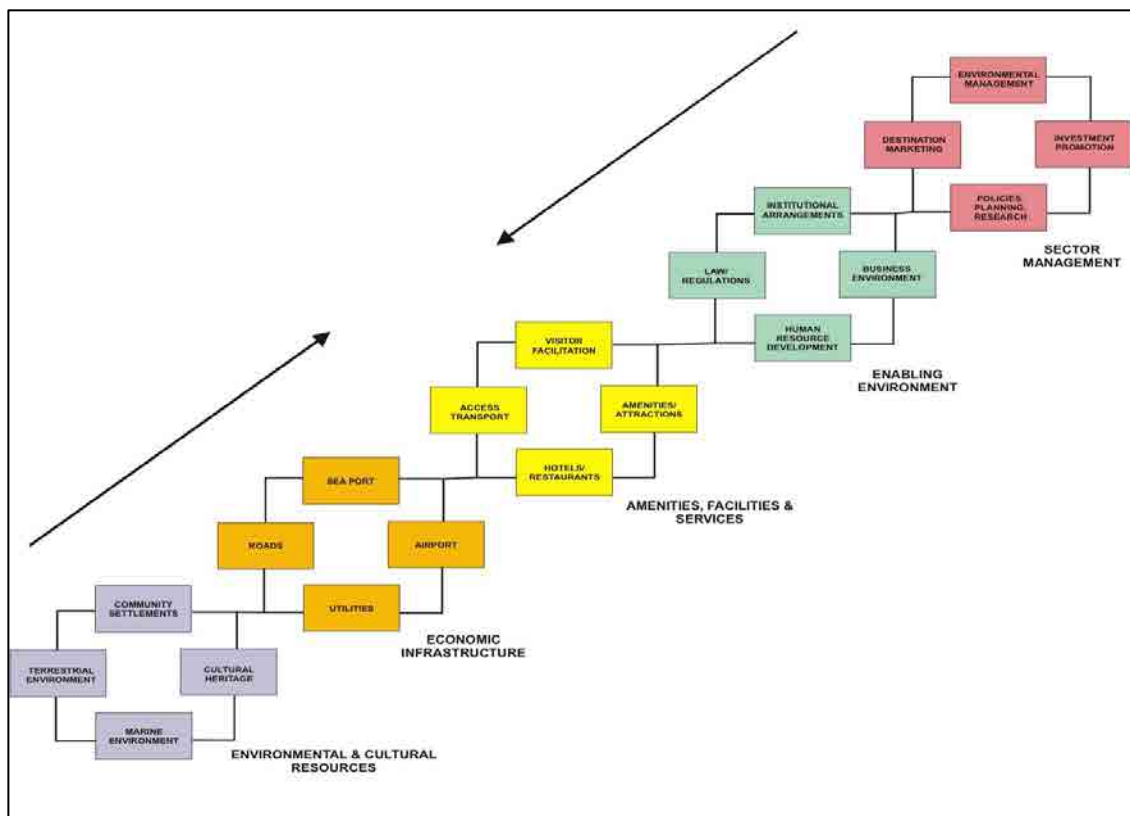


Figure D-1: Attributes associated with reef-related tourism

Another approach for potential values is the use of appraisal techniques for submerged lands valuation and corresponding lease rates. They employ the highest and best use analysis. The Business enterprise valuation Technique (BevT) is necessary for the determination of the financial feasibility of the development, as well as the determination of its maximal productivity. It is also used in conjunction with the cost approach and the sales comparison approach. The BevT is not a business valuation¹⁵ and is realised at a site or national scale based usually on official tourism development plan.

¹⁵ The purpose of a business valuation is to value the shares of a company or a business that may also include investment assets and liabilities other than the subject property and its actual or hypothetical development and specifically related profit centres

D.2.2 Shadow prices

As proposed through the methodological choices exposed in our 2 case studies, CRESV with financial values (*a minima* value) may be enough to reflect the balance of impacts of policies in CBA exercises. Nonetheless, other approaches have been proposed to improve these first estimates.

The impact of most extractive and non-extractive activities create externalities that are not taken into account in the market price of the goods produced. They also generally include subsistence practices, for which output there isn't a price at all. These issues can be dealt with by estimating the true social cost, or shadow price¹⁶, of the activities. They therefore include additional costs and benefits such as the subsistence value of the good or the environmental externalities of the production process.

Although shadow prices can always be criticized, an effort should be made at estimating them. Several authors (Hoagland et al., 1995; Kuosmanen and Kortelainen, 2007; Whitten and Bennett, 2004) provide a review of methods to estimate shadow values. In the New Caledonia study for example, we use a weight correcting factor of 1.3 to reflect benefits specific to subsistence fisheries—especially the non-substitutability of the goods for subsistence fishermen and as a factor of social cohesion—that are not taken into account by the market price of fish, due to the absence of a formal market specific to these products. The methodology through which the value is derived is not the most precise and reliable one (it is based on estimates of the economic multiplier of commercial fisheries) but the approach is potentially interesting and should be considered when it is too complex to estimate directly a shadow price. Few of the reviewed studies on coral reefs and mangroves (François et al., 2012) have attempted the exercise, in a very partial and rough way. Padilla and Janssen (Padilla and Janssen, 1996) estimate the shadow price of mangrove wood products as the price of the market alternative plus the transport costs (to and from market) minus the gathering costs. This is a back of the envelope estimate that may be biased as it assumes a specific behaviour of local dwellers, and ignores potential externalities from the gathering process, points that are not discussed. Padilla and Janssen (1996) assume that the opportunity costs of time spent foraging is negligible at subsistence levels and use directly the inland price of the closest substitute. Cesar and Chong (Cesar and Chong, 2006) make very simplistic assumptions on the true cost of wood collection, simply doubling the market price. Cesar et al. (1996) assumes that the opportunity cost of labour for fishermen is the wage of a local rural worker, based on the limited employment alternatives in the area. Shadow price may be difficult to estimate locally in the field in practice.

¹⁶ The shadow price represents the social opportunity cost of the good if traded, or the opportunity cost of user benefits foregone if not traded.

In evaluating the benefits from tourism, both studies have focused entirely on the producer surplus. An important effort was directed to determine as precise as possible the part of the producer surplus depending of coral reefs. Common business interviews and tourism surveys were used as well as more innovative techniques such as Advertising Image Analysis. Several segmentations of tourists upon their use and dependency on the existence of coral reef were necessary to fine tune these estimates. The decision to focus on precision about producer surplus was not neutral and has implicated a choice on the estimates of the consumer surplus from coral reef users. This choice was driven mostly by the available resource of the study. Several authors (Ahmed et al., 2005; Beukering et al., 2007b; Cesar, 1996; Cesar et al., 2003a) have implemented a travel cost method and/or contingent valuation and/or choice experiment valuation to measure the willingness to pay of tourists. The implementation of these methods is not straightforward and a review of the common limits of these approaches are described in different works (Alpizar et al., 2001; Jin et al., 2006; Parsons and Thur, 2007; Rudd, 2009; Siikamäki, 2011; Wielgus et al., 2002).

For non-commercial use such as beach swimming or snorkelling without cash transaction, the question then has arisen of how to evaluate this service, and under what name if no consumer surplus was calculated? Taking into account that for many of these users, their satisfaction is not dependent of the health and the presence of coral reefs, decision was made to account for this service in the coastal protection ecosystem services..

The specific method to use to develop the correcting factor is critical, however, and should be theoretically sound and its assumptions clearly identified.

D.2.3 Spatial distribution of ecosystem processes and services

The practical identification of the study perimeter for each service being valued has not been straightforward. It has been guided for use values by identifying: (i) the area affected by the spillover of the ecosystem processes and services, (ii) the area where the uses take place (e.g. fishing grounds, diving sites, etc.), (iii) the residence of the stakeholders such as fishermen, tourism and extractive businesses, and (iv) the final destination of the services extracted from the ecosystem (domestic/export).

In the New Caledonia study, the spatial distribution of ES was intentionally limited to the area where the uses take place. The lack of precise data and the many knowledge gaps in identifying patterns of dispersal of marine species have motivated this choice. For Vanuatu a similar process happened and ES were valued where the uses take place. In the same way, it was decided that larval dispersal would not be taken into account as a benefit from the marine reserve due to the complexity of these processes.

From another point of view, the spatial perimeter of the study has rarely been discussed systematically and specifically in the reviewed analyses (François et al., 2012). Most studies define and delimit the ecosystem being studied, and some explicitly limit their analysis to the local communities and areas directly interacting with the ecosystem (“local” economy), but these limits generally do not coincide with the area affected by the ecosystem processes, or the economic jurisdiction.

A more detailed description of the spatial perimeter is provided in the following figure based on the classification by Balmford et al. (2008). The spatial extent of fluxes from Coral Reef ecosystem processes and services has been divided into five categories:

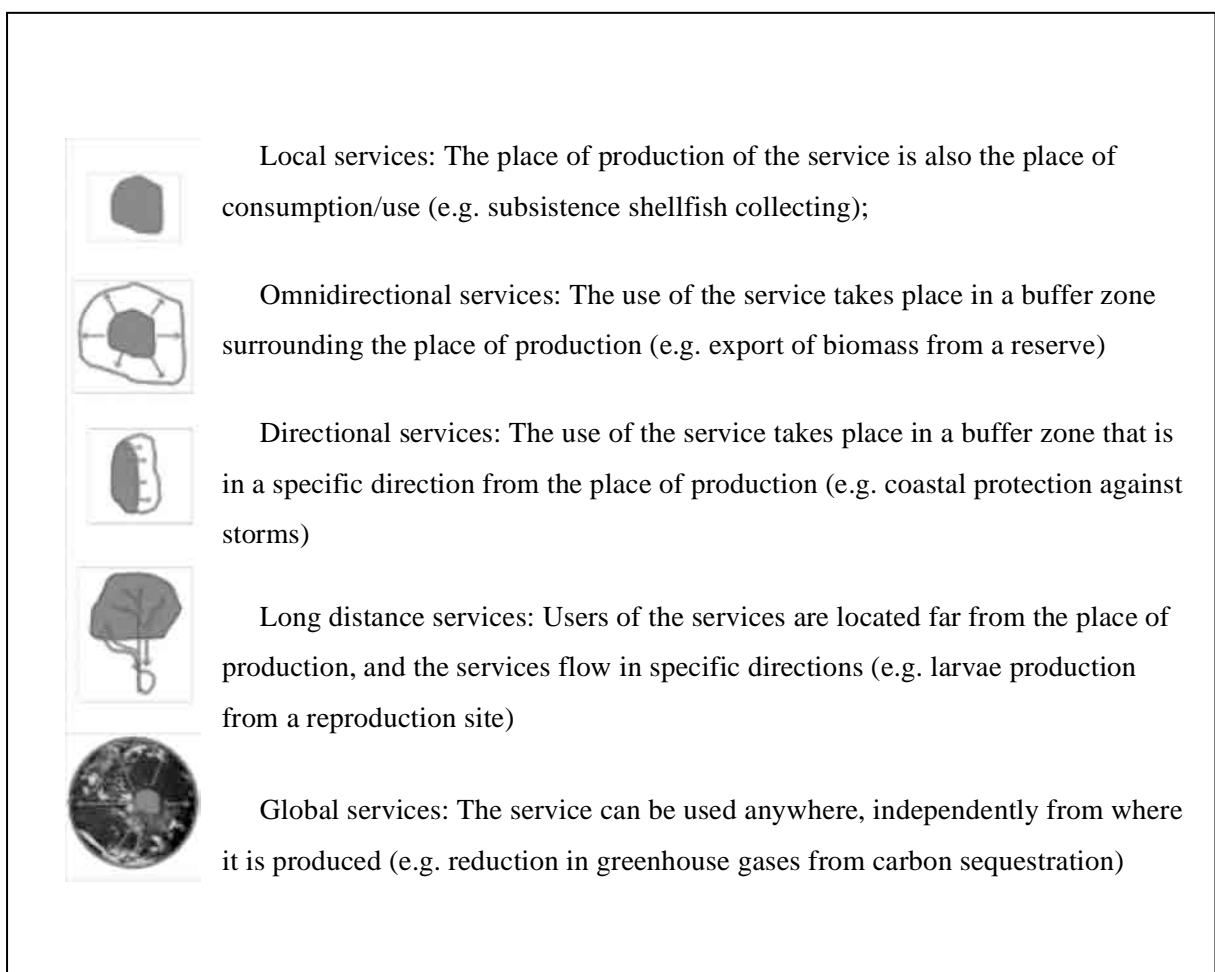


Figure D-2: spatial perimeter of ecosystem services (extracted from Balmford et al. (2008))

The definition of the spatial perimeter depends on the type of project and services being valued. In the case of the restoration or management of a coral reef or mangrove, the study should ideally encompass all the individuals and regions affected by goods and services produced by the ecosystem. A classification of reef ecosystem services according to the scale at which they affect the economy can be proposed (next table): the local scale includes the local coastal communities living in or in the immediate vicinity of the ecosystem; regional services impact either the regional or

national economy around the ecosystem; global services impact the world economy, either through exports or the provision of global public goods.

Changing the spatial aggregation in particular changes the number of people who hold a value for the service considered (Smith, 1993). The values attached to local ecosystems vary with distance from the ecosystem. It seems reasonable to assume that value decreases with distance for users. Bateman et al. (2006) confirm this decrease through a review of the literature and propose to use a spatially sensitive valuation function that explicitly incorporates distance decay relationships into defining the limits of the economic jurisdiction.

Several authors coincide that spatialization of ES is a key variable for the implementation of the majority of economic instruments (Balmford et al., 2008; TEEB, 2010). Indeed, identification of areas where the processes required to generating ecosystem services is basic to relate customer and service provider. For example, the larval dispersal and migration areas of key species for fishing or as dive attractions are often different from the fishing grounds and dive sites. Similarly, the place where the added value of fishing and tourism is generated may be different to where the benefit is accounted (residence tax, pre-paid package tourism, etc.).

Considering the complexity of these processes (variability and importance) and the technical challenge to identify the flows of dispersion of some services, especially marine species, it seems that experts will need to use proxies and make simplifying assumptions.

		Service
Global ³	Local ¹	Subsistence level resources extraction (fisheries, shells) Coastal protection Aesthetic value
	Regional ²	Commercial domestic resources extraction (fisheries, shells) or use (aquaculture) Tourism and recreation Artisanal craft Nursery grounds or trophic reserve for off-shore fisheries Educational, scientific interest Cultural and religious values Biodiversity support
		Commercial export resources extraction (fisheries) or use (aquaculture) Aquarium trade Pharmaceuticals Global heritage Genetic resources

Table D-4: Scale of Ecosystem Services

¹The local scale includes only the local coastal communities living in or in the immediate vicinity of the ecosystem.

²Regional services impact either the regional or national economy around the ecosystem.

³Global services impact the world economy, either through exports or the provision of global public goods.

Spatial distribution by ecosystems

A clear limit of our 2 valuations is that they do not reflect the interconnectivity with other ecosystems such as mangroves and seagrass beds. As described in the figure below these connections are present for many of the ecosystem services of the coral reefs. A classic example is the role of mangroves as nursery or as a nutrient and sediment cleaner to maintain clean the coastal waters. In our two valuations, mainly in the New Caledonian one, the mangroves were present in many coasts of the islands but their role was not differentiated from coral reef ecosystems. Therefore the valuation of the ecosystem service of commercial fish biomass production included some of the processes from the other ecosystems of mangroves and seagrass. In the same way, identifying the part due to mangrove and coral reef in the fish biomass production or coastal protection ecosystem services has proven to be a difficult exercise (see discussion about production function in the next chapter). The authors that have intended to make this ecosystem functional differentiation for valuation (Ruitenbeek, 1994; Sathirathai and Barbier., 2001) have used from simplistic approach with linear links to complex production functions linking many attributes of the ecosystems.

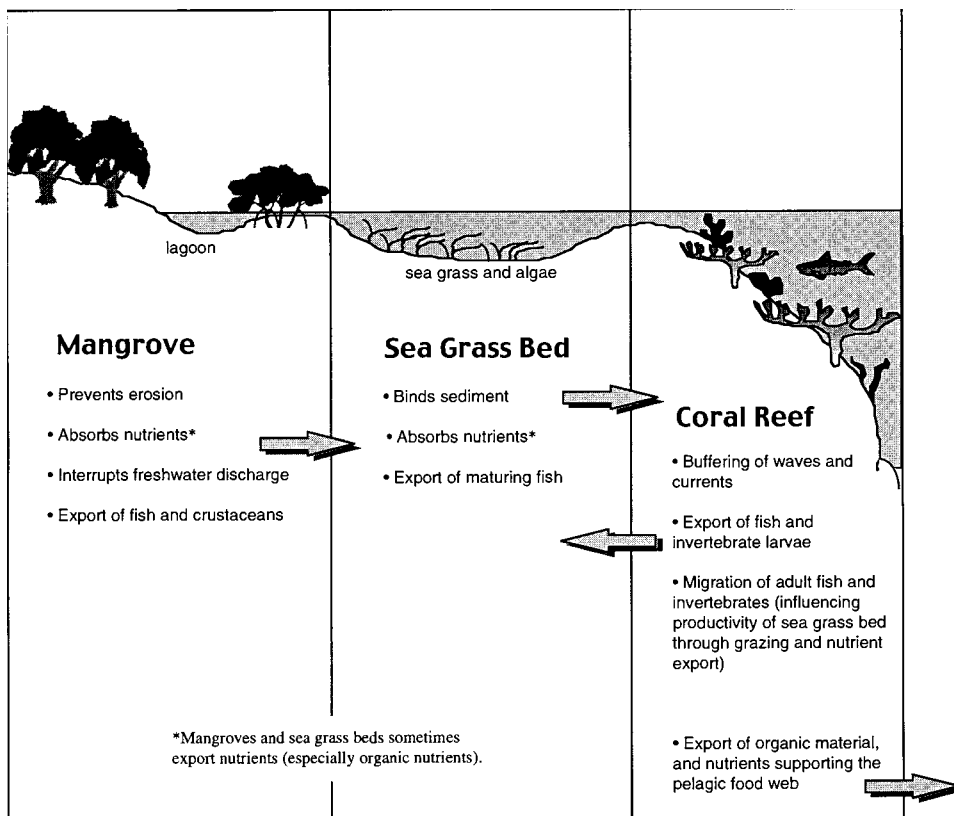


Figure D-3: Ecological links between the three ecosystems . Source: Moberg and Folke (1999)

D.2.4 Production function

As shown in the Vanuatu case study, the conceptual framework of CBA is based on the monetary valuation of changes in marginal benefits and costs of ecosystem management. This approach is essential because, at any time the relevant question is: what is the difference between benefits and costs of implementation, or not, of a set of specific policies? Quantifying costs and marginal benefits requires to confront at least two well-defined situations. Each scenario reflects a particular set of biotic and abiotic conditions, including aspects such as coverage of habitat, population distribution, human activities and conservation actions in place. Evaluation of these marginal changes is quite complex because the function of an ecosystem may be subject to changes in its nonlinear process (e.g. a "reversal" suddenly a steady state to another) (Barbier et al., 2008). Stir in the marginal valuation of ecosystem services thus requires an understanding of the factors and pressures on the systems under study, and how the system changes or can change its current state to a different state under the action of a particular policy (Ruitenbeek and Cartier, 1999).

Obtaining maps of the production of a particular service (or beneficiary of a process) requires a good understanding of the factors underlying production. These factors include a combination of abiotic factors (e.g., type of substrates, oceanography, topography) and biotic (e.g. the type of ecosystem, species diversity), and factors that are determined by the human actions (e.g. habitat modification). If these relationships are understood, it should be possible to generate a mathematical model that can reasonably predict the production of underlying factors. Such a model is, in economic terms, a production function.

When we refer to the links described between ecosystem processes and services of our 2 case studies, the functional form of the relationship between the physical characteristics of the reef and ecosystem services is not well known (Beukering et al., 2007b; Crepin, 2003; Harborne et al., 2006). Linking ecosystem processes to levels of ecosystem services is therefore fraught with difficulty. Ecosystem production functions similar to other production functions in agricultural and resource economics seem to be a promising avenue to better account for these interactions. The production function must be expressed in physical units appropriate for measuring the provision of the service (e.g., tons of storage carbone.km⁻², m³ of water. km⁻².an⁻¹, the number of visitors.km², etc.). Once defined this production function, it is possible, by changing some key variables, to compare different scenarios. The comparative spatial approach is crucial in this comparison,

A first step in the determination of production function is a qualitative classification of the strength of the links between activity and ecological processes (or ecological attributes) of the ecosystem and then between ecological processes and services. With this in mind, a simplified qualitative classification of the strength of the links between activity and ecological attributes of the

ecosystem and then between these processes and services was used in the Vanuatu study. This classification follows and extends Ruitenbeek (Ruitenbeek, 1994)¹⁷. In the table, “Strong” is used to qualify interactions that are proportional or near proportional, while “Weak” is used for interactions that are much less proportional. In addition, we identify some of the interactions as delayed, which means here that consequences take about at least 5 years to manifest themselves. The stock quantity is defined as coral coverage (and therefore would include dead coral). The stock quality, on the over hand, includes indicators of the health of the coral, and quality of the water and marine environment. The indicators of ecosystem quality and their empirical feasibility should be identified and discussed with an ecologist specializing on the ecosystem under study.

Ecosystem services	Coral coverage (stock quantity)		Health of coral, quality of water, ecosystem physical environment, biodiversity index (stock quality)	
	Strength	Delay (>5years)	Strength	Delay (>5 years)
Fisheries	Medium		Strong	Delayed
Underwater tourism	Medium	Delayed	Strong	
Education	Weak	Delayed	Strong	Delayed
Aquaculture	Weak	Delayed	Medium	Delayed
Coastal protection	Strong		Weak	Delayed
Aesthetic value (sea view)	Weak		Weak	
Genetic resources	Strong	Delayed	Strong	Delayed
Global heritage	Strong		Strong	Delayed
Option value	Strong		Strong	Delayed

Table D-5: Tentative dependency links between ecosystem services and ecological attributes.

The table should be read as “what is the dependency for fishery from coral reef quantity and quality”. Explanations in the text. Table modified from (François et al., 2012).

In the absence of a known or empirically estimated relationship, a link between the productivity of the ecosystem (for a given service) to the coverage of the undisturbed ecosystem has been proposed (François et al., 2012). Based partially on Ruitenbeek equation (1994), this formula has the advantage to approximate simply the relationship between the productivity of an ecosystem and its physical characteristics, and to reduce it to a few testable parameters. Discussion about advantages and limitations is described in François et al. (2012).

¹⁷ Little research appears to have been done on these issues. Ruitenbeek (1994) is the only reference proposing an actual classification.

$$PROD_t = PROD_0 \left(\beta \frac{COVERAGER_{t-\tau}}{COVERAGER_0} \right)^\alpha \left(\delta \frac{QUALITY_{t-\mu}}{QUALITY_0} \right)^\gamma$$

With:

PROD: Productivity

COVERAGER: the area of undisturbed ecosystem (stock quantity)

QUALITY: Health of coral, quality of water, ecosystem physical environment, biodiversity index
(stock quality)

α and τ : strength and delay parameters for the stock quantity

β : strength parameters of the relationship between productivity and coverage

δ : strength parameters of the relationship between productivity and quality

μ and γ : strength and delay parameters for the stock quality

In practice on coral reef ecosystems of the Pacific, very few study have intended to model production function to study the value of fisheries (Cesar, 1996; Gunawardena and Rowan, 2005; Sathirathai and Barbier., 2001). From our review (François et al., 2012), we can conclude that the approaches used by Cesar and Gunawardena are very simplistic when compared to other production functions in agricultural of industrial economics. They assume a linear relationship in their study between the yield of fisheries and coral/mangrove area instead of logarithmic relationship evidenced by different authors. Sathirathai and Barbier (2001) value the link between mangroves and fishery by applying a model originally developed by Ellis and Fisher (1987) and updated by Freeman (1991). Roughly, the Ellis-Fisher-Freeman model is based on a static optimization framework using the Cobb-Douglas form to represent production of an offshore fishery in which the mangrove area is included as one of the input factors. This approach is more justified economically and provides a basis for the estimation of welfare effects from changes in the mangrove coverage. It has been criticized, however, due to its reduced form, which lacks micro-foundations and understanding of the ecological functioning of the ecosystem. In the case of fisheries and marine reserves, many bio economic models have been developed that can serve as a reference for future CBA analysis (Sanchirico and Wilen, 1998, 1999; Holland, 2000; Lleonart et al., 2000; Pauly et al., 2000; Pelletier and Mahevas, 2005; Schnier, 2005).

For the coastal protection ecosystem service, the model developed by Burke et al (2004) and adapted in the New Caledonia study represents an interesting base to model this important ecosystem service. The combination of all the attributes implicated in the processes of wave energy absorption allows to better reflecting the complexity of the service. Based on this model, simulations of scenarios influencing some of the attributes should be tested. The calibration of the 9 attributes is nonetheless an aspect that should be improved to respond to the low-data context of the region. In the same way, the model developed by Barbier et al. (2009) reflects non-linear links between the coastal protection and the width of a mangrove forest.

As Daily et al. (Daily et al., 2009) point out, much more work is needed, especially on integrating multiple services at local and regional scales. One should be careful about the results from such modelling due to the non-linearity of ecosystems' responses and the existence of thresholds.

D.2.5 Insurance and resilience role not reflected

The resilience theory from the perspective of environmental economics focuses primarily on the concept of insurance value. It introduces the concepts of resilience thresholds change (shifts), the adaptive cycles and risk analyses (Isbell et al., 2011; Yachi and Loreau, 1999). The United Nations made it the theme of International Biodiversity Day, May 22, 2005, under the slogan "Biodiversity is life insurance for our changing world." Similarly, the famous Stern Review (Stern, 2006) on climate change, said:

"The insurance value of biodiversity can be compared to financial markets. Like the stock market, a diverse portfolio of species can serve as a regulatory element for fluctuations in the environment or the market that cause the decline of some resources. The stabilizing effect of a biodiverse portfolio is likely to be especially important as environmental change accelerates with climate change and other impacts of human activities. "

In this sense, the value of biodiversity can be interpreted as an insurance premium that agents would agree to pay to reduce the possible consequences of the realization of potential risks (Baumgärtner, 2007). Loreau et al. (2003) have shown that insurance function at a spatial scale.

There now appears to be consensus on some fundamental mechanisms of the insurance value of biodiversity on ecosystem services. The study by Worm et al (2006), previously described in the introduction, shows the role of marine biodiversity on ecosystem productivity in a fluctuating environment. It highlights two processes (i) a reduction of the temporal variance of productivity (buffer), and (ii) an increase in average productivity (effect of performance improvement). These two effects are comparable to the effects of insurance because they both contribute to maintain or improve the functioning of the ecosystem in the context of environmental fluctuations.

The implications of this notion, however, have hardly been explored so far in economic valuation of ES. A notable exception is in the field of agricultural economy where financial assurances against over-or underproduction of ecosystem services allow hedging income. These financial products can be considered as substitutes for natural insurance provided by biodiversity.

Yacchi and Loreau (1999) stressed the importance of clearly identifying the mechanisms underlying this role of insurance (the role of keystone species, richness and diversity spécifique, functional diversity, degree of redundancy and complementarity, etc.). Complementary approaches between ecological and economic indicators are beginning to emerge and to better assess this service (Figure below) (Baumgärtner, 2007).

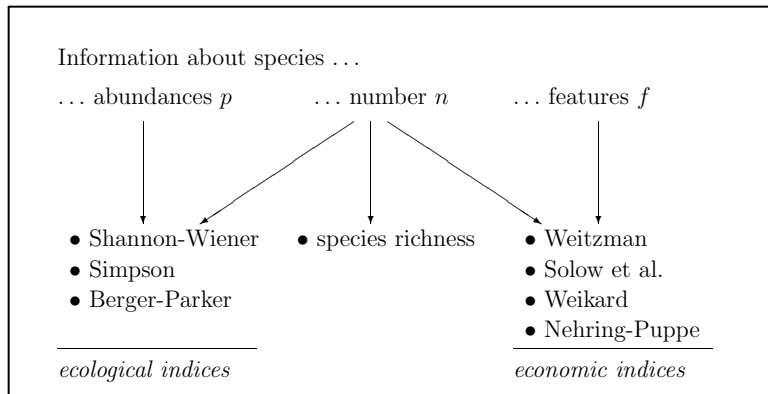


Figure D-4: Comparison between ecological and economic indices of biodiversity.

Extracted from (Baumgärtner, 2007)

D.2.6 Multipliers

Due to the lack of data or modelling capacity limitations it is generally impossible to take into account directly the potential secondary effects of the services, and simplifying assumptions have been employed in our 2 case studies. While the estimation of a general equilibrium (input/output) model is generally not feasible, it seems sensible to assume some variability in local/regional prices as the ecosystem changes and to take into account indirect impacts on the economy. Provided enough information is available, a small local economy may be more easily modelled. In response to the complexity of the modelling and data limitations, it was chosen to use multipliers in the 2 valuations. Some of the studies reviewed (François et al., 2012) take into account the indirect effects of tourism on the economy through multipliers applied to the estimated producer surplus. The value of the multiplier varies depending on the studied country's context and economic sector. Cesar (Cesar, 1996) uses a value of 2, Cesar et al. (2002) a value of 1.25 and we use a value of 1.3 for small scale coastal fishery. In all three studies, these values are not estimated directly but transferred from other sources: Jin et al. (Jin et al., 2003) estimate the multiplier effects of a marine ecosystem's resources on the coastal economy; Lindberg and Enriquez (Lindberg and Enriquez., 1993) provide estimates of the multiplier of tourism in the case of Belize; and we use estimates of the multipliers for fisheries and tourism for New Caledonia provided by the country's official statistics office. The values from these studies are summarized in the table below.

Multipliers are likely to have a significant impact in the result, and the uncertainty around their values should be discussed.

	Study location	Tourism	Fisheries
Jin et al. (2003)	New England (U.S.)	--	1.4–1.5
Lindberg and Enriquez (1993)	Belize	2–3	--
Pascal (2010) – this study	New Caledonia	1.6–1.7	1.3–1.4

Table D-6: Tourism and Fisheries Economic Multipliers (From François et al. (2012)).

D.2.7 Benefit transfer

Benefit transfer¹⁸ is a practical way to evaluate management and policy impacts when primary research is not possible or justified (Rosenberger and Loomis, 2001) because of budget constraints, time limitations, or impacts that are expected to be low or insignificant. When primary research is not possible or plausible, then benefit transfer, as a “second-best” strategy, becomes important to evaluate management and policy impacts. The “worst-best” strategy in economic evaluation is to not account for recreation values, thus implying recreation has zero value in an evaluation or assessment model.

Benefit transfer assumes that there is an underlying value or function that links the values of a resource or an activity to the characteristics of markets and sites across space and over time (Rosenberger and Stanley, 2006). Benefit transfer is not limited to economic values or functions¹⁹, and encompasses other scientific (especially ecological here) and social data (Spash and Vatn, 2006). As demonstrated for the Vanuatu study with the benefit transfer of bequest values from a Fijian context (O'Garra, 2012), this type of transfer can become important in the case of ecosystem valuation.

However, the transfer of benefits has generally been conducted very roughly in most of the studies reviewed (François et al., 2012). Many of them use values taken from other studies either directly or adapted using qualitative arguments. Although most of the primary studies are chosen for their close location to the study site, there is generally no specific discussion of the similarities or differences between the origin and destination studies, especially the ecosystems, and it is not clear that the ecosystem type (type of reefs or mangrove forests) is the same or that they are of similar maturity/quality. Tri et al. (1998) is the only study to have used an ecological functional form and calibrated it to fit the destination ecosystem (although it is done at the country level).

¹⁸ The value or benefit transfer method consists in using information on the value of an ecosystem service (average or marginal), economic parameter (e.g. opportunity cost of time), or economic function captured at one place and time to make inferences about the same service at another place and time.

¹⁹ There are two broad approaches to benefit transfer: (1) value transfer and (2) function transfer. Value transfers encompass the transfer of a single benefit estimate from a study site, or a measure of central tendency for several benefit estimates from a study site or sites (such as an average value). Function transfers encompass the transfer of a production function from a study site, or a meta regression analysis function derived from several study sites. Function transfers then adapt the function to fit the specifics of the policy site such as socioeconomic characteristics, extent of market and environmental impact, and other measurable characteristics that systematically differ between the study site(s) and the policy site Rosenberger, R.S., Loomis, J.B., 2001. Benefit transfer of outdoor recreation use values: A technical document supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 revision). Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-72. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 59 pp..

The use of benefit transfer for ecosystem direct use services (fisheries, underwater tourism, etc.) and indirect (coastal protection, etc.) seems to require precise comparison at the ecological level whereas for non-use values the data comparison is merely on socio-demographic variables. The collection of the ecological data to estimate the ecosystem productivity or mechanical function seems more difficult to obtain but relatively easily transferable. The economic data needed to value the amount of goods being extracted or the infrastructure protected is generally relatively easily available but context specific. In this regard, consistency, breadth and depth of coral reef economic valuation information from the Pacific are improving, but remain in the early stages. The transfer of information from one site to another can be particularly complex in the Pacific due to highly variable governances, property rights systems, and cultural norms and the emergent nature of many of the economies of the region. The great number (400–600) of Marine Managed Areas (MMAs) in the region have not yet been classified by any potentially useful strata (e.g., fishing activity, tourism activity, proximity to formal market or population centre, size, size of resident human population, age of MMA, evidence of active management, customary tenure) in order to better guide the transfer of values or appropriate categories for meta-analysis. Locating good natural experiments (comparable with and without MMA scenarios) is quite complicated and generally open to criticism no matter what focal dimensions are identified for common comparison.

Several necessary conditions should be met to perform effective and efficient benefit transfers. Several authors have identified these conditions ((Brander et al., 2007; Morrison and Bennett, 2004; Rosenberger and Loomis, 2001) (Wilson and Hoehn, 2006)) focusing mainly on the policy context, the availability and quality of transfer data (the garbage-in, garbage-out factor), the robustness of statistical inferences from an adequate number of individual studies and the research methods used. Some of the previous studies have tested the convergent validity and reliability of different benefit transfer methods and the general indication is that in some cases, benefit transfer can produce tailored values very similar to the true values but, in other cases the disparity between the true value and the tailored value was quite large (in excess of 800% difference).

Data-consuming studies

In general, high quality analyses require high quality data. Policy relevant studies of coral reefs and their management require consistent ecological and economic data at the appropriate spatial scale, measuring the most important indicators of influence and importance, over an ecologically, economically and politically appropriate time frame. A persistent concern worldwide is the quality and quantity of relevant ecological and economic data, particularly in developing countries. A lack of adequate expertise and capacity to undertake economic valuation studies in developing countries is another challenge facing decision-makers and analysts in those countries. Scientifically rigorous

studies are typically time consuming and expensive. *Ex-post* studies, for example, are dependent on relevant data over a time series long enough to be able to say with some level of confidence whether or not there has been a difference in the focal variables. Baseline data, essential for such analyses, are sorely lacking in most developing countries. Time and money are commonly the most constraining factors for decision-makers, particularly in developing countries. The Pacific is no exception on any of these dimensions.

A lack of local data, expertise, time and money, and research that is not policy-relevant, timely, and/or properly communicated, lead policy-makers to make poorly informed decisions or to seek out substitute information for guidance. Potentially useful information can be gleaned from the grey and peer reviewed literature ‘off the shelf’, or more systematic approaches such as meta-analysis and benefits transfer can help to inform such decisions. The more similar the published case history is to the problem at hand, the more likely the information available is useful to making better decisions. As economic valuation approaches, measures, metrics, and indicators become standardized across studies, the more easily they can be transferred or analysed collectively and the more likely they are to be useful in making individual decisions.

D.2.8 Projections of ecosystem services valuation

The illustration of the projections of ecosystem services from the Vanuatu NPV of ecosystem services has raised several topics. The first one is the time horizon of projections. A healthy ecosystem will provide services and goods indefinitely. The benefits of a restoration project may only be reaped after several years. Therefore benefits and costs will likely not be experienced at the same time. The present value, using discounting, has permitted to compare costs and benefits over time. We address these questions in turn.

D.2.8.1 Project horizon

The project horizon has an important impact on the NPV of the project, because it limits the time window during which benefits and costs are considered. The time horizon of a project depends on its characteristics and on the useful lifetime of the investment or of the system under study. In the case of coral reefs and mangroves, it will clearly depend on the type of management activities and characteristics of the ecosystem. As in the Vanuatu study, most of the studies reviewed consider a time horizon of 20-25 years (see table below). This value is often not justified explicitly, but seems to constitute a consensus on representing enough time for changes in a coral reef or mangrove to fully realize.

The choice of the time horizon to consider should be discussed directly in reference to the ecological literature or with an ecologist specializing on the ecosystem under study. It is not clear *a priori* why the analysis should not use an infinite time horizon, considering that the ecosystem continues to deliver services and benefits. If a finite time horizon is to be chosen for more political reasons, the study should discuss what horizon value to use (Boardman et al., 2011).

D.2.8.2 Discount rate

The table below, adapted from François et al. (2012) presents a summary of the social discount rates applied in the literature reviewed. It appears from this summary, as well as from additional studies (Balmford et al., 2008; Beukering et al., 2007; OECD, 2006), that there is not a consensus on which discount rate to apply to projects related to ecosystems. It is also difficult to discuss the values found in the literature as they may not necessarily be nominal discount rates and the value chosen for inflation is not provided²⁰. All of the studies reviewed find their results to be robust to the various discount rates they choose to apply.

There are three values of discounting that a project might try applying, the marginal rate of return on investment (MRRI), the social marginal rate of time preference (SMRTP -- extra amount of future consumption required as compensation by society for giving up one unit of current consumption), and the economy-wide market rate of interest (MRI). These three rates would equal in a perfect market, but will be different in the real economy. Although the reasoning behind the choice of the specific discount rate used in each study is rarely discussed, it seems that the authors have been oscillating between these three values.

The value of each of these discount rates will depend on the country in which they are being estimated. The use of the MRRI has been criticized for being too high, as sector rates of return may be pushed upward by market distortions and risk premiums. Using this rate would reflect the fact that resources used for the project being valued crowd out more investment than consumption. This may not be the case if the project is being financed through taxes and not loans. Such crowding out is also unlikely if the resources in the economy are not being fully employed.

The SMRTP on the other hand is often considered too low, and would make the government engage in long-term investments that provide low returns at the expense of higher-return private projects. More problematic, however, is the fact that individuals differ strongly in their preferences and it is not clear how these individual rates should be aggregated into a social discount rate. There

²⁰ Inflation can have a large impact on the value of the discount rate. A nominal discount rate of 7% will only represent a real discount rate of 2.88% with an inflation rate of 4%. Without treating inflation and discounting separately, the discussion of discount rate values bears little meaning.

is also evidence in the economic literature that individuals are not always consistent and rational (Frederick et al., 2002), questioning the reliability of such discount rate estimates.

Like the MRRI, the MRI may be biased upward due to market failures. This rate would not be appropriate if the projects were funded by taxes, and the government may not be able to borrow at an unchanging real interest rate.

It is not clear what the value of each of these three values might be on average in a specific country. Several studies have used the opportunity cost of capital recommended by the World Bank (e.g. 10% for Indonesia), as it may not be possible to use the before tax return on corporate bonds in (small) developing countries. Based on the reviewed literature, it seems that the SMRTP is much lower than the opportunity cost of capital, however, in the range of 2 to 6%.

Some economists have also advised using the discount rate recommended by oversight agencies of the country's study, to facilitate the comparison of the results to other projects in the country.

In the case of long-term ecosystem management projects, it has also been argued that the discount rate should be lowered to take into account future generations, or as in the case of the climate change literature, that a time-declining discount rate be used. It is not clear that this approach is appropriate or necessary, however, and it may be better to carefully incorporate all important environmental effects and values into the analysis (Barton, 1994).

The choice of an exact discount rate is ultimately political. Based on the Pacific experience, however, it seems reasonable to use a main value centred on the opportunity cost of capital or the rate recommend by the country's government if any (8-12%), and to evaluate the sensibility of the study around this value between the SMRTP (2-4%) and a higher private short-term MRRI (15%). Other approaches presented in the Vanuatu study have appeared to be useful. The graphical variation of the NPV on the discount rate through the sensitivity analysis, and calculating the internal rate of return (value of the discount rate for which the NPV is zero) have provided a different perspectives on the discount rate discussion.

Study	Discount rate (Sensitivity analysis values)	Justification	Time horizon
Cesar, 1996	10%	World Bank opportunity cost of capital for Indonesia	25y
Cesar et al. 2002	3% (0-15%)	--	25y
Cesar and Chong, 2004	10%	--	20y
Clarke, 2010a	--		--
Clarke, 2010b	--		--
Fahrudin, 2003	10% (0-55%)	World Bank opportunity cost of capital for Indonesia	--
Kumar and Kumar, 2010	2 and 4%	--	--
Pascal, 2011 (this study)	10% (5 and 7%)	--	25y (10y for amortization of MPA establishment costs)
White et al., 2000	--		10y

Table D-7: Choice of Discount Rate and Time Horizon in the Reviewed Literature

D.2.9 Data collection methods for quantitative valuations in the South Pacific context

In both studies a clear preference was given to collect data through field observations and experiments instead of surveys when the objective was to get quantitative data (e.g. fishery). Several studies have shown the limitations of interviews with villagers or fishermen in the Pacific context to quantify precisely fishing efforts, catches or visitors (Aswani and Hamilton, 2004; Hubert, 2009). In the villages, the fishing activities are informal, highly variable in effort and run without any accountancy by an important number of households. Respondents do not have the data in memory or enough motivation to answer in a reliable way (Johannes and Hickey, 2004; Kuster et al., 2006). Additionally, some cultural differences exist between the Western approach educated to quantify things as precisely as possible and the Melanesian approach where precise quantification is only secondary (Bensa and Freyss, 1994). The illustration of the Vanuatu case study reflects this point. To determine an increase in productivity of 20% in the number of fish caught per hour would have resulted a hard task in a very unformal context where people never use precise time schedules or even carry a watch.

As far as possible, methods not based on interviews should be recommended to collect precise quantitative data about fishing effort, catches or number of tourist visitors.

D.2.10 Priority to make “visible” all the ecosystem services

The valuation of the bio-prospection ES is an illustration of the valuation of a potential service. As no market value exist in New Caledonia, neither other techniques such as consumer surplus were available, a business model has been developed. The computational complexity, the estimates of many variables and the lack of transparency in many existing financial transactions were challenging in the valuation exercise. The output is to have generated results that give an indication of the potential of the services even with an important difference between minimum and maximum value.

The same applies to other ecosystem services. For example, for pelagic fisheries, the proportion of reef species in the diet of pelagic represents a proxy of the contribution of the reef. However, it is doubtful that the diet coming from reef fish would not have been substituted by other species from other ecosystems. For coastal protection, it is important to emphasize too the exploratory nature of the approach. We evaluate large-scale damage potential by simplifying a lot of variables (infrastructure, urban planning, residential building typology, ...). In addition other key attributes in the precise role of the reef such as the attributes of distance between the reef and the coast line, the height of the water column above the reef (with tidal coefficients), the amplitude and continuity of the strip reef are not taken into account. In our model it was considered that all the reefs of New Caledonia act in a uniform and homogeneous way as an absorber of wave energy. This hypothesis, justified by the extension of the barrier reef and fringing reef, is an oversimplification of reality.

D.2.11 Sensitivity analysis

The sensitivity analysis is a very important part of the analysis, and results have little legitimacy in its absence. Uncertainties are inherent in all aspects of the valuation process and non-intensive sensitivity analysis techniques should be used to identify those inputs that generate the most sensitivity. In the Vanuatu study, we conduct a sensitivity analysis of four major parameter assumptions, including the discount rate, by changing them sequentially and looking at the impact on the results. For each assumption we use a minimum and maximum value around the chosen best estimate. In the New Caledonia study we consider the same approach of minimum and maximum values but no sensitivity analysis was made. Other techniques include to calculate the standard deviations for the parameter estimates and calculates variations in the NPV from reducing the future number of tourists and the fishing yields (Fahrudin, 2003), Cesar and Chong (2004) use two scenarios to capture the uncertainty surrounding many of the relationships between coral bleaching and coral mortality and ecosystem services and the recovery rate of reef areas after widespread mortality. The first, optimistic scenario assumes that damage to the reef is not too bad and recovery is relatively quick, while the second, negative scenario assumes that damage is great and there is very slow or no recovery, with the result that long-term impacts are severe. Sathirathai and Barbier

(2001) only test for sensitivity in the demand elasticity in fish and shellfish markets, computing the NPV for a range of demand elasticity. Ruitenbeek (1994) focuses his analysis on ecological uncertainties in mangroves using scenarios. He studies the same management options (from clear cutting to protection) for different assumptions on the strength in the links between human activities, ecosystem physical characteristics and ecosystem services. Cesar (1996) also considers two scenarios, labelled high and low, that consider systematically positive or negative values of the parameters around the chosen best estimates. He justifies qualitatively the lack of sensitivity analysis by the fact that large margins exist between the estimated benefits to individuals and the costs to society. He explains that “even considerably higher benefits would not alter the broad picture” and that the base case assumptions are conservative.

The method we employed with minimum-maximum value has two major limitations. First, it does not take into account the probability of the minimum and maximum values to happen, which may be low as they require the joint occurrence of a large number of independent low-probability events. It also does not provide information about the variance or volatility of the distribution of the realized net benefits. In particular, in the presence of two similar policies in terms of outcome this method will not be able to inform the decision, while knowledge of the variance would allow choosing the policy with the smaller variance. Following the conclusions from different authors (Cousens et al., 2002; Smith, 2002), the Monte Carlo analysis does not have these limitations and should be preferred. Cares about the choice of the probability distribution function and parameters are necessary. Nonetheless this method implicates the existence of a production function for the ES, which, as described before, is far from being frequent in coral reef ecosystems.

D.3 Policy influence

As described in the introduction, the two case studies can potentially address one or several policy related objectives from among the following (Laurans et al., 2013): (i) “decisive” valuations to allow an *ex-ante* choice or *ex-post* appraisal over a given set of options by weighing the ecologic and economic consequences of those options; it is a way to incorporate the present and future values of negative and positive externalities with a common metric and provide ‘correct’ signals (Campbell and Brown, 2003; Whitten and Bennett, 2004); (ii) “technical” valuations to “fine tune” economic instrument internalizing “externalities”. For example, it may provide the price baseline for negotiation in the setup of a payment for ecosystem services, user fee or environmental taxes (Chevassus-au-Louis et al., 2009; Engel et al., 2008; Meignien and Lemaître-Curri, 2010; PNUE, 2004); and, (iii) “informative” valuations to raise awareness among decision-makers and the public regarding the condition of environment. Based on the general recognition that “money talks”, their role is to strengthen the support to environment and resource management actions. At the same time, they can be part of a monitoring routine to inform management with economic indicators (“we manage better what we can measure”) (Beukering et al., 2007a; David et al., 2007; Pascal et al., 2008).

D.3.1 Financial indicators

In Vanuatu, the positive NPV and ratios of B/C greater than 1 for all the studied MPAs demonstrates that investment in marine reserves, in addition to conserving coral reefs, is an effective means to encourage local economic development in nature-dependent communities. This finding may provide information to decision-makers about investment in marine reserves as a conservation and development tool for local populations.

The NPV reports the total difference between benefits and costs in monetary terms. It reflects therefore an absolute measurement of the MPA investment net benefit or cost, whereas B/C ratio and ROI are relative measurement of the investment’s benefits and costs. The B/C ratio and ROI are used here to demonstrate if the investment in MPA is “worth it” by showing the ratios between benefits and costs.

To our knowledge, the juxtaposition of measures of local financial returns (RoI) and of broader economic measures of project net benefits (NPV, B/C ratio) to bridge the gap between incentives for local stewardship on one hand and total economic value on the other, has been very little used in the environmental economics scientific literature. By comparing it with the B/C ratio, the indicator RoI provides less complete information, leaving aside benefits not presents in markets (ES 4 to 6).

The RoI was intended to highlight the cash flows for the local economy in additional fisheries and tourism, which represent both concrete sources of local cash incomes and implicit income through harvested foodstuffs.

In a similar way, the RoI may be a suitable indicator for the usual ex-post valuations of investments from multilateral agencies such as development banks (Mangos and Rojat 2008). It indicates that the development stage of the village fishery and tourism sectors must be added as one of the variables in the MPA investment decision process (Tisdell 1993, Hoagland et al. 1995). The RoI has shown too that not all the investments in MPAs have been recuperated after the 6-8 first years of MPA implementation and some precautions must therefore be taken in the optimal amount to be invested.

Focusing on flows of observable impacts may complement the B/C ratio with results easier to understand. Financial decision-makers (e.g. public finance, private equity sector), accustomed to the financial tools (Arrow et al., 1996) may feel more comfortable to base their budget allocation trade-offs on these type of results. As highlighted by several authors (de Wit et al., 2012; Naidoo et al., 2008) it is important to prove that public investments in natural assets provide yield with adequate returns, as do investment in other infrastructure and services such as housing and education.

D.3.2 Observed influence on policy makers

We will now discuss the incorporation of the results from each study in decision-making processes in New Caledonia and Vanuatu. For New Caledonia, several meetings were held with managers and decision-makers from different institutions of New Caledonia (Environment, Fisheries, Tourism, Economy, conservation NGOs and mining industries). Meetings were held between the 3 and 18 months following the finalization of the study. Concretely a first meeting was organized to present specifically the outputs of the study (La Foa, June 2009, Comité local Ifrecor), a second one was part of a workshop on mining impacts (atelier de restitution, « effets résiduels et mesures compensatoires », 26-27 April 2010, Province Sud et Valeinco) and the third one was part of a general South Pacific conference about coral reef economics ('Investing in coral reefs: Is it worth it?', 22-26 November 2010, CRISP-SPC, IUCN, SPREP) during a special session with decision makers from New Caledonia.

All participants were asked about concrete uses they have made with the study results or think they will make in the near future. The main applications that have been identified are the following:

- (i) Use the results to refine the value of fines or offsets imposed for the *ex-ante* or *ex-post* destruction of reef and mangrove at small scales (e.g. individual real estate or warf projects). Several stakeholders identified this role.

- (ii) Justify and convince budget guidelines. This corresponds precisely to one experience reported by a provincial environment agency when negotiating annual budget dedicated to environmental protection of coral.
- (iii) Complete the Environmental Impact Assessments (EIA) mandatory for all major activities with impacts on the coast. These EIA allows to quantify the surface and type of impact, but do not define any method for ES quantification or valuation. Some of the environmental agencies plan to incorporate the identification and categorisation of ES described in the study in a revision of the legal framework about offset compensation.
- (iv) Provide a basis of cost-effectiveness of different management policies by comparing the gains, losses and expected costs of each of these policies. There is however a potential use that has not been realized.
- (v) The results were incorporated in a report (Brelaud et al., 2009) about natural capital requested by the AFD (Agence Française de Développement) and the IAS (Institut Agronomique néo-Calédonien). The objective was to analyse the sustainability of development through the incorporation of the value of ecosystems services in national accounting systems (similar to the Wealth Accounting and Valuation of Ecosystem Services proposed by the World Bank). Focus was put on non-renewable resource affected by mining activities and only the fishery ES was included in the study. Other ES were not accounted because our results were not available or methodology not compatible with their approach.

For Vanuatu, restitution of results were held with (i) stakeholders from the villages (chiefs, church representatives, fishermen and members from the committees of women, elders, youth, tourism and environment), (ii) national stakeholders from fishery, environment and cultural agencies and (iii) the French development bank (AFD) and a bilateral agency, FFEM (Fonds Français pour l'Environnement Mondial).

The meetings were held individually or in groups during the 6 months after publication of the technical reports and presentation of results.

- (i) The main application for the stakeholders from the villages was to dispose of concrete arguments to take into account the importance of natural resources to generate cash flows for their community. It was used also as additional arguments to establish or maintain a protected area. However, in most of the communities, these arguments have been observed to be “forgotten” when they have to face pressures from commercial fishermen or real estate developers.

- (ii) Very few concrete impacts have been observed from institutional national decision-makers. The importance of the results was acknowledged but few concrete actions were expected to derive from the study. Results were more considered as “inform and convince” about the relevancy of the establishment of networks of MPAs co-managed by communities at a large scale. Even if a consolidated study has still to be made at a regional scale, results from the study have permitted the comparison at a local scale of the costs and benefits between the classic top-down approach and the bottom-up approach. This has resulted in an increased interest from government and non-government stakeholders in the development of community based management. Yet, Pacific states’ budgets are often too modest to fully support such projects, and the involvement of private donors – foundations or international NGOs – is generally indispensable for developing networks of MPAs.
- (iii) The third category of stakeholders (development banks and multilateral agencies) were mainly interested in the social analysis of distribution of benefits. The general results confirmed their knowledge about investment in natural capital and reinforce their position to justify budget allocations. From their point of view, the identification of benefits with or without real cash flows should be the starting point for the implementation of economic instruments internalizing them. In this case, the study has played a double role: (1) to attract support from international donors, who are sensitive to environmental and economic values and (2) to guarantee a form of accountability of their actions towards their board and contributors.

To our knowledge, very few studies have highlighted concrete applications of economic valuation in decision-making process.

A recent one was conducted in the Caribbean (Kushner et al., 2012) to get a picture of the influence of past coastal valuations and to identify the key “enabling conditions” for valuations to influence policy, management, or investment decisions. It is based on semi-structured interviews with more than thirty marine conservation and valuation experts (in countries where coastal valuations had been conducted). They found the following concrete cases of influence (quote): “ (i) Belize saw both policy making and fruitful NGO advocacy as a result of valuation, including a damage assessment, a campaign against offshore oil drilling, a ban on bottom trawling, the full protection of parrot- fish, and the protection of grouper spawning sites. (ii) The Bonaire Marine Park adopted, and later increased, user fees—making it one of the few self- financed marine parks in the Caribbean. (iii) The Man of War Shoal Marine Park in St. Maarten was established as the country’s first national park. (iv) The Florida Keys National Marine Sanctuary recovered millions for reef restoration after ship groundings—just one of several U.S. examples”.

Another study is the “Valuation of Ecosystem Services and Strategic Environmental Assessment. Lessons from Influential Cases “ from Slootweg et al. (Slootweg and Beukering, 2008). Based on a selection of 10 examples from compensation of oil spill to cost-benefit analysis of project development through Payment for ecosystem services, the impacts on policy making were assessed for each of them. The choice in the selection of the case study is not discussed and surely has generated a bias towards successful studies. The impacts observed have been:

- (i) Affect the design of the intervention project such that costs and benefits are traded off in a rational manner through identification of relevant ecosystem services and stakeholders
- (ii) Change the language of decision-makers who, instead of declaring conservation-worthy “no-go” areas, emphasises on the value of the ecosystem services for society showing that biodiversity conservation makes economic sense. In other case study, it contributed to the recognised need for a precautionary approach and a strict environmental management plan.
- (iii) To define the reference values of economic instruments. In cases where money was the key issue, economic valuation was a central tool. Examples are the penalties in the Exxon Valdez case, compensation payments in the Costa Rica PES case, and management fees in the Antilles case.

Another concrete application of ESV was observed through personal experience in Honduras. The author conducted a study to evaluate the potential of financing for a natural park in Honduras (Pascal et al., 2013). This study was based on an economic valuation of ES in the perimeter of the Park with a clear identification of beneficiaries (Pascal et al., 2012). Three ES (sediment trap (mangroves), carbon sequestration (mangroves) and tourism) were identified with a potential to generate incomes through the setup of a PES instrument or other “beneficiary payer” scheme. Based on these reports, first meetings between potential sellers and buyers are organised.

Nonetheless, all the authors of the 2 studies described before report in their conclusions that there is a general feeling that the great potential of impact of such studies is not used to the full benefit. (“few valuations have actually had a positive influence on conservation and management-oriented policy, legislation, or investment in the region” (Kushner et al., 2012)).

In the same way, we showed above that the 2 presented CRESVs have mostly targeted an “informative” role rather than a specific decisive influence or a technical role. In the case of informing decision-making in general, influence is not easily measured, both because the processes are multi-criteria, and because environmental decision-making as a whole is a diffuse process, from inter-governmental negotiations to individuals’ behaviour. Moreover, there may be a time gap between the economic assessment and the management decision. For example a CRESV study may

influence public policy only several years after its publication. In that perspective, the effectiveness of CRESVs to convince decision-makers has been somehow uneven. According to the conclusions of a recent meeting in the Pacific attended by more than a dozen economists (Seidl & Pascal, 2011) and recent experiences in Honduras and Colombia (Pascal et al., 2012), there is a perception that the influence of CRESV results in regional, national and local policy decisions and in practical implementation of measures is still low.

In the next part we will address some of these issues to help the understanding of this apparent lower-than-expected impact.

D.3.2.1 Lower impacts than expected

Too often economic valuation is touted as the answer when we don't really know what the question is. Economics helps us mostly to understand how to manage people, not the environment. Economic research helps us to understand the influence of different states of the environment on people. Economic valuation of coral reef management is driven out of an assessment of the stocks and flows of ecosystem services derived from coral reef.

In part due to the differing motivations of the valuation studies and the tools employed, research results are not always policy relevant. There is an observed tendency for the economic valuation hammer to be wielded to fix all manner of development challenges. There seems to exist a consensus to fully recognize the power of economic valuation information. However, many economists caution that economic values are only part of the information set needed to inform decision-making and that some decisions do not depend on economic information or economic policy instruments. For example, in persuading local communities, other approaches appear to be more effective than estimating TEV. Territorial management and customary governance strengthening are often cited as more convincing (Govan, 2009). In the same way, it seems important to consider what level of aggregation is appropriate. It may not always be possible or expedient to monetize all costs and benefits and it may not be desirable to aggregate all measures into a single value (Schaffer, 2010; Sen 1995). This view is generally referred to as multiple account benefit cost analysis. In this view, the goal of CBA is to focus and inform, not to resolve, public policy debates. CBA then serves as an accounting framework rather than a decision-making criterion (Morgenstern, 1997).

This approach should also not be divorced from the social approach (Gadrey 2005; Azqueta Sotelsek and 2007, Boyd 2007; Diaz-Balteiro and Romero 2008; Faber 2008) at the risk of presenting only a dimension of reality. Approaches show that environmental economic value is only one way to define and measure value in a cultural and social context (Ostrom et al. 1999). So although both studies have attempted to take into account the importance of the resource for food

security or as a factor of social cohesion, the results are only part of the value that people place on services rendered by reefs.

A major concern among planners and decision makers is the time and costs involved in environmental assessment; similarly so for valuation studies. Fully-fledged valuation studies are thought to be time consuming, as large amounts of data need to be collected (Seidl et al., 2011). The practise of environmental assessment has shown that it can be done at any required level of detail, varying from a “back-of-an envelope” assessment to a comprehensive Stern-like evaluation (Stern, 2006). Nonetheless, the divide between the worlds of environmental economy and environmental assessment has been highlighted by several authors (Slootweg and Beukering, 2008). Economists often are not aware of the environmental assessment instrument and the opportunities provided by this tool to embed their methods and knowledge in a planning context and decision-making process.

In an environment with a pressing need for policy relevant information, there is a particular premium on appropriately crafted applied science, potentially at a cost or loss to more pure (‘bench’) scientific inquiry. In the policy context, more (costly) information is better only insofar as it may help decision in favour of one decision over another and the differences due to the decision are more valuable than the cost of providing the information. This is an essential difference between science to inform policy and science to advance knowledge. Too often researchers are concerned with finding ‘the truth’ when such precision is neither necessary nor useful. In many policy contexts, the cost in time and budget that it takes to go from broad accuracy to robust precision is too high. This has been termed the ‘80-20’ problem or solution, depending on one’s perspective. The rule of thumb states that takes 20% of the time and budget to get an 80% accurate solution and the remaining 80% of the budget and time to get to the 100% solution.

There is a perceived need to be able to communicate research results to at least three audiences: academics, policy-makers with opinion-formers, and the public, including the business community, in this environment. Each audience requires a message and a media support specific. For instance, specialized report on communication strategy conclude that messages about the value of biodiversity to the general public should not be based on economic terms but more on affective links (Futerra sustainability communication, 2010). The underlying reason seems to be that people will protect nature because they want to, not because they have to. Different messages are designed for policy makers or opinion formers. Similarly, the Stern Review case teaches us that the one who conveys the message also makes a difference in the impact of the study.

D.3.3 ESV and compensations

Cautions must be given when communicating results of CRESV performed at a large scale (e.g. territory, island level). The results are not directly transferable to studies on a small scale. Some values represent very heterogeneous uses and their mean values calculated may be very different from reality. The illustration of subsistence fisheries is relevant where catches may differ greatly even between two neighbouring tribes (Guillemot et al., 2009; Rocklin, 2006).

Even keeping this caution in mind, compensation has been identified by many of the decision-makers interviewed as one of the most direct application of the CRESV of New Caledonia. It is therefore important to describe the process underlying a compensation scheme and identify when CRESV can be incorporated. Adapted from a recent work in which the author has participated (François and Pascal, 2012) comparing the U.S. and French Frameworks and Practices for Ex-ante and Ex-post valuation of Impacts and Compensation on Coral Reef ecosystems, the conclusions about insertion of economic valuation in offset are the followings:

- (i) While some legislation restrict the use of economic valuation methods outright, most regulations do not restrict their use. Yet wherever feasible, resource trustees attempt to use a service-to-service (or resource-to-resource) scaling approach. In the U.S., while the regulations direct the trustees to examine value-to-value scaling methods, they are rarely used in practice. Indeed, value-to-cost, which is specified as the least preferred approach in the Oil Pollution Act regulations, is more commonly employed than the value-to-value method.
- (ii) Economic valuation methods are sophisticated and can be used to generate reasonably accurate case-specific estimates of damages. They have drawbacks, however, that limit their use in the practice of compensation. They generally require extensive data, which may simply not be available, especially for small impacts. They are time consuming, expensive, and most trustee agencies have few staff members spending time on damage assessment and recovery, and several have no personnel who regularly dedicate time to these activities. In addition, most of the agency personnel devoted to damage programs are natural or physical scientists, with few economists. Overall, the use of economic valuation methods therefore tends to lengthen the time between the impact and the implementation of compensatory measures, which tends to reduce the amount of compensations awarded, and make it less likely that temporal losses of ecosystem services and the costs of the assessment itself will be covered. Expensive methods will only be worth it on major impacts, but are out of the question on the majority of small and medium impacts. In the same way, the Compensation for the loss of direct non-market, indirect and non-use ecosystem services from an oil spill is the result of a

decision-making process involving numerous agents with different and sometimes opposite objectives. In many cases already there are no claims for compensation of strict ecological damages because of the anticipation that the expected costs of the procedure outweigh the expected benefits. Considering that the complexity of most economic valuation methods, variability in their implementation, and the many assumptions they rely on make them particularly prone to this type of haggling, they are not seen as desirable (Hay and Treyer, 2006). Therefore, although more damages may be claimed by using economic valuation methods, they come with a trade-off in terms of time and cost, and in practice trustees favour the rapidity of the implementation of the restoration and less drain on their resources. They give preference to valuation methods that are faster, less costly and less information intensive, even though they may be less precise. The cooperative nature of the damage assessment in the U.S. also works against the use of complex and time-consuming methods. U.S. trustees prefer to use less contentious and more straightforward methods.

E. Conclusions

Pacific Coral reef ecosystem face increasing challenges from market externalities and their management is not yet adequate to ensure their conservation. In the South Pacific, as in other parts of the world, coral reef ecosystem services valuation is seen by many as an essential instrument to be developed.

For the South Pacific, our two valuations have demonstrated that three types of ecosystem services constitute the major share of valued economic benefits: tourism, coastal protection and fisheries. Compared to other coral reef regions, monetary values for the South Pacific are generally lower. Lower values of ecosystem services in the South Pacific can be explained by a number of contextual factors: the remote situation leads to lower rates of tourism; relatively low population density and low *per capita* income result in lower values of coastal protection, since the same physical protection affects fewer people and less valuable property; the relatively low productivity of fisheries and low population densities, results in lower fishery production.

CRESV in the South Pacific context are complex exercises, which face a series of specific challenges to transmit a “right” signal about their services. The first identified point is to compare the observed values with their "best use" value to reflect the sustainability of use. Indicators of MSY for fishery and "sustainability indicators" for tourism have been presented while recognizing the importance of their limitations. Similarly, the values should reflect also the potential or maximum sustainable value for the services in the local context because, as described in the Pacific, the development of fisheries and tourism is generally in its early stages.

The spatial distribution of services is basic to relate customer and service provider but still suffer many knowledge gaps. The spatial identification of ecosystem processes involved in producing the service is complicated by the large-scale dispersal affecting commonly the marine environment. Very few studies have addressed this issue because it involves the development of important scientific knowledge in the field of functional ecology.

Linking ecosystem indicators to levels of services is fraught with difficulty, especially for indirect services. Ecosystem production functions similar to other production functions in agricultural and resource economics seem to be a promising avenue to better account for these interactions. One should be careful about the results from such modelling, however, due to the non-linearity of ecosystems' responses and the existence of thresholds. A qualitative classification of the strength of the links between activity and physical characteristics of the ecosystem and then between physical characteristics and services, is proposed.

CRESV has reflected so far only a small part of nature because markets can capture only a subset of the values involved and are best at handling well-demarcated and discrete assets. Biodiversity is, however, a system good that is not very conducive to piecemeal strategies. What is desired is not fragmented pockets of particular ecosystem services, but the overall viability of complex systems. The notion of insurance value for biodiversity resiliency through more stable catches for example needs to be introduced. Ensuring that the notion of substitutability characterizing trades in offsets does not adversely impact on ecosystem function and environmental qualities is also vital.

Specific recommendations on the realization of the exercise have been also identified. Thus we can mention the following advices: distribute the efforts in the study beginning with valuing the most tangible services such as calculating surplus producers and a minima values; cover as many services to make them visible, even at the cost of losing accuracy in the assessments; include sensitivity analyses to complement the results of the analysis and transmit their robustness; promote direct methods of observation when it comes to collect accurate quantitative data; define the spatial perimeter of ecosystem processes and uses of coral reefs; and use carefully the transfer benefit approach due to the well-known cultural specificity of the South Pacific Communities.

CRESVs have demonstrated both promising results and important limitations. Based on an impact assessment through different workshops and events, the results of the 2 reports have mostly been used for “informative” purposes by public organisations. One concrete case has been related to considering an *ex-ante* decision, where a CRESV was used to try and obtain a specific budget allotment in New Caledonia. No other direct impact of the 2 CRESV on local choices has been recorded so far. The impacts of other studies around the world seem to be as low as in our study.

Some explanations have been proposed to explain such a low impact. The lack of clarity of decision-makers’ objectives prior to the study, the dilemma “science to inform policy and science to advance knowledge” creating results often complicated and including a high uncertainty, the lack of standardization of assessment protocols, and the cost of the concerned studies have been cited.

In addition, the lack of clear strategy for communicating the results of the studies focusing at least three audiences: academics, policy-makers with opinion-formers, and the public, including the business community, must be mentioned. Each audience requires a message with a different level of quantitative results and a media support specific.

Another limit is linked to the potential unadapted use of CREVs results. Considering the ES valuation as a valuation of the Nature or looking at using the calculated values as direct financial amounts of compensatory measures are the most usual traps.

This strengthening and replication of coral reef CRESVs leads also to inevitable comparisons of values, which, even if flawed for many possible reasons, should preferably be done and discussed, rather than avoided and left tacit.

ES are increasingly becoming central into general discussions on coral reef management and are likely to continue to expand their reach. From a conservation point of view, this is positive, in that it will help advocate a better management of coral reefs ecosystems. The TEEB report (TEEB, 2010) conclude that significant progress have been made in economic valuation over the last twenty years, and the economic invisibility of ecosystems and biodiversity has no doubt been reduced over these years, although a lot more needs to be done.

The next step to improve the application of information produced by CRESVs is to better inform public and investment decisions, play a role in designing policy instruments such as PES with beneficiaries, and be utilized in legal proceedings, negotiations, choices and local development planning. Our analysis suggests that CRESVs are not totally ready to play such a role. A balance between research effort for knowledge and science for policy is needed to build the credibility of ecosystem service approaches. We see the following research focus: (i) combine direct biophysical measurements of ecosystem processes with economic valuation to estimate the monetary value of ES at the scale of decisions; (ii) develop non-monetary methods for reflecting human health and security, and cultural services, and incorporating these in easy-to-use, easy-to-understand, but rigorous tools for valuing ecosystem services; and, (iii) develop methods for identifying who benefits from ecosystem services, and where and when they receive these benefits.

On the other side, using ES as performance measures for government, multilateral agencies and private investments will result in improved project prioritization and increased attractiveness. This has the opportunity to multiply the funding from conservation investments (Goldman and Tallis, 2009). The financial approach of ESV can bring concrete information about potential returns for private sources of financing for conservation (Parker et al., ed. 2012). In the case of the impact investment funds (Achleitner et al., 2011; Littlefield, 2011) or the Socially Responsible Investment (SRI) funds (Van den Bossche et al., 2010), where capital is invested with the explicit expectation of financial, social and environmental returns, the B/C ratio and the RoI are common indicators (Littlefield, 2011). These funds may be attracted by the MPA's financial ratios as the business case for Vanuatu was convincingly made. Many requirements for viable and effective investment of this type are still necessary (conservation market institutions, quantifying benefits, business models, accounting and auditing standards) (Miteva et al., 2012) and this work is a very first step in this promising and critical field of conservation finance.

F. Annex

F.1 Appendix 1: Pacific context

The Pacific community is formed by 26 members. They include the 22 Pacific islands countries (American Samoa, Cook Islands, Federated States of Micronesia, Fiji, French Polynesia, Guam, Kiribati, Marshall Islands, Nauru, New Caledonia, Niue, Northern Mariana Islands, Palau, Papua New Guinea, Pitcairn Islands, Samoa, Solomon Islands, Tokelau, Tonga, Tuvalu, Vanuatu, and Wallis and Futuna) plus the Hawaiian Islands (United States of America), Australia and New Zealand. They are scattered over one third of the globe (thirty million km² mostly ocean) and their total population (excluding Australia and New Zealand) is about 8 million; half of which reside in Papua New Guinea (Bell et al., 2009) . The Pacific Islands comprise 20,000 to 30,000 islands lying south of the tropic of Cancer. They are traditionally grouped into the three divisions of Melanesia (New Guinea, New Caledonia, Vanuatu, Fiji, and the Solomon Islands), Micronesia (Northern Marianas, Guam, Palau, Marshall Islands, Kiribati, Nauru, and the Federated States of Micronesia, and Polynesia (the Hawaiian Islands, Samoa, American Samoa, Tonga, Tuvalu, Cook Islands, Wallis and Futuna, Tokelau, Niue and French Polynesia).

Extracted from the Collins atlas of the world (William Collins Sons & Co Ltd, 1995), the region's islands are classified into two groups, high islands and low islands. Volcanoes form high islands, which generally can support more people and have a more fertile soil. Low islands are reefs or atolls, and are relatively small and infertile. Melanesia, the most populous of the three regions, contains mainly high islands, while an important part of Micronesia and Polynesia are low islands. In addition, there are many other islands located within the boundaries of the Pacific Ocean that are not considered part of the Pacific community (Secretariat of the Pacific Community, 2007). These islands include the Galápagos Islands of Ecuador; the Aleutian Islands in Alaska, United States; the Russian islands of Sakhalin and Kuril Islands; Taiwan and other islands of the Republic of China; the Philippines; islands in the South China Sea, which includes the disputed South China Sea Islands; most of the islands of Indonesia; and the island nation of Japan, which includes the Ryukyu Islands and the Japanese Archipelago.

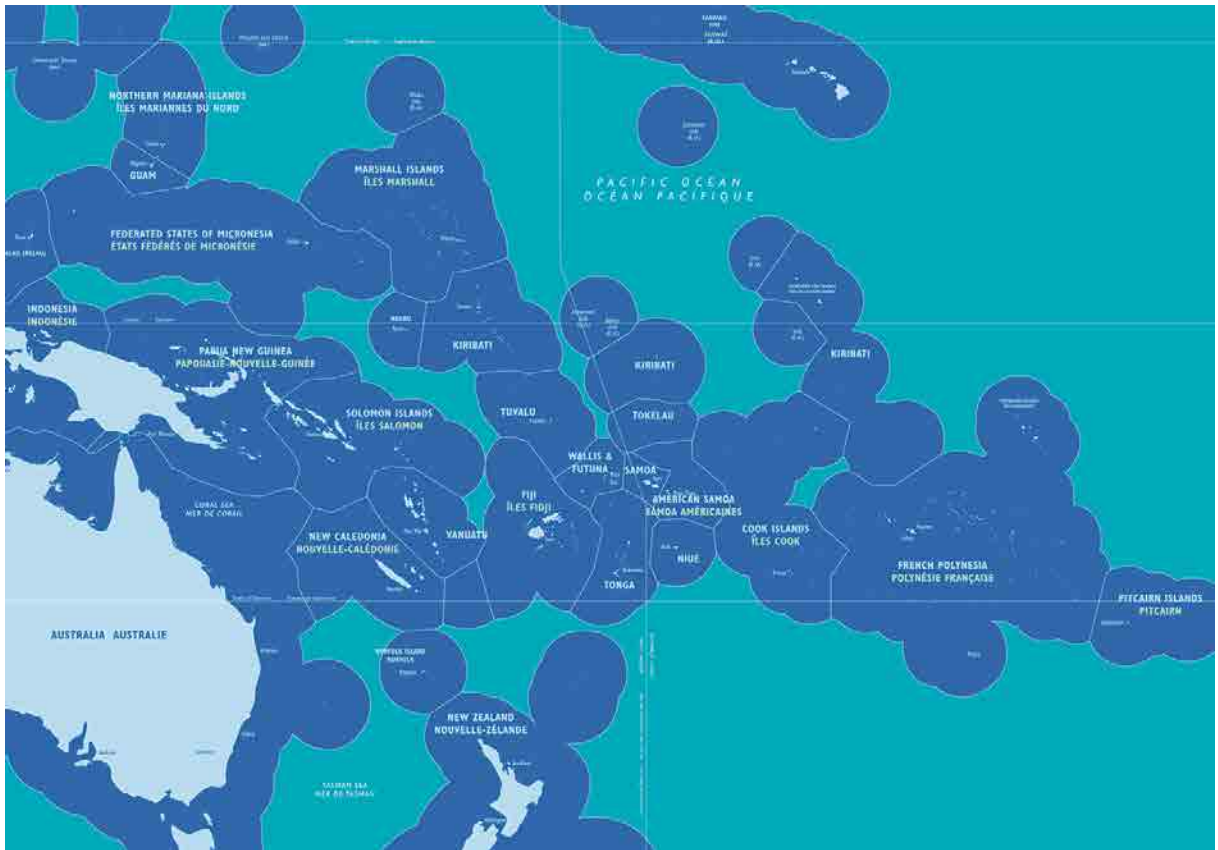
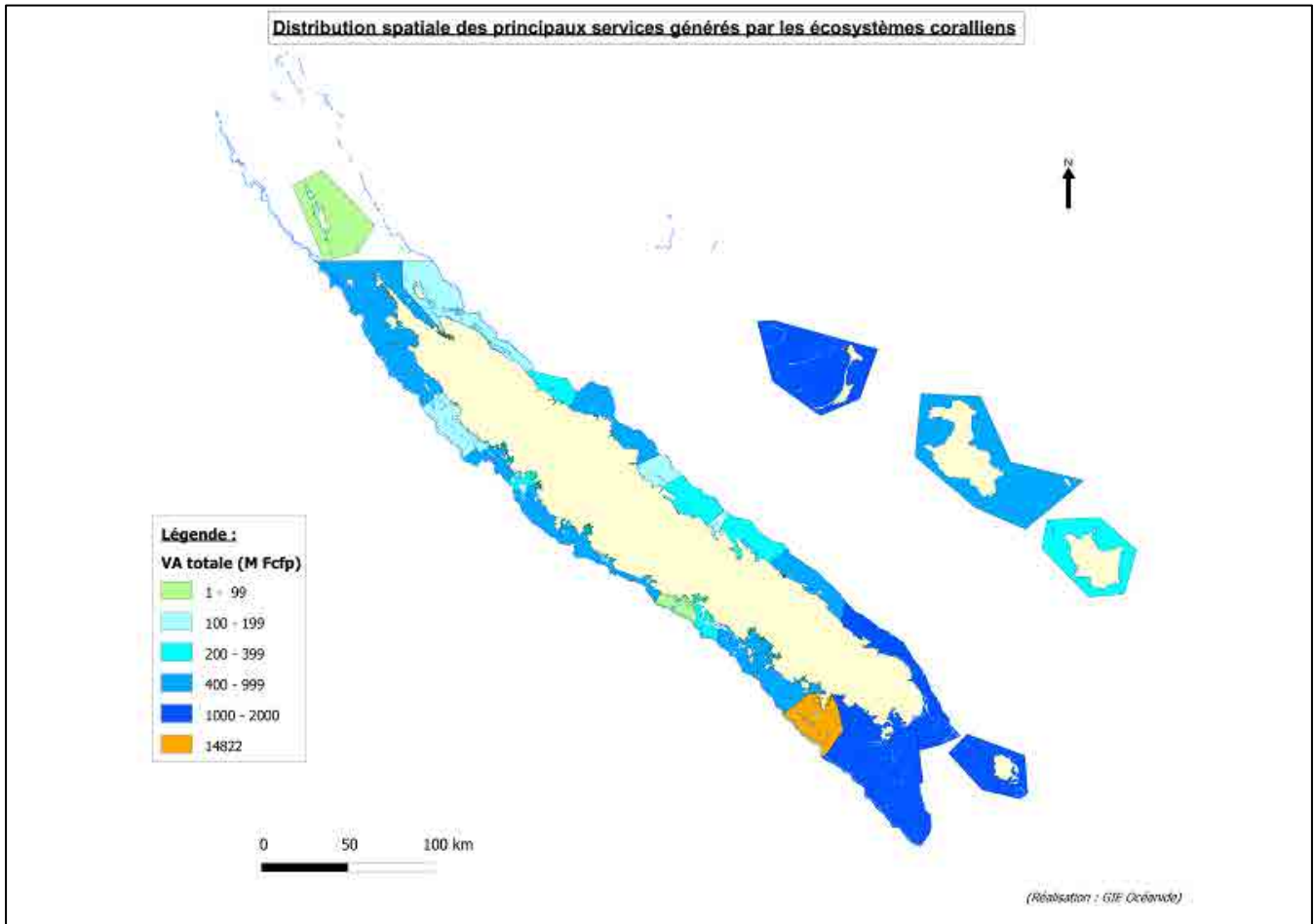
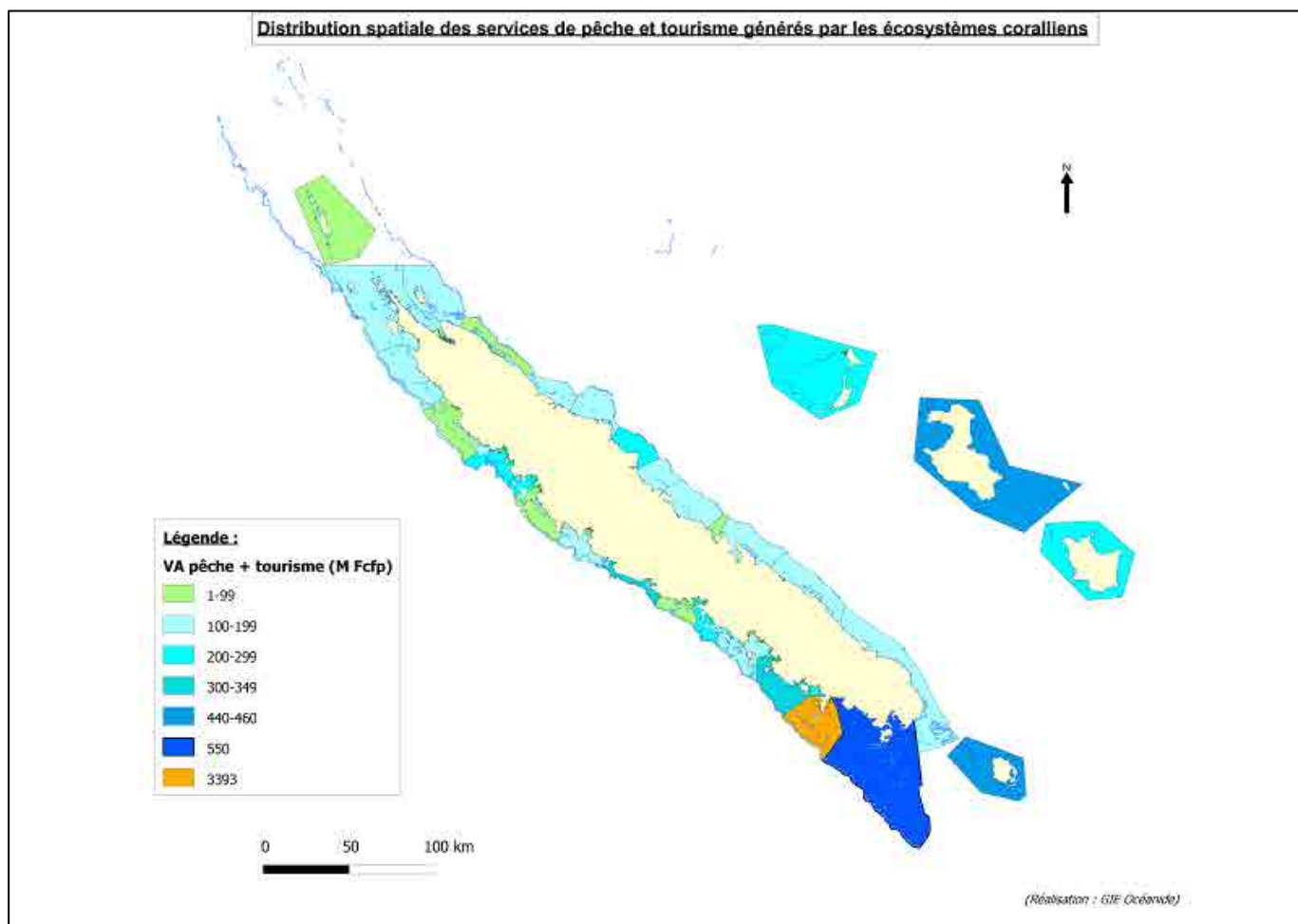


Figure F-1: South Pacific map

F.3 Annexe 3: Distribution spatiale de la valeur des SE des récifs coralliens de Nouvelle-calédonie

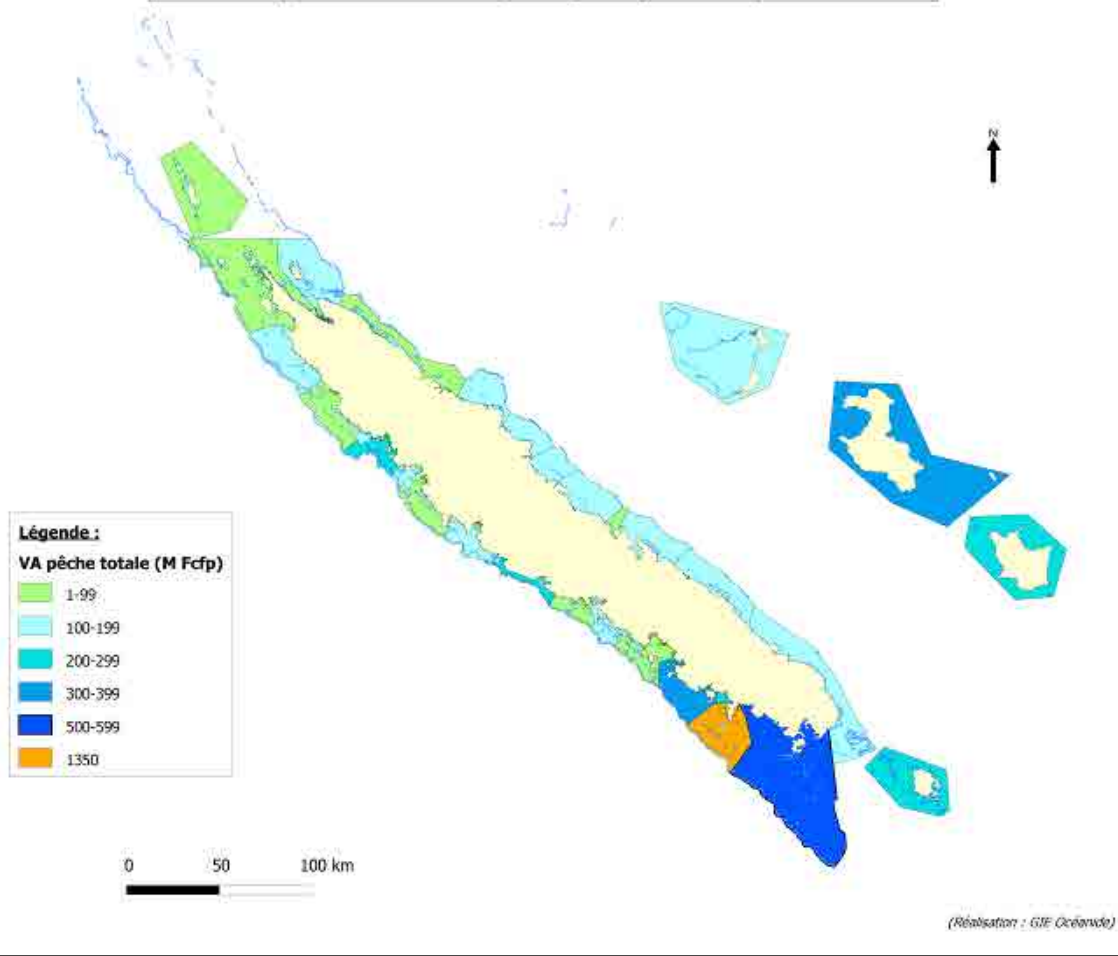


Carte F.3-1: Distribution spatiale des valeurs ajoutées des principaux services écosystémiques

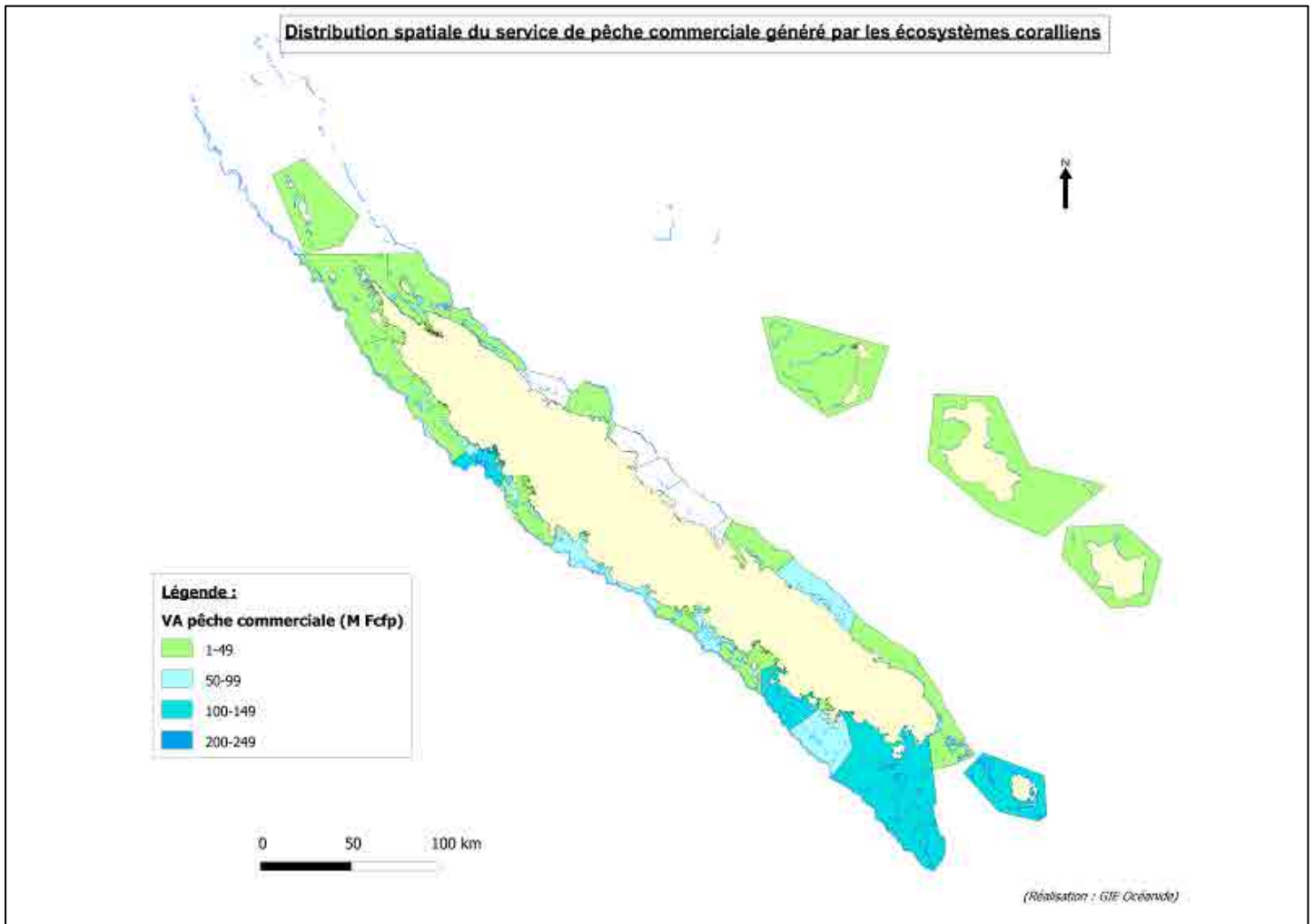


Carte F.3-2: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service de la pêche et du tourisme

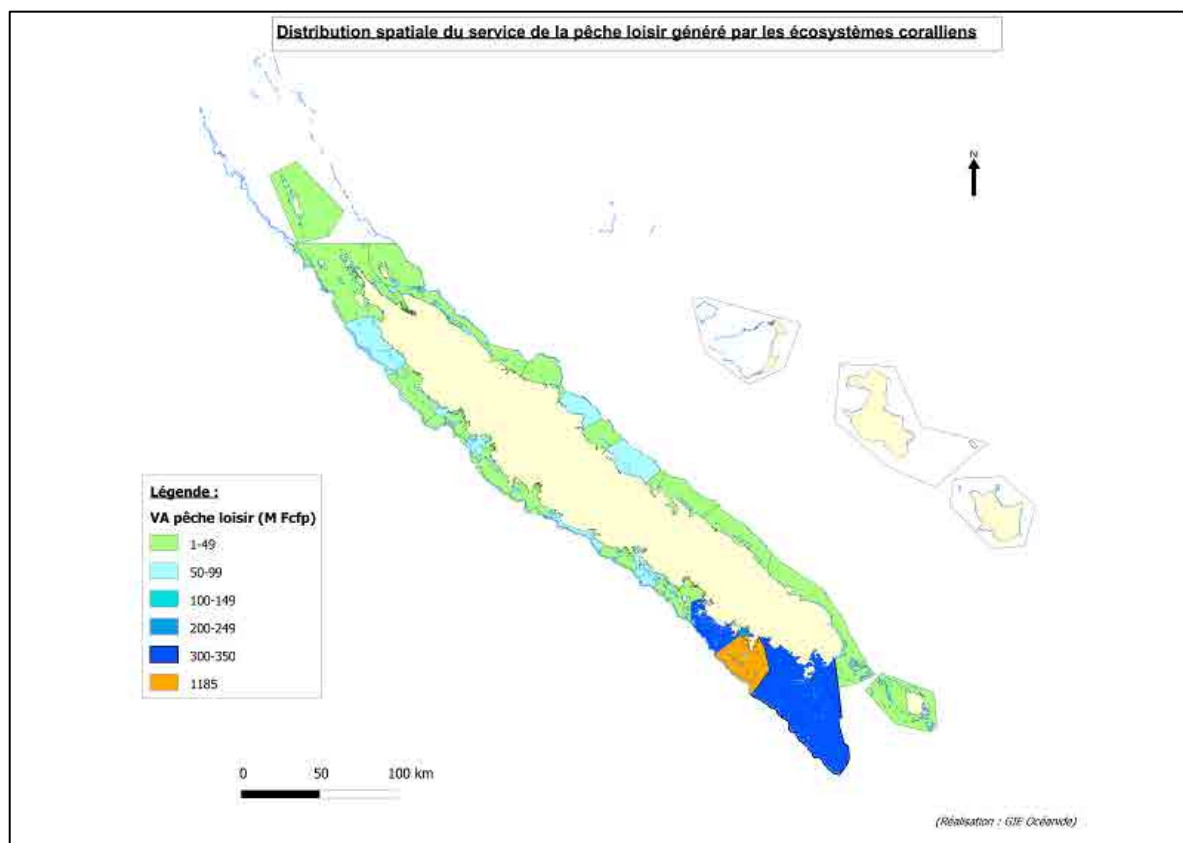
Distribution spatiale du service de la pêche généré par les écosystèmes coralliens



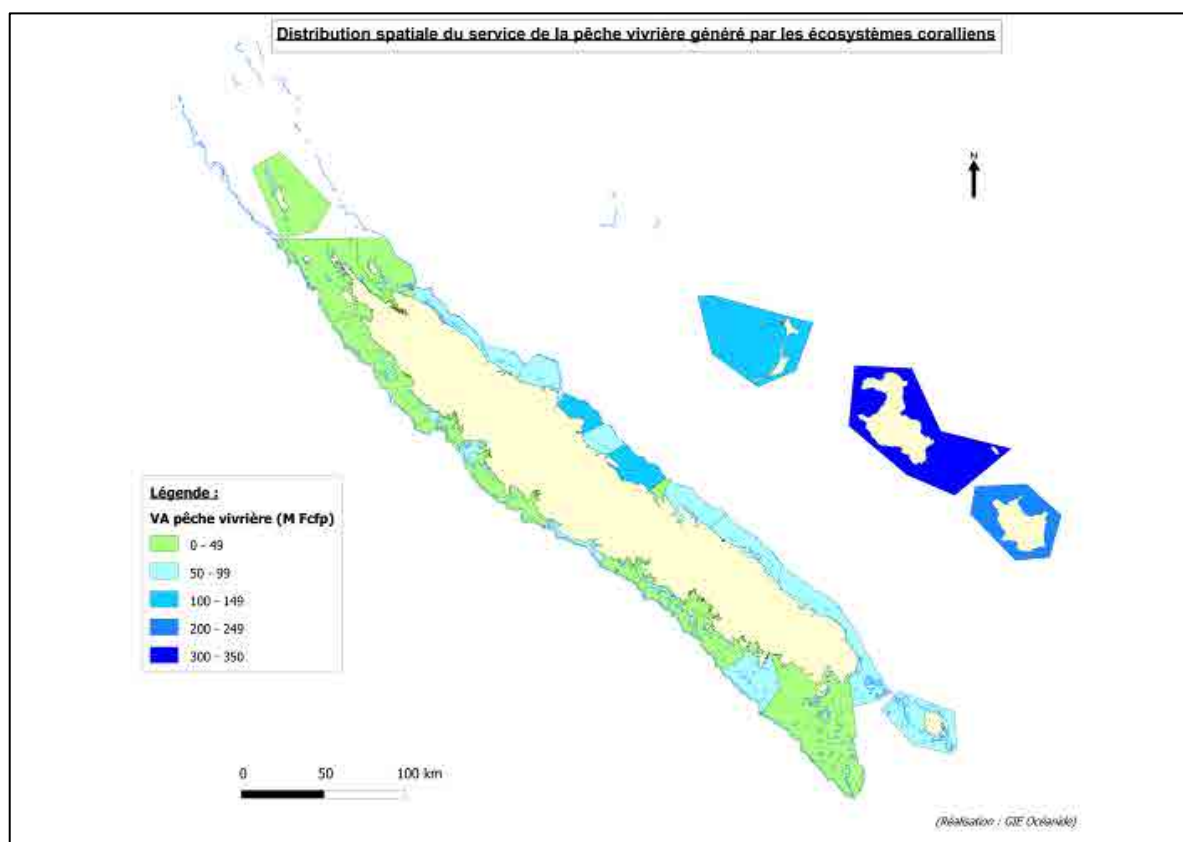
Carte F.3-3: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service consolidé de la pêche récifo-lagonaire



Carte F.3-4: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service de la pêche commerciale récifo-lagonaire

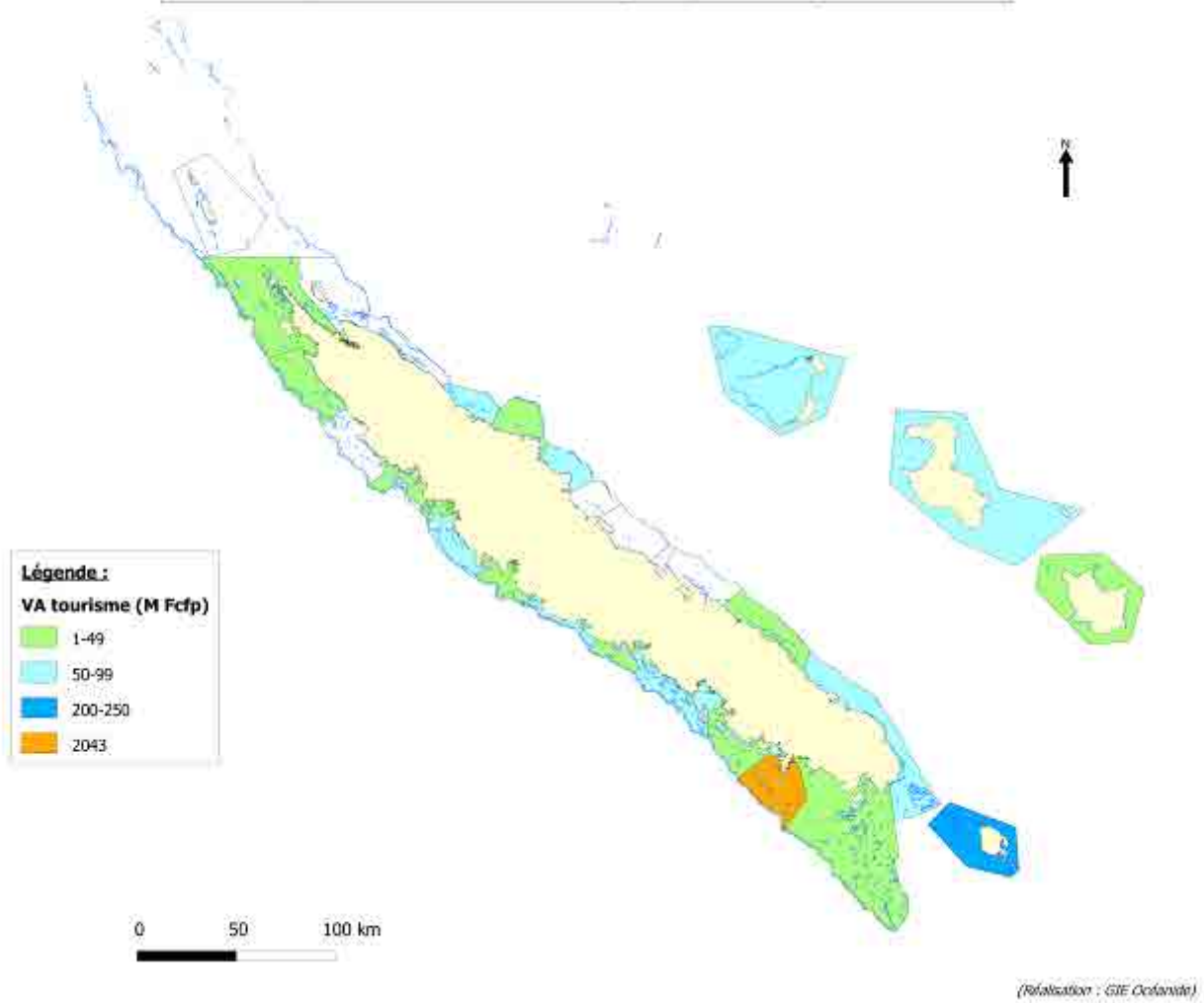


Carte F.3-5: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service de la pêche récifo-lagonnaire de loisir



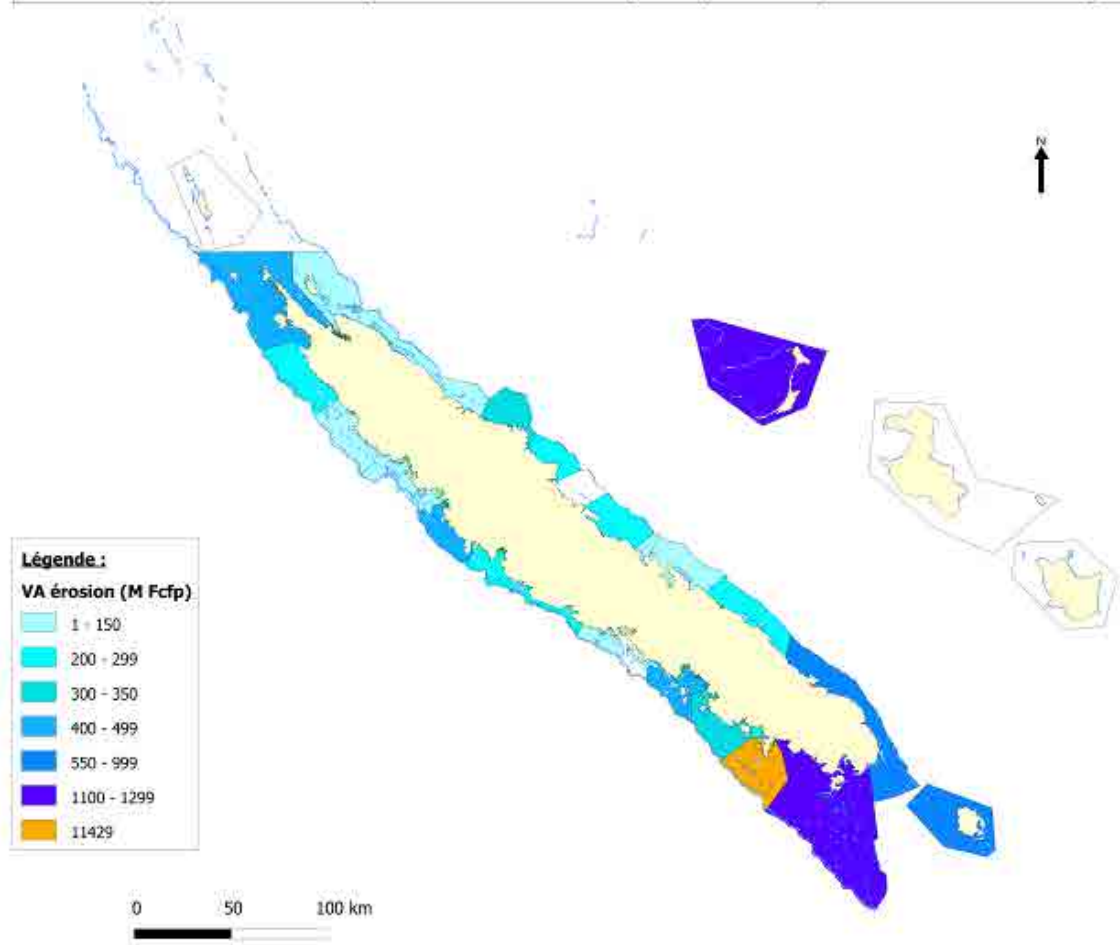
Carte F.3-6: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service de la pêche récifo-lagonnaire vivrière

Distribution spatiale du service de tourisme généré par les écosystèmes coralliens



Carte F.3-7: Distribution spatiale de la valeur ajoutée du service du tourisme

Distribution spatiale du service de protection contre la houle généré par les écosystèmes coralliens. Dommages évités



Carte F.3-8: Distribution spatiale de la valeur économique du service de protection côtière

F.4 Appendix 4: Description of Selected Studies from CBA meta-analysis

Study	Country	Ecosystem	Summary
Cesar, 1996	Indonesia	Coral reef	The study provides benefit-cost and stakeholder analysis of five major threats to coral reefs: poison fishing, explosive fishing, coral mining, sedimentation/pollution, and overfishing. Each of the threats is estimated separately for hypothetical sites of one square kilometre.
Cesar et al., 2002	U.S. (Hawaii)	Coral reef	The study analyses three case studies in Hawaii: 1. Hanauma Bay: The case study of tourist overuse conducts the CBA of the Hanauma Bay Educational Program 2. Kihei and Ka'anapali: The case study focuses on the CBA of reducing excessive nutrients and algae blooms in North Kihei. 3. Kona coast: The case study focuses on the CBA of overfishing (especially for the aquarium trade). An integrated model developed under this project forms the basis of the analysis. The dynamic model (SCREEM –Simple Coral Reef Ecological Economic Model) links ecology and economy.
Cesar and Chong, 2004	Jamaica, Indonesia	Coral reef	The paper includes three case studies of cost-benefit analysis: A protected area in Jamaica, coral mining in Indonesia, and bleaching in the Indian Ocean.
Clarke, 2010a Clarke, 2010b	Australia	Coral reef	The studies identify, and for some services roughly quantify and value, economic impacts from proposed changes to the zoning plan for two marine parks. The studies are very rough. There is no discounting, no real scenarios and no sensitivity analysis. Most of the discussion is qualitative.
Fahrudin, 2003.	Indonesia	Coral reef	The study looks at the impact of cyanide fishing, coral harvest and tourism on coral reef cover, and estimates damages based on this. Only few damages are therefore included in the analysis. The CBA is first conducted for three sites, and then extrapolated to the entire Indonesian coral reef area by estimating areas of low, mid and high tourism potential. All the estimates are extrapolated independently

			<p>from linear relationships estimated by Ordinary Least Square regressions between observed activity levels and coral coverage impact on the three sites for a given year. It is therefore not clear how the resulting coefficients are not biased considering that these processes are unlikely to be independent from each other and from confounding variables (like education, experience, income level, gear type, etc.). The scenarios assume that the local fishermen adapt to the lower reef cover and reduce their activity (% impact constant) and that there is no shift of labour between activities.</p>
Gunawardena and Rowan, 2005	Sri Lanka	Mangrove	<p>The study undertakes an extended cost-benefit analysis of a moderately large shrimp aquaculture project proposed for a relatively pristine mangrove ecosystem in the south of Sri Lanka. The analysis focuses on the costs and benefits of the project, the number of individuals affected, and the different social groups to which the costs and benefits of the project accrue. The study attempts to determine the total economic value of the mangrove system.</p> <p>A scoping analysis was first undertaken to identify the key environmental and socioeconomic impacts likely to arise from the proposed shrimp culture project</p>
Kumar and Kumar, 2010	India	Coral reef	<p>The paper attempts to value the benefits from the coral reefs in the Gulf of Kachchh. The study aims to quickly measure the economic values of various goods and services of coral reefs using data that are already available from different agencies and institutions, and therefore focuses primarily on benefit transfer. Some field-based assessments were conducted to validate the data.</p>
Padilla and Janssen, 1996	Philippines	Mangrove	<p>The paper compares the costs and benefits of mangrove preservation with those generated by alternative uses, such as aquaculture and forestry. The products and services from the mangrove are quantified and valued for each management option.</p>
Pascal, 2011.	Vanuatu (Pacific Island)	Coral reef	<p>The study looks at the net benefits from five small marine managed areas that include a protected area as one of their management rules. These areas are presented as one of the main fishery and coastal management tool adapted to the context of many Pacific countries. The study considers direct,</p>

			<p>indirect and opportunity costs. Impacts on fishery and tourism are compared to villages without protected area (control sites) selected on their similarity with the study villages.</p> <p>In the study, each managed area is associated to a unique village, managed and adequately enforced by communities for at least five years with the reserve covering at least 10% of the fishing ground area.</p>
Sathirathai and Barbier, 2001	Thailand	Mangrove	The article assesses the benefits of mangroves compared to converting the areas into shrimp farms. The villagers in the study area have organized their own means of protecting some of the mangrove forest area from outside encroachment, including from conversion by shrimp farmers.
Ruitenbeek, 1994	Indonesia	Mangrove	The study compares various management options of a mangrove forest under different assumptions on ecological linkages between the forest's coverage and ecosystem services.
Tri et al., 1998	Vietnam	Mangrove	<p>The study explores the economic rationale behind mangrove rehabilitation using data on the costs and benefits of certain services. In the study area mangrove rehabilitation is subsidized by international development agencies, based largely on an assumed benefit to local communities.</p> <p>The analysis focuses particularly on the benefit of reduction in maintenance of sea dikes when mangrove buffers are planted in front of them. Such maintenance takes place on an annual basis through the obligatory labour of district inhabitants. These commitments draw a heavy burden on labour-scarce households and are a source of conflict.</p>
Vishwanathan et al., 2010	India	Mangrove	This mostly qualitative study looks at the success of various mangrove planting projects in terms of net benefits.
White et al., 2000	Philippines	Coral reef	The study conducts the CBA of transforming Olango Island into an ecological tourism destination. The site is rich in reef, wetland and mangrove resources, but the island's coral is in poor condition and is in need of improved management.

Table F-1: Description of case studies analysed in the review (François et al., 2012).

F.5 Appendix 5: Statistics results of MPA effects on CPUEs and other biological indices

F.5.1 Variation partitioning

Partition of the variation of the fish abundance or biomass data, using a series of RDAs and partial RDAs, with 3 sets of explanatory variables:

- 'reserve' MMA (binary), distMMA (semi-quantitative)
- 'temporality' Moon (qualitative), Tide (qualitative)
- 'habitat' TOPO, HABI, Sand (all quantitative)

F.5.2 Fish abundance data

Raw abundance of 5 fish families, split by size class (25 response variables):

- Ac1 Ac2 Ac3 Ac4 Ac5 Ac6
- La2 La3 La4 La7
- Le4 Le5 Le6 Le7
- Sc3 Sc4 Sc5 Sc6 Sc7 Sc8
- Si2 Si3 Si4 Si5 Si6

Partition of variation in RDA

```
Call: varpart(Y = abo2, X = reserve, temporality, habitat)
```

Explanatory tables:

```
X1: reserve
X2: temporality
X3: habitat
```

No. of explanatory tables: 3

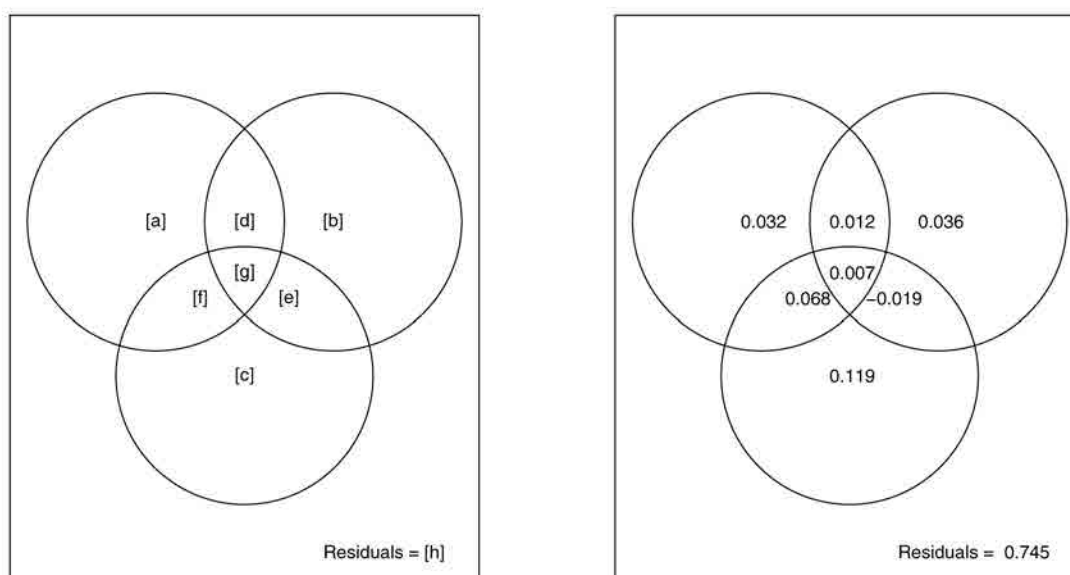
Total variation (SS): 286.51

Variance: 6.2285

No. of observations: 47

Partition table:

	Df	R.square	Adj.R.square	Testable
[a+d+f+g] = X1	2	0.15737	0.11906	TRUE
[b+d+e+g] = X2	8	0.20385	0.03624	TRUE
[c+e+f+g] = X3	3	0.22907	0.17528	TRUE
[a+b+d+e+f+g] = X1+X2	10	0.32351	0.13559	TRUE
[a+c+d+e+f+g] = X1+X3	5	0.30425	0.21940	TRUE
[b+c+d+e+f+g] = X2+X3	11	0.40910	0.22339	TRUE
[a+b+c+d+e+f+g] = All	13	0.46560	0.25508	TRUE
Individual fractions				
[a] = X1 X2+X3	2		0.03169	TRUE
[b] = X2 X1+X3	8		0.03568	TRUE
[c] = X3 X1+X2	3		0.11949	TRUE
[d]	0		0.01243	FALSE
[e]	0		-0.01915	FALSE
[f]	0		0.06767	FALSE
[g]	0		0.00728	FALSE
[h] = Residuals			0.74492	FALSE
Controlling 1 table X				
[a+d] = X1 X3	2		0.04412	TRUE
[a+f] = X1 X2	2		0.09936	TRUE
[b+d] = X2 X3	8		0.04811	TRUE
[b+e] = X2 X1	8		0.01653	TRUE
[c+e] = X3 X1	3		0.10034	TRUE
[c+f] = X3 X2	3		0.18715	TRUE



Fraction [a] corresponds to the variation explained by the ‘reserve’ variables (i.e. MMA + distMMA) alone, after accounting for the variation explained by the ‘temporality’ and ‘habitat’ variables. Explained variation is expressed by adjusted R^2 and is tested by random permutations. The ‘reserve’ variables explain 3.2% of the variance of the species matrix, which is significant (*). Fraction [b] corresponds to the variation explained by the ‘temporality’ variables alone : 3.6% (n.s.). Fraction [c] corresponds to the variation explained by the ‘habitat’ variables alone : 11.9% (**). Other fractions represent the variation shared by 2 or 3 subsets of explanatory variables and are not testable. All variables explain 25.5% of the variation (***).

F.5.3 Fish biomass data

Total biomass (‘Total_Weight’) of 5 fish families: Acanthuridae (Ac), Labridae (La), Lethrinidae (Le), Scaridae (Sc) and Siganidae (Si).

Partition of variation in RDA

```
Call: varpart(Y = bio2, X = reserve, temporality, habitat)
```

Explanatory tables:

```
X1: reserve
X2: temporality
X3: habitat
```

```
No. of explanatory tables: 3
```

```
Total variation (SS): 267.36
```

```
Variance: 5.8122
```

```
No. of observations: 47
```

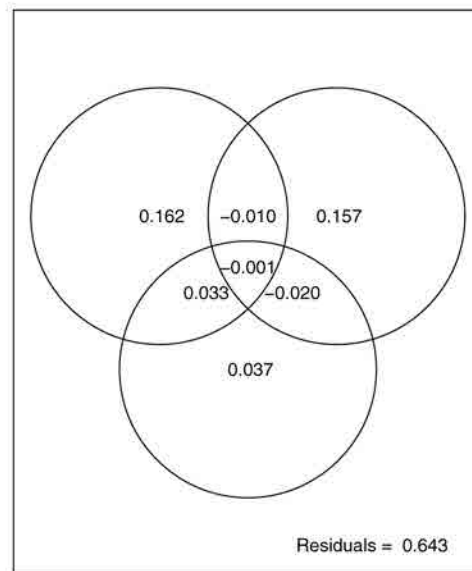
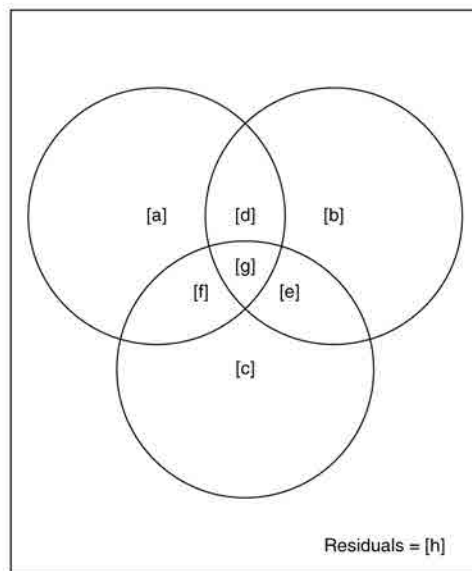
Partition table:

	Df	R.square	Adj.R.square	Testable
[a+d+f+g] = X1	2	0.21882	0.18331	TRUE
[b+d+e+g] = X2	8	0.27726	0.12511	TRUE
[c+e+f+g] = X3	3	0.10996	0.04787	TRUE
[a+b+d+e+f+g] = X1+X2	10	0.46769	0.31983	TRUE
[a+c+d+e+f+g] = X1+X3	5	0.28665	0.19965	TRUE
[b+c+d+e+f+g] = X2+X3	11	0.38731	0.19475	TRUE

```

[a+b+c+d+e+f+g] = All 13 0.53839 0.35654 TRUE
Individual fractions
[a] = X1 | X2+X3 2 0.16179 TRUE
[b] = X2 | X1+X3 8 0.15689 TRUE
[c] = X3 | X1+X2 3 0.03671 TRUE
[d] 0 -0.01001 FALSE
[e] 0 -0.02037 FALSE
[f] 0 0.03292 FALSE
[g] 0 -0.00140 FALSE
[h] = Residuals 0.64346 FALSE
Controlling 1 table X
[a+d] = X1 | X3 2 0.15178 TRUE
[a+f] = X1 | X2 2 0.19472 TRUE
[b+d] = X2 | X3 8 0.14688 TRUE
[b+e] = X2 | X1 8 0.13651 TRUE
[c+e] = X3 | X1 3 0.01634 TRUE
[c+f] = X3 | X2 3 0.06964 TRUE

```



Fraction [a]: 16.2% (**)

Fraction [b]: 15.7% (*)

Fraction [c]: 3.7% (n.s.)

All variables: 35.7% (**)

F.5.4 Conclusion

Total biomass is mainly explained by ‘reserve’ variables, whereas abundance by size class is mainly explained by habitat properties.

F.6 Appendix 6: Partial RDA

F.6.1 Fish biomass data

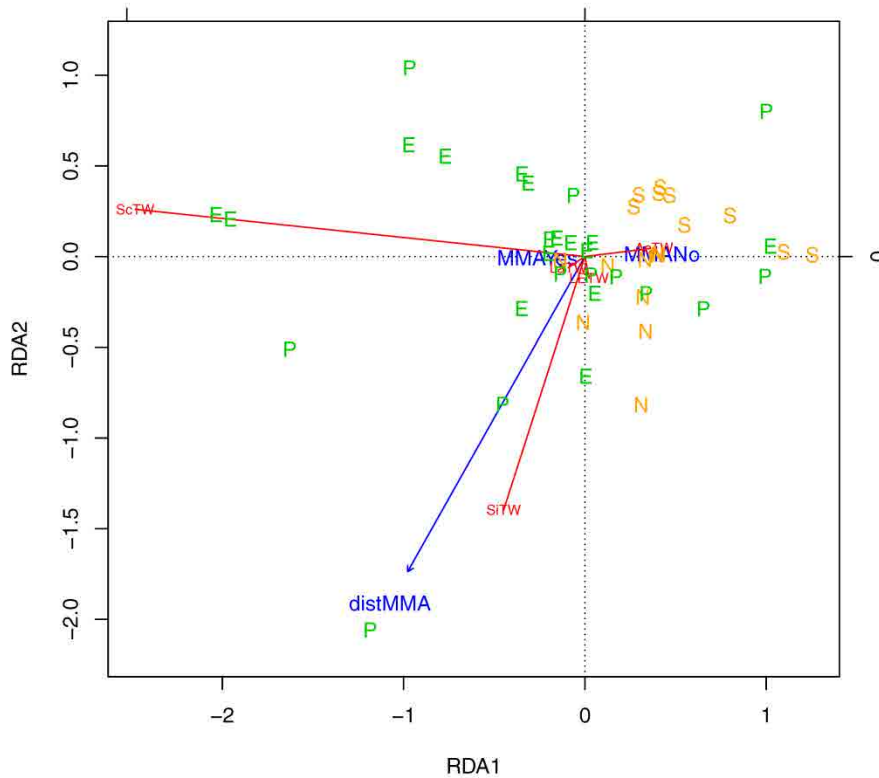
In a first step, I run a forward selection of the ‘habitat’ variables (except ‘temporality’ variables). For Total biomass (‘Total_Weight’) as response dataset, I got the best model according to adjusted R^2 with Sand + Smal_Bould + Live_Coral.

Then, I performed a partial RDA with MMA + distMMA as explanatory variables and Sand + Smal_Bould + Live_Coral as covariables. The ‘reserve’ variables explain 17.4% and the ‘habitat’ covariables 23.4% of the variation (R^2). The model is significant (adj- $R^2 = 15.5\%$, $P = 0.001^{***}$):

```
> anova(res, step=10000)
Permutation test for rda under reduced model

Model: rda(formula = bio2 ~ MMA + distMMA + Condition(Sand + Smal_Bould +
Live_Coral), data = hab2)
      Df   Var      F N.Perm Pr(>F)
Model   2 1.0119 6.0283  9999 0.0017 **
Residual 41 3.4410
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

The triplot below shows that after accounting for the selected habitat variables, the binary MMA variable is well expressed along axis 1 and the presence of MMA influences positively the biomass of Scaridae (but negatively the biomass of Acanthuridae), whereas the biomass of Siganidae increases with distMMA. Colour letters are sites (4 locations), red arrows are response variables and blue arrows or centroids are explanatory variables.



```
> summary(res)
```

Call:

```
rda(formula = bio2 ~ MMA + distMMA + Condition(Sand + Smal_Bould + Live_Coral),
data = hab2)
```

Partitioning of variance:

	Inertia	Proportion
Total	5.812	1.0000
Conditioned	1.359	0.2339
Constrained	1.012	0.1741
Unconstrained	3.441	0.5920

Eigenvalues, and their contribution to the variance
after removing the contribution of conditioning variables

Importance of components:

	RDA1	RDA2	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Eigenvalue	0.9216	0.09032	2.7379	0.39002	0.19177	0.06961	0.05169
Proportion Explained	0.2070	0.02028	0.6149	0.08759	0.04307	0.01563	0.01161
Cumulative Proportion	0.2070	0.22724	0.8421	0.92969	0.97276	0.98839	1.00000

Only axis 1 is significant ($R^2 = 20.7\%$):

```
> anova(res, by="axis", step=1000)
```

```
Model: rda(formula = bio2 ~ MMA + distMMA + Condition(Sand + Smal_Bould +
Live_Coral), data = hab2)
```

	Df	Var	F	N.Perm	Pr(>F)
RDA1	1	0.9216	10.9804	999	0.001 ***
RDA2	1	0.0903	1.0762	999	0.304
Residual	41	3.4410			

```
---
```

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

The variation partitioning using the same sets of variables gives the following results:

F.6.2 Biomass data explained by 3 subsets of explanatory variables:

- 'reserve' MMA (binary), distMMA (semi-quantitative)
- 'temporality' Moon (qualitative), Tide (qualitative)
- 'habitat' Sand, Smal_Bould, Live_Coral (all quantitative)

Partition of variation in RDA

Call: varpart(Y = bio2, X = reserve, temporality, habitat)

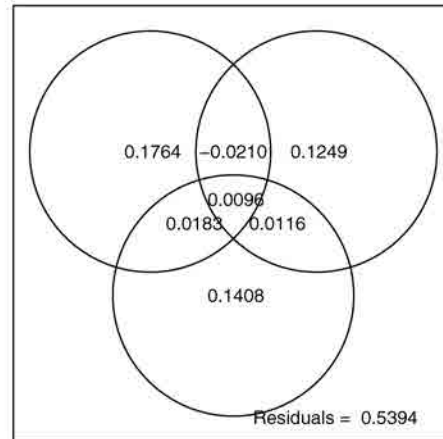
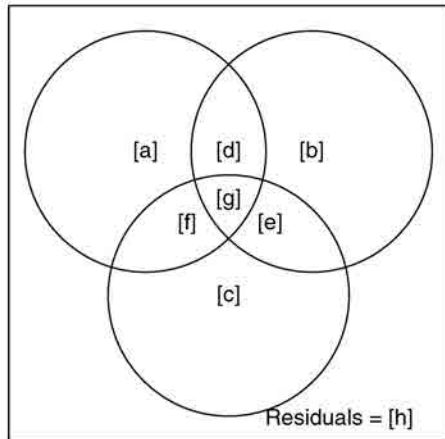
Explanatory tables:

X1: reserve
X2: temporality
X3: habitat

No. of explanatory tables: 3
Total variation (SS): 267.36
Variance: 5.8122
No. of observations: 47

Partition table:

	Df	R.square	Adj.R.square	Testable
[a+d+f+g] = X1	2	0.21882	0.18331	TRUE
[b+d+e+g] = X2	8	0.27726	0.12511	TRUE
[c+e+f+g] = X3	3	0.23386	0.18041	TRUE
[a+b+d+e+f+g] = X1+X2	10	0.46769	0.31983	TRUE
[a+c+d+e+f+g] = X1+X3	5	0.40796	0.33576	TRUE
[b+c+d+e+f+g] = X2+X3	11	0.45541	0.28425	TRUE
[a+b+c+d+e+f+g] = All	13	0.61306	0.46064	TRUE
Individual fractions				
[a] = X1 X2+X3	2		0.17639	TRUE
[b] = X2 X1+X3	8		0.12488	TRUE
[c] = X3 X1+X2	3		0.14081	TRUE
[d]	0		-0.02104	FALSE
[e]	0		0.01164	FALSE
[f]	0		0.01833	FALSE
[g]	0		0.00963	FALSE
[h] = Residuals			0.53936	FALSE
Controlling 1 table X				
[a+d] = X1 X3	2		0.15535	TRUE
[a+f] = X1 X2	2		0.19472	TRUE
[b+d] = X2 X3	8		0.10384	TRUE
[b+e] = X2 X1	8		0.13651	TRUE
[c+e] = X3 X1	3		0.15245	TRUE
[c+f] = X3 X2	3		0.15914	TRUE



- Fraction [a] 'reserve' alone: adjR2 = 17.6% (P = 0.001***)
- Fraction [b] 'temporality' alone: adjR2 = 12.5% (P = 0.026*)
- Fraction [c] 'habitat' alone: adjR2 = 14.1% (P = 0.006**)
- Fraction [a+d] 'reserve' without 'habitat': adjR2 = 15.5% (P = 0.001***)
- All variables: adjR2 = 46.1% (P = 0.001***)

Strange result due to negative share variation in fraction [d]!

F.6.3 Biomass data explained by 2 subsets of explanatory variables:

- 'reserve' MMA (binary), distMMA (semi-quantitative)
- 'habitat' Sand, Smal_Bould, Live_Coral (all quantitative)

Partition of variation in RDA

Call: varpart(Y = bio2, X = reserve, habitat)

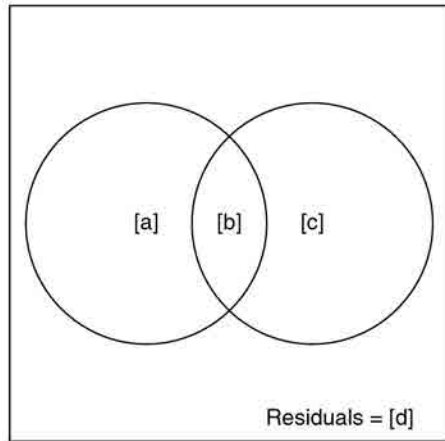
Explanatory tables:

X1: reserve
X2: habitat

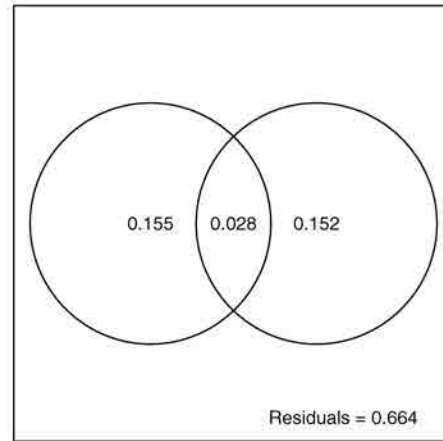
No. of explanatory tables: 2
Total variation (SS): 267.36
Variance: 5.8122
No. of observations: 47

Partition table:

	Df	R.squared	Adj.R.squared	Testable
[a+b] = X1	2	0.21882	0.18331	TRUE
[b+c] = X2	3	0.23386	0.18041	TRUE
[a+b+c] = X1+X2	5	0.40796	0.33576	TRUE
Individual fractions				
[a] = X1 X2	2		0.15535	TRUE
[b]	0		0.02796	FALSE
[c] = X2 X1	3		0.15245	TRUE
[d] = Residuals			0.66424	FALSE



- Fraction [a] 'reserve' alone:
- Fraction [c] 'habitat' alone:
- All variables:



- adjR2 = 15.5% (P = 0.001***)
- adjR2 = 15.2% (P = 0.005**)
- adjR2 = 33.6% (P = 0.001***)

G. References

- Aalbersberg, B., Tawake, A., Parras., T., 2005. Village by village: recovering Fiji's coastal fisheries. In *World Resources 2005: the wealth of the poor: managing ecosystems to fight poverty*. World Resources Institute, Washington D.C. 144-152.
- Abaza, H., 2004. *Environmental Impact Assessment and Strategic Environmental Assessment: Towards an Integrated Approach*. United Nations Environment Programme- 86 pp.
- Access Economics Pty, 2007. *Measuring the economic & financial value of the Great Barrier Reef Marine Park, 2005-06*. Great Barrier Reef Marine Park Authority - Research publication (Great Barrier Reef Marine Park Authority : Online) ; 88 pp.
- Achleitner, A.-K., Heinecke, A., Noble, A., Schoning, M., Spiess-Knafl, W., 2011. Unlocking the Mystery: An Introduction to Social Investment. *Innovations: Technology, Governance, Globalization* 6, 145-154.
- Ahmed, M., Chong, C.K., Cesar, H., 2005. Economic Valuation and Policy Priorities for Sustainable Management of Coral Reefs, in: *Second Edition. International Consultative Workshop for Economic Valuation and Policy Priorities for Sustainable Management of Coral Reefs - WorldFish Center's Headquarters, P., Malaysia, 8-10 December 2001*. WorldFish Center Conference Proceedings 70 pp. (Ed.).
- Ahmed, M., Umali, G.M., Chong, C.K., Rull, M.F., Garcia, M.C., 2007. Valuing recreational and conservation benefits of coral reefs--The case of Bolinao, Philippines. *Ocean & Coastal Management* 50 (1-2): 103-114.
- Allain, V., Fernandez, E., Hoyle, S., Caillot, S., Jurado-Molina, J., Andrefouet, S., Nicol, S.J., 2012. Interaction between Coastal and Oceanic Ecosystems of the Western and Central Pacific Ocean through Predator-Prey Relationship Studies. *Public Library of Science* 7 e36701.
- Alpizar, F., Carlsson, F., MartinssonA, P., 2001. Using Choice Experiments for Non-Market Valuation. *Working Papers in Economics no. 52 June 2001 Department of Economics Göteborg University JEL classification: H41, D61, Q20*.
- Amos, M.J., 2007. *Vanuatu fishery resource profiles*. Apia, Samoa : SPREP, 2007 viii, 195 p. ; (IWP-Pacific Technical report, ISSN 1818-5614 ; no.49).
- Andersson, J.E.C., 2007. The recreational cost of coral bleaching - A stated and revealed preference study of international tourists. *Ecological Economics* 62 (3-4): 704-713.
- Andréfouët, S., Hochberg, E.J., Chevillon, C., Muller-Karger, F.E., Brock, J.C., Hu, C., 2005. Multi-Scale Remote Sensing of Coral Reefs. *Remote Sensing and Digital Image Processing*. 7: 297-315.
- Andréfouët, S., Torres-Pulliza, D., 2004. *Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie*. IFRECOR Nouvelle-Calédonie, IRD, Nouméa, 26 pp. + 22 planches.
- Angulo-Valdes, J.A., Hatcher, B.G., 2010. A new typology of benefits derived from marine protected areas. *Marine Policy* 34: 635-644.
- Arin, T., Kramer, R.A., 2002. Diversers' willingness to pay to visit marine sanctuaries: an exploratory study. *Ocean & Coastal Management* 45 (2-3): 171-179.

Armada, N., White, A.T., Christie, P., 2009. Managing Fisheries Resources in Danajon Bank, Bohol, Philippines: An Ecosystem-Based Approach. *Coastal Management*, 37: 308–330.

Arrow, K.J., Cropper, M.L., Eads, G.C., Hahn, R.W., Lave, L.B., Noll, R.G., Portney, P.R., Russell, M., Schmalensee, R.L., Smith, V.K., Stavins, 1996. Is there a role for benefit-cost analysis in environmental, health, and safety regulation? . *Science* 272: 221–222.

Asafu-Adjaye, J., Tapsuwan, S., 2008. A contingent valuation study of scuba diving benefits: Case study in Mu Ko Similan Marine National Park, Thailand. *Tourism Management* 2008;29:1122–1130. doi: 10.1016/j.tourman.2008.02.005.

Aswani, S., Hamilton, R.J., 2004. Integrating indigenous ecological knowledge and customary sea tenure with marine and social science for conservation of bumphead parrotfish (*Bombometopon muricatum*) in the Roviana Lagoon, Solomon Islands. *Environmental Conservation* 31, 69-83.

Aubertin, C., Pinton, F., Boisvert, V., 2007. *Les marchés de la biodiversité*. IRD Editions, 248pp

Azqueta, D., Sotelsek, D., 2007. Valuing nature: From environmental impacts to natural capital. *Ecological Economics* Volume 63 1: 22-30.

Baker, A.C., Glynn, P.W., Riegl, B., 2008. Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80: 435–471 h.

Balmford, A., Rodrigues, A., Walpole, M., ten Brink, P., Kettunen, M., Braat, L., de Groot, R., 2008. Review on the economics of biodiversity loss: scoping the science. Report produced for the European Commission under contract ENV/070307/2007/486089/ETU/B2 - 60 pp.

Barbier, E.B., 2007. Valuing Ecosystem Services as Productive Inputs. *Economic Policy*, 49: 178–229.

Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., Silliman, B.R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 2011, pp. 169–193.

Barbier, E.B., Koch, E.W., Silliman, B.R., Hacker, S.D., Wolanski, E., Primavera, J., Granek, E.F., Polasky, S., Aswani, S., Cramer, L.A., Stoms, D.M., Kennedy, C.J., Bael, D., Kappel, C.V., Perillo, G.M.E., Reed, D.J., 2008. Coastal Ecosystem-Based Management with Nonlinear Ecological Functions and Values. *Science*, 319: 89-98

Barker, N.H.L., Roberts, C.M., 2004. Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120: 481-489.

Bartlett, C., K.Pakoa, C.Manua, 2009. Marine reserve phenomenon in the Pacific islands. *Marine Policy*. Volume 33: 673–678.

Baumgärtner, S., 2007. The Insurance Value of Biodiversity in the Provision of Ecosystem Services *Natural Resource Modeling*, Vol. 20, No. 1: 87-127.

Beaumont, N.J., Austen, M.C., Atkins, J.P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T.P., Derous, S., Holm, P., Horton, T., van Ierland, E., Marboe, A.H., Starkey, D.J., Townsend, M., Zarzycki, T., 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* 54, 253-265.

Bell, J.D., Kronen, M., Vunisea, A., Nash, W.J., Keeble, G., Demmke, A., Pontifex, S., Andréfouët, S., 2009. Planning the use of fish for food security in the Pacific. *Marine Policy*, 33: 64-73 33.

- Bensa, A., Freyss, J., 1994. La société kanak est-elle soluble dans l'argent ? . Terrain, n° 23: 11-26.
- Beukering, P.v., Brander, L., Tompkins, E., McKenzie, E., 2007a. Valuing the Environment in Small Islands, in: Joint Nature Conservation Committee, P.P.J.U.T.r., 128 pages. June 2007 (Ed.), Available at <http://www.jncc.gov.uk/page-4065>.
- Beukering, P.v., Cesar, H.S.J., Janssen, M.A., 2003. Economic valuation of the Leuser National Park on Sumatra, Indonesia, . Ecological Economics 44: 43-62.
- Beukering, P.v., Haider, J.H., Longland, W., Cesar, M., Sablan, H.J.S., Shjegstad, J., Beardmore, S., Liu, B.Y., Garces, G.O., 2007b. The economic value of Guam's coral reefs. University of Guam Marine Laboratory. Technical Report (116): 100pp.
- Beukering, P.v., Haider, W., Wolfs, E., Liu, Y., Leeuw, K.v.d., Longland, M., Sablan, J., Beardmore, B., Prima, S.d., Massey, E., Cesar, H., Hausfather, Z., 2006. The Economic Value of the Coral Reefs of Saipan, Commonwealth of the Northern Mariana Islands. Department of Interior, NOAA - Technical report, 99 pp.
- Beurier, J.-P., Zakovska, K., Guilloux, B., 2009. Le droit de la biodiversité marine aux îles fidji, salomon et vanuatu. Synthèse du rapport final - composante 2C - projet 2C1 Substances Actives Marines - CRISP . Available online: <http://www.crisponline.net>.
- Boersma, P.D., Parrish, J.K., 1999. Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. Ecological Economics 31, 287-304.
- Bolt, K., Ruta, G., Sarraf, M., 2005. Estimating the cost of environmental degradation: A Training Manual. The World Bank: environment department papers.
- Bonito, V., Simpson, R., Waqairagata, F., 2012. Evaluating the performance of LMMAs in the districts of Korolevu-i-Wai, Dawasamu, and Nakorotubu. Technical report, NOAA grant: na09nos4630017, 96 pp.
- Bonnemaïson, J., 1986. La dernière île. Paris, Arléa/Orstom, 408 p.
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units,. Ecological Economics 63, Coastal Disasters Special Section: 616-626.
- Boyer, P., 1997. La mer, espace, perception et imaginaire dans le Pacifique sud. C.O.R.A.I.L & L'Harmattan - Actes du neuvième colloque CORAIL -ISBN : 2-7384-6014-3 • 1997 • 434 pages.
- Brander, L.M., Beukering, P.V., Cesar, H.S.J., 2007. The recreational value of coral reefs: A meta-analysis. Ecological Economics 63, 209-218.
- Brander, R.W., Kench, P.S., Hart, D., 2004. Spatial and temporal variations in wave characteristics across a reef platform, Warraber Island, Torres Strait, Australia. Marine Geology 207: 169– 184.
- Brelaud, C., Couharde, C., Geronimi, V., d'Hotel, E.M., Radja, K., Schembri, P., Taranco, A., 2009. Capital naturel et développement durable en Nouvelle-Calédonie. Etude 1. Mesures de la « richesse totale » et soutenabilité du développement de la Nouvelle-Calédonie. Agence Française de Développement - Série Documents de travail / Working Papers Series - Document de travail n° 82 - Juin 2009.
- Broustet, D., 2008. Projections de population pour la Nouvelle-Calédonie à l'horizon 2030. ISEE Nouvelle-Calédonie, Rapport technique 6 pp.

Bryant, D., Burke, L., Mcmanus, J., Spalding, M., 2011. Reefs at risk: A Map-Based Indicator of Threats to the World's Coral Reefs. World Resources Institute (WRI), International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), World Conservation Monitoring Centre (WCMC), United Nations Environment Programme (UNEP).

Burke, L., 2004. Reef at risk in the Caribbean: Economic Valuation Methodology. Working Paper. Washington, DC: World Resources Institute. Available online at <http://www.wri.org/coastal-capital>.

Burke, L., Suzie Greenhalgh, Prager, D., Cooper, E., 2008. Coastal Capital – Economic Valuation of Coral Reefs in Tobago and St. Lucia. Working Paper. Washington, DC: World Resources Institute. Available online at <http://www.wri.org/coastal-capital>.

Burns, A.F., W. C. Mitchell, 1946. Measuring business cycles, New York, National Bureau of Economic Research.

Butler, R.W., 1980. The concept of a tourist area cycle of evolution: implications for management of resources. *Canadian geographer*, 24:5-12

Caddy, J.F., 2000. A fisheries management perspective on marine protected areas in the Mediterranean. *Environmental Conservation* 27 (2): 98–103.

Campbell, H.F., Brown, R.P.C., 2003. Investment Appraisal: Principles. Cambridge University Press, 185 pp. section 18-35.

Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Díaz, S., Dietz, T., Duraïappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (5) 1305-1312.

Carr, L., Mendelsohn, R., 2003. Valuing Coral Reefs: A Travel Cost Analysis of the Great Barrier Reef. *Ambio* 32: 78-89.

Casabonnet, H., 2007. La pêche au tazard *Scomberomorus commerson* aux îles Bélep (Nouvelle-Calédonie). Rapport Master professionnel - Génie des Anthroposystèmes Littoraux.

Castilla, J.C., Bustamente, R.H., 1989. Human exclusion from rocky intertidal of Las Cruces, central Chile: Effects on *Durvillaea antarctica* (Phaeophyta, Durvilleales). *Marine Ecology Progress Series* 50: 203-214.

CCI, 2009. Le transport maritime touristique: audit de filière. Rapport technique CCI Nouvelle-Calédonie - Plan stratégique de développement 2006-2009, 45 pp.

Centre d'Analyse Stratégique, 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Rapports et Documents n°18, Groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis, La Documentation Française. 89 pp.

Cesar, H., 1996. Economic analysis of Indonesian coral reefs. Environment Department, The World Bank Group, Washington, DC, 103 pp.

Cesar, H., Beukering, P.v., 2002. Economic Valuation of the Coral Reefs of Hawaii. *Pacific Science* 58: 231-42. .

Cesar, H., Beukering, P.v., Pintz, S., Dierking, J., 2003a. Economic valuation of the coral reefs of Hawaii. National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Ocean Program. 91 pp.

Cesar, H., Burke, L., Pet-Soede, L., 2003b. The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation. Cesar Environmental Economics Consulting (CEEC), Arnhem, and WWF-Netherlands, Zeist, The Netherlands. 23 pp.

Cesar, H., Chong, C.K., 2006. Economic Valuation and Socioeconomics of Coral Reefs: Methodological Issues and Three Case Studies. WorldFish Center - Economic Valuation and Policy Priorities for Sustainable Management of Coral Reefs. Technical report - 250 pp.

Charles, M., 2007. Functions and socio-economic importance of coral reefs and lagoons and implications for sustainable management case study of Moorea, French Polynesia. MSc Thesis (Major) Environmental Sciences.

Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.-M., Bielsa, S., Richard, D., Martin, G., Pujol, J.-L., 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, Contribution à la décision publique. Rapport du groupe de travail Centre d'analyse stratégique, Premier Ministre. 34 pp. <http://www.strategie.gouv.fr>.

Cinner, J., Sutton, S., Bond, T., 2007. Socio-economic thresholds that affect use of customary fisheries management tools. *Conservation Biology* 21 (6): 1603-1611.

Cinner, J.E., Aswani, S., 2007. Integrating customary management into marine conservation. *Biological Conservation* 140: 201-216.

Clua, E., Legendre P, Vigliola L, Magron F, Kulbicki M, Sarramegna S, Labrosse P, Galzin R, 2006. Medium scale approach (MSA) for improved assessment of coral reef fish habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 333: 219-228.

Cohen, P., Valemei, A.D., Govan, H., 2008. Annotated Bibliography on Socio-economic and Ecological Impacts of Marine Protected Areas in Pacific Island Countries. WorldFish Bibliography No. 1870. The WorldFish Center, Penang, Malaysia. 36 pp.

Conservation International, 2008. Economic Values of Coral Reefs, Mangroves, and Seagrasses: A Global Compilation. Center for Applied Biodiversity Science. Conservation International, Arlington, VA, USA. 65 pp.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630): 253-258

Cote, I.M., Mosqueira, I., Reynolds, J.D., 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *Journal of Fish Biology* 59(A): 178-189.

Cousens, R., Tom, S., Ben, W., Suzy, W., 2002. Generic Scenarios: A Strategic Futures paper. Strategy Unit Cabinet office UK. Working paper, 76 pp..

Crepin, A.-S., 2003. Threshold Effects in Coral Reef Fisheries. Beijer International Institute of Ecological Economics - FEEM Working Paper No. 107.2003 - 43 pp.

CSIRO, Australian Bureau of Meteorology, 2007. Climate Change in Australia – CSIRO and Bureau of Meteorology - Technical Report 2007. Chapter 5: Regional climate change projections. Chapter 5.9.1 Severe weather: Tropical cyclones.

Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 21-28.

Dalzell, P., Adams, T.J.H., 1997. Sustainability and management of reef fisheries in the Pacific Islands. 8th International Coral Reef Symposium, Panama City, Panama, 24-29 June 1996.

Das, S., Vincent, J.R., 2009. Mangroves protected villages and reduced death toll during Indian super cyclone. *Proceedings of the National Academy of Sciences* vol. 106, no. 18.

David, G., Herrenschmidt, J.B., Mirault, E., 2007. Valeur sociale et économique des récifs coralliens du Pacifique insulaire. Rapport technique - CRISP Projet 1A4 - 40 pp

de Wit, M., van Zyl, H., Crookes, D., Blignaut, J., Jayiya, T., Goiset, V., Mahumani, B., 2012. Including the economic value of well-functioning urban ecosystems in financial decisions: Evidence from a process in Cape Town. *Ecosystem Services* 2, 38-44.

DEAL, 2012. Évaluation Préliminaire des Risques d'Inondation, district de Guadeloupe. Mise en œuvre de la phase 1 de la Directive « Inondations » – Janvier 2012. Direction de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement - Rapport technique, 104 pp..

Deardorff, A., 1982. The General Validity of the Heckscher-Ohlin Theorem. *American Economic Review*, September 1982, 72(4): 683—694.

Defra, 2008. An introductory guide to valuing ecosystem services. Department for Environment, Food and Rural Affairs Ref: PB12852 - 68 pp. Website: <http://www.defra.gov.uk>.

Depondt, F., Green, E., 2006. Diving user fees and the financial sustainability of marine protected areas: Opportunities and impediments. *Ocean & Coastal Management* 49 (3-4): 188-199.

Diaz-Balteiro, L., Romero, C., 2008. Valuation of environmental goods: A shadow value perspective. *Ecological Economics* Volume 64, 517-520.

Dimand, R.W., 2007. Keynes, IS-LM, and the Marshallian Tradition. . *History of Political Economy* (Duke University Press) 39 (1): 81–95. .

DiMasi, J.A., Grabowski, H.G., Vernon, J., 2004. R&D Costs and Returns by Therapeutic Category. *Drug Information Journal*, Vol. 38: 211–223, 2004 • 0092-8615/2004.

DiMasi, J.A., Hansen, R.W., Grabowski, H.G., 2003. The price of innovation: new estimates of drug development costs. *Journal of Health Economics* 22: 151–185.

Dixon, J.A., 1993. Economic benefits of marine protected areas. *Oceanus* (Fall): 35-40.

Done, T.J., Ogden, J.C., Wiebe, W.J., Rosen, B.R., 1996. Biodiversity and ecosystem function of Coral Reef. Book: Functional roles of biodiversity: a global perspective

Duarte, C.M., 2000. Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (250):117-131.

Duarte, C.M., Middleburg, J.J., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2: 1–8.

Dumas, P., Kulbicki, S., Chifflet, S., Fichez, R., Ferraris, J., 2007. Environmental factors influencing the urchin spatial distributions on disturbed coral reefs (New Caledonia, South Pacific). [Online] *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, (344), 88-100.

EFEC, Ece Ozdemiroglu, Robert Tinch, Helen Johns, Allan Provins, Jane C Powell, Clare Twigger-Ross, 2006. Valuing Our Natural Environment - Final Report NR0103, in: DEFRA (Ed.). Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.

- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65 (2008): 663–674.
- Eristhee, N., Oxenford, H.A., 2001. Home range size and use of space by Bermuda chub *Kyphosus sectatrix* (L.) in two marine reserves in the Soufrière Marine Management Area, St Lucia, West Indies. *Journal of Fish Biology* (2001) 59 (Supplement A), 129–151.
- Fahrudin, A., 2003. “Extended cost benefit analysis of present and future use of Indonesian coral reefs: An Empirical Approach to Sustainable Management of Tropical Marine Resources.” Dissertation, Christiand-Albrechts University, Kiel, 225pp.
- Farber, S.C., Costanza, R., Wilson, M.A., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services, . *Ecological Economics* Volume 41: 375-392.
- Farley, J., Baker, D., Batker, D., Koliba, C., Matteson, R., Mills, R., Pittman, J., 2007. Opening the policy window for ecological economics: Katrina as a focusing event. *Ecological Economics* 63, 344-354.
- Fau, U.M., Watkinson, A., Cote, I.M., 2008. Managing dive tourism for the sustainable use of coral reefs: validating diver perceptions of attractive site features.
- Fisher, B., Kulindwa, K., Mwanyoka, I., Turner, R.K., Burgess, N.D., 2009. Common pool resource management and PES: Lessons and constraints for water PES in Tanzania. *Ecological Economics* (2009), Volume 69, Issue 6: 1253–1261.
- Flores, N.E., 2002. Non-paternalistic altruism and welfare economics. *Journal of Public Economics* 83: 293-304.
- François, O., Pascal, N., 2012. Compensation of Impacts on Coral Reef Ecosystems. Comparative Study of the U.S. and French Frameworks and Practices for Ex-ante and Ex-post valuation of Impacts and Compensation on Coral Reef ecosystems. Technical report - T 04IF2012 - IFRECOR : Initiative Française pour les Récifs Coralliens - Plan d'action 2011-2015. TIT économie - 40 p.
- François, O., Pascal, N., Méral, P., 2012. Cost-Benefit Analysis of Coral Reefs and Mangroves: A Review of the Literature. Technical report - T 03IF2012 - IFRECOR : Initiative Française pour les Récifs Coralliens - Plan d'action 2011-2015. TIT économie - 43 pp. .
- Friedlander, A., Cesar, H., 2004. Fisheries benefits of Marine Managed Areas in Hawaii, Economic valuation of the coral reefs of Hawaii. National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Ocean Program. 91 pp.
- Friedman, K., Kronen, M., Magron, F., Sauni, S., Vigliola, L., 2006. PROCFish/C “Socio-Economic Survey” - Preliminary draft report - August 2006. Rapport technique - Secretariat of the Pacific Community- 24 pp. .
- Futerra sustainability communication, 2010. Branding biodiversity: The new nature message. IUCN Technical Report - 24 pp. http://www.futerra.co.uk/downloads/Branding_Biodiversity.pdf.
- Gabrié, C., A. Cros, Chevillon, C., Downer, A., 2005. Analyse écorégionale marine de Nouvelle Calédonie – Atelier d’identification des aires de conservation prioritaires. CRISP (Coral Reef Initiatives for the Pacific) - Technical report - 64 pp. .
- Garaway, C., Esteban, N., 2002. The impact of marine protected areas on poorer communities living in and around them: institutional opportunities and constraints: Appendix 1 – methodology for case study fieldwork. December 2002. DFID NRSP PROJECT R7976.

García Charton, J.A., Williams, I.D., Pérez Ruzafa, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C., Kitsos, M.-S., Koukouras, A. & Riggio, S., 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. . *Environmental Conservation*, 27: 159–178.

Gell, F.R., Roberts., C.M., 2003. *The Fishery Effects of Marine Reserves and Fishery Closures*. WWF-US, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA.

Ghermandi, A., Nunes, P.A.L.D., 2011. A Global Map of Costal Recreation Values: Results from a Spatially Explicit Based Meta-Analysis. FEEM Working Paper No. 39.2011. Available at SSRN: <http://ssrn.com/abstract=1865793>.

Gillett, R., 2009. *Fisheries in the economies of the Pacific island countries and territories*. Mandaluyong City, Philippines: Asian Development Bank., 521 pp.

Gillett, R., Lightfoot, C., 2001. *The Contribution of Fisheries to the Economies of Pacific Island Countries*. Asian Development Bank, Forum Fisheries Agency, the World Bank. 94 pp.

Goldman, R.L., Tallis, H., 2009. A Critical Analysis of Ecosystem Services as a Tool in Conservation Projects. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162, 63-78.

Goodwin, W.H., 2007. The market valuation of submerged lands. *Canadian Appraiser Volume 51 Book 2*: 39-44.

Govan, H., 2009. Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs. SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP. 95pp + 5 annexes.

Grabowski, H., Vernon, J., DiMasi, J.A., 2002. Returns on Research and Development for 1990s New Drug Introductions. *Pharmacoeconomics* 2002; 20 Suppl. 3: 11-29.

Groot, R.d., Kumar, P., Ploeg, S.v.d., Sukhdev, P., 2010. Estimates of Monetary Values of Ecosystem Services. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) - The Ecological and Economic Foundations (TEEB D0-Chapter 5, Appendix C: The economics of valuing ecosystem services and biodiversity)*.

Groot, R.S.D., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics Volume 41*: 393-408.

Guenette, S., Pitcher, T.J., 1999. An age-structured model showing the benefits of marine reserves in controlling overexploitation. . *Fisheries Research* 39: 295-303.

Guillemot, N., Léopold, M., Cuif, M., Chabanet, P., 2009. Characterization and management of informal fisheries confronted with socio-economic changes in New Caledonia (South Pacific). *Fisheries Research* 98 (2009) 51–61.

Gunawardena, M., Rowan, J.S., 2005. “Economic Valuation of a Mangrove Ecosystem Threatened by Shrimp Aquaculture in Sri Lanka.” *Environmental Management* 36 (4): 535–550.

Guzman, A.B.d., 2004. *A Fishery in Transition: Impact of a Community Marine Reserve on a Coastal Fishery in Northern Mindanao, Philippines* EEPSEA Research Report 2004-RR6.

Hajkovicz, S., Okotai, P., 2005. *An Economic Valuation of Watershed Management in Rarotonga, the Cook Islands*. . CSIRO Sustainable Ecosystems, Brisbane, Australia - 62 pp.

- Halpern, B.S., 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *ecological Applications*, 13(1) Supplement, 2003, pp. S117–S137.
- Halpern, B.S., Warner, R.R., 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* 5, 361-366.
- Harborne, A.R., Mumby, P.J., Micheli, F., Perry, C.T., Dahlgren, C.P., Holmes, K.E., Brumbaugh, D.R., 2006. The functional value of caribbean coral reef, seagrass and mangrove habitats to ecosystem processes. *Advances in Marine Biology* (50): 57-189.
- Hardin, 1968. The Tragedy of the Commons. *Science* 162, 1243-1248.
- Hargreaves-Allen, V., 2004. Estimating the Total Economic Value of Coral Reefs for Residents of Sampela, a Bajau Community in Wakatobi Marine National, Sulawesi: A Case Study. MSc Thesis, Faculty of Life Sciences, Imperial College of Science, Technology and Medicine, London. .
- Harmelin, J.G., 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc National de Port-Cros, France). . *P.S.Z.N.I.: Mar. Ecol.*, 8: 263-284. doi:10.1111/j.1439-0485.1987.tb00188.x.
- Harrison, D., 2007. cocoa, conservation and tourism Grande Riviere, Trinidad. *Annals of Tourism Research*, Vol. 34, No. 4, 919–942.
- Hasler, H., Ott, J.R.A., 2008. Diving down the reefs? Intensive diving tourism threatens the reefs of the northern Red Sea. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1788-1794.
- Haygood, M., Davidson, S., 1997. Small-subunit rRNA genes and in situ hybridization with oligonucleotides specific for the bacterial symbionts in the larvae of the bryozoan *Bugula neritina* and proposal of "Candidatus Endobugula sertula." *Appl. Environ. Microbiol.* 63:4612-4616. .
- Heckman, J., Klenow, P.J., 1998. Human Capital Policy. In Michael Boskin (ed.) *Policies to Promote Capital Formation*. Stanford, CA: Hoover Institution, 1998.
- Heston, A., Summers, R., Aten, B., 2009. Penn World Table Version 6.3, Center for International Comparisons of Production, Income and Prices University of Pennsylvania, August 2009.
- Hickey, F.R., 2008. Nearshore fisheries and human development in Vanuatu and other parts of Melanesia. SPC Traditional Marine Resource Management and Knowledge Information Bulletin #24 – December 2008.
- Hilborn, R., Ward, T.J., Barrett, N.S., Craik, W., 2002. Measuring the effects of marine reserves on fisheries: The dilemmas of experimental programs. *mpa news* October 2002 Vol 4 n°4.
- Hily, C., Duchêne, J., Bouchon, C., Bouchon-Navaro, Y., Gigou, A., Payri, C., Védie, F., 2010. Les herbiers de phanérogames marines de l'outre-mer français. Hily C., Gabrié C., Duncombe M. . coord. IFRECOR, Conservatoire du littoral, 140 pp.
- HM Treasury, 1991. *The Green Book: Economic Appraisal in Central Government*. HMSO, Technical guides - 92 pp.
- Hoagland, P., Kaoru Y., Broadus J.M., 1995. A methodological review of net benefit evaluation for marine reserves. *Environmental Economics Series 027*. The World Bank, 1995. 78 pp.
- Holland, D.S., 2000. A bioeconomic model of marine sanctuaries on Georges Bank. *Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 57(6): 1307-1319

Holmlund, C.M., Hammer, M., 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics* 29, 253-268.

HSIEH, W., HungJen, L., KweeSiong, T., Chitsan, L., KuoShuh, F., PeiJie, M., 2010. Estimating nutrient budgets in a coastal lagoon. *Chinese Sci Bull* February (2010) Vol.55 No.6.

Hubert, A., 2007. Utilisation de la perception des pêcheurs dans la gestion participative des ressources: Etude de cas à Navukavu (Fidji) - Rapport final. CRISP Composante 2A - Projet 2A2 : Amélioration de la connaissance et des modalités de gestion des écosystèmes coralliens. 68 pp.

Hubert, A., 2009. Utilisation de la perception des pêcheurs dans la gestion participative des ressources: étude de cas à Navukavu (Fidji). Rapport technique - Coral reef initiatives for the Pacific - COMPOSANTE 2A - PROJET 2A2 - 51 pp

Hunt, B., Vincent, A.C.J., 2006. Scale and Sustainability of Marine Bioprospecting for Pharmaceuticals. *Ambio* Vol. 35, No. 2: 45-68.

IEOM, 2008. L'habitat et le développement urbain dans le Grand Nouméa : Constat & Enjeux. Les notes de l'Institut d'Emission d'Outre-Mer. 8 pp. http://www.ieom.fr/publication_notes.asp.

IFREMER, 2009. Etude relative à la pêche de loisir (récréative et sportive) en mer en Métropole et dans les DOM. Synthèse finale, Avril 2009 - 28 pp.

Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S., Reich, P.B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B.J., Zavaleta, E.S., Loreau, M., 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477: 199–202.

Isee, 1992. ISEE - Budget Consommation des Ménages - Résultats 1991 - 112 pp.

Isee, 2004 Recensement de la population de la Nouvelle-Calédonie au 31 août 2004. Rapport technique, 2004 - 44 pp.

ISEE, 2008a. Comptes du tourisme 2005-2006. ND N°106, ISEE Édition : Juin 2008.

Isee, 2008b. Dépenses des touristes non résidents en 2007 ISEE Nouvelle-Calédonie, Rapport technique , 34 pp, 111 pp.

Isee, 2008c. Les comptes économiques de la Nouvelle-Calédonie 2004. ND N°107, ISEE Édition : Juillet 2008.

Isee, 2009a. ISEE - Budget Consommation des Ménages - Résultats 2008.

ISEE, 2009b. Statistiques touristiques rapides année 2008. Rapport technique - bilan touristique 2008 81 pp.

JDConsultant, 2005. Etude de la structure de compte d'exploitation des bateaux pratiquant la pêche artisanale. Rapport technique - Province Sud : 45 pp.

Jennerjahn, T.C., Ittekkot, V., 2002. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins.”. *Naturwissenschaften* 89: 23–30.

Jennings, S., Kaiser, M.J., Reynolds, J.D., 2001. *Marine fisheries ecology*. . Blackwell Scientific Ltd, Oxford. 417 pp.

Jennings, S., Polunin, N.V.C., 1995. Comparative size and composition of yield from six Fijian reef fisheries. *Journal of Fish Biology* 46, 28-46.

- Jin, D., Hoagland, P., Morin Dalton, T., 2003. Linking economic and ecological models for a marine ecosystem. *Ecological Economics* 46: 367-379.
- Jin, J., Wang, Z., Ran, S., 2006. Comparison of contingent valuation and choice experiment in solid waste management programs in Macao. *Ecological Economics* 57: 430-446.
- Johannes, R.E., 1984. Marine conservation in relation to traditional life-styles of tropical artisanal fishermen. *The Environmentalist* 4, Supplement 7: 30-48.
- Johannes, R.E., 1998. The case for data-less marine resource management: examples from tropical nearshore finfisheries. *Trends in Ecology & Evolution* -6: 243-265.
- Johannes, R.E., 2002. The Renaissance of Community-Based Marine Resource Management in Oceania. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 317-329.
- Johannes, R.E., Hickey, F.R., 2004. Evolution of village-based marine resource management in Vanuatu. *Coastal region and small island papers 15*, UNESCO, Paris, 48 pp.
- Jollit, I., Léopold, M., Guillemot, N., David, G., Chabanet, P., Lebigre, J., Ferraris, J., 2010. Geographical aspects of informal reef fishery systems in New Caledonia. *Mar. Poll. Bul.* 2010, 61 (7-12): 585-597.
- Jones, G.P., al, 2004. Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. . *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 101, 8251–8253
- Jumel, M.-C., 2008. L'utilisation du lagon du Grand Nouméa par les plaisanciers. Mémoire de Master Professionnel « Génie des Anthroposystèmes Littoraux » de l'Université de La Rochelle.
- Kench, P.S., Brander, R.W., 2009. Wave Processes on Coral Reef Flats: Implications for Reef Geomorphology Using Australian Case Studies. *Journal of Coastal Research* 22: 209-221.
- Kendall, A.J., Picquelle, S., 2003. Marine protected areas and the early life history of fishes AFSC processed report 2003-10 Alaska fishery science center - US department of commerce 81 pp.
- Knowlton, N., 2000. The future of coral reefs. *National Academy of Sciences colloquium vol. 98* no. 10 5419-5425.
- KPMG, 2005. Plan de développement touristique concerté de Nouvelle-Calédonie. Rapport technique: 135 pp.
- Kramer, L., Chapman, M., 1997. Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental biology of fishes*, 55: 65-79.
- Kronen, 2003. The socioeconomics of reef fisheries in the South Pacific. *SPC SPC Women in Fisheries Information Bulletin # 12 – May 2003*.
- Kronen, M., 2007. Monetary and non-monetary values of small-scale fisheries in Pacific Island countries. *SPC Women in Fisheries Information Bulletin #16 – March 2007*.
- Krutilla, J.V., 1967. Conservation reconsidered. *American Economic Review* 57, 777–786.
- Kuosmanen, T., Kortelainen, M., 2007. Valuing environmental factors in cost-benefit analysis using data envelopment analysis. *Ecological economics* 62: 56-67.
- Kushner, B., Waite, R., Jungwiwattanaporn, M., Burke, L., 2012. Influence of Past Coastal Economic Valuations in the Caribbean: Summary of Enabling Conditions and Lessons Learned.

Working Paper. Washington, DC: World Resources Institute. Available online at <http://www.wri.org/coastal-capital>.

Kuster, C., V. C, V., L. P, Z., 2006. Validation of the accuracy of household reporting of subsistence fishing catch and effort: a Fijian case study. *Fisheries Management and Ecology* 13, 177-184.

Kuster, C., Vuki, V.C., Zann, L.P., 2005. Long-term trends in subsistence fishing patterns and coral reef fisheries yield from a remote Fijian island. *Fish Res.* 76, 221-228.

Labrosse, P., Kulbicki, M., Ferraris, J., 2002. Underwater visual fish census surveys: Proper use and implementation by Pierre Labrosse, Michel Kulbicki and Jocelyne Ferraris. (REAT: Reef resources assessment tools) Secretariat of the Pacific Community cataloguing-in-publication data.

Labrosse, P., Letourneur, Y., Kulbicki, M., Paddon, J.R., 2000. Fish stock assessment of the northern New Caledonian lagoons: 3 – Fishing pressure, potential yields and impact on management options. *Aquat. Living Resour.* 13 (2) (2000) 91–98.

Lal, P., 2001. Coral Reef Use and Management – The Need, Role, and Prospects of Economic Valuation in the Pacific. Second Edition. International Consultative Workshop for Economic Valuation and Policy Priorities for Sustainable Management of Coral Reefs - WorldFish Center's Headquarters, Penang, Malaysia, 8-10 December 2001. WorldFish Center Conference Proceedings 70 pp.

Lal, P., Kinch, J., 2005. Financial Assessment of the Marine Trade of Corals in the Solomon Islands. Apia, Samoa, SPREP and Foundation of the Peoples of the Pacific - International. Technical report, 28 pp.

Laurans, Y., Leménager, T., Aoubid, S.h.r., 2011. Les paiements pour services environnementaux. De la théorie à la mise en œuvre, quelles perspectives dans les pays en développement ? Rapport Technique - collection À Savoir n°07 - Agence Française de Développement (AFD).

Laurans, Y., Pascal, N., Binet, T., Brander, L., Clua, E., David, G., Rojat, D., Seidl, A., 2013a. Economic valuation of ecosystem services from coral reefs in the South Pacific: taking stock of recent experience. *Journal of Environmental Management* 116 (2013) 135-144.

Laurans, Y., Rankovic, A., Bille, R., Pirard, R., Mermet, L., 2013b. Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management* 119, 208-219.

Leblic, I., 1999. Pêcheurs kanak et politiques de développement de la pêche en Nouvelle-Calédonie. Les petites activités de pêche dans le Pacifique Sud Gilles Blanchet - Éditions de l'IRD, Paris - 209 pp.

Legendre, P., Anderson, M.J., 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69(1): 1–24.

Leis, J.M., 2002. Pacific coral-reef fishes: the implications of behaviour and ecology of larvae for biodiversity and conservation, and a reassessment of the open population paradigm. *Environmental Biology Of Fishes* 65, 199-208.

Leisher, C., Beukering, P.v., Scherl, L.M., 2007. Nature's Investment Bank: how marine protected areas contribute to poverty reduction Report The Nature Conservancy - Technical report, 123 pp. , Available on: <http://www.nature.org/initiatives/protectedareas/howwework/art23185.html>.

- Lemonnier, H., Faninoz, S., 2006. Effect of water exchange on effluent and sediment characteristics and on partial nitrogen budget in semi-intensive shrimp ponds in New Caledonia. *Aquaculture Research*, 37, 938-948.
- Leopold, M., 2000. Evaluation de la production halieutique par la consommation en milieu insulaire - l'exemple d'Ouvéa dans le Pacifique sud -. Mémoire de fin d'études Diplôme d'Agronomie Approfondie Spécialisation Halieutique.
- Letourneur, Y., Kulbicki, M., Labrosse, P., 1998. Spatial structure of commercial reef fish communities along a terrestrial runoff gradient in the northern lagoon of New Caledonia. *Environmental Biology of Fishes* 51: 141-153.
- Letourneur, Y., Kulbicki, M., Labrosse, P., 2000. Fish stock assessment of the northern New Caledonian lagoons. *Aquat. Living Resour.* 13 (2) 65–76.
- Lindberg, K., Enriquez, J., 1993. An Analysis of Ecotourism's Economic Contribution to Conservation and Development in Belize: A report," World Wildlife Fund, 85 pp. .
- Littlefield, E., 2011. Impact Investing: Roots & Branches. *Innovations: Technology, Governance, Globalization* 6, 19-25.
- Lleonart, j., Maynou, F., Recasens, L., Franquesa, R., 2000. A bioeconomic model for Mediterranean fisheries: the hake off Catalonia as a case study. *Scientia marina* 67, 337-351.
- Lugo-Fernandez, A., Roberts, H.H., W. J. Wiseman, J., 1998. Tide Effects on Wave Attenuation and Wave Set-up on a Caribbean Coral Reef. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (1998), 47, 385–393.
- Mangos, A., Rojat, D., 2008. « Les impacts socioéconomiques des Aires Marines Protégées et leur évaluation ». *Compte rendu d'atelier - Rapport technique Agence Française de Développement- 92 pp.*
- Manoka, B., 2003. Existence Value: A Re-Appraisal and Cross-Cultural Comparison. *EEPSEA Research Report Economy and Environment Program for Southeast Asia (EEPSEA) - 48 pp.*
- Martin, J.-L.M., Veran, Y., Guelorget, O., Pham, D., 1998. Shrimp rearing: stocking density, growth, impact on sediment, waste output and their relationships studied through the nitrogen budget in rearing ponds. *Aquaculture* 164: 135–149.
- Marty, C., Kronen, M., Magron, F., 2005. Analyse de l'état actuel de la commercialisation des produits de la pêche lagonaire au niveau du territoire Zonéco - Rapport technique, 64 pp. .
- Matous, P., Ozawa, K., 2010. Measuring Social Capital in a Philippine Slum. *Field Methods* 22: 133-153.
- McClanahan, T., Graham, N., 2005. Recovery trajectories of coral fish assemblages within Kenyan marine protected areas. *Marine Ecology Progress Series* 294:241-248.
- McClanahan, T., Castilla, J., White, A., Defeo, O., 2009. Healing small-scale fisheries by facilitating complex socio-ecological systems. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 19: 33-48.
- McElroy, J.L., 2003. Tourism Development in Small Islands across the World. *Geografiska Annaler. Series B, Human Geography* Vol. 85, No. 4, Special Issue: Nature-Society Interactions on Islands: 231-242

- McKenzie, E., Prasad, B., Kaloumaira, A., 2005. Economic impact of natural disasters on development in the Pacific Volume 1: Research Report. University of the South Pacific (USP) and the South Pacific Applied Geoscience Commission (SOPAC) - Report 92 pp.
- McLaughlin, R.J., 2003. Foreign Access to Shared Marine Genetic Materials: Management Options for a Quasi-Fugacious Resource. *Ocean Development & International Law* 34, 297 - 348.
- MEA, 2003. Ecosystems and Human Well-being. Millenium Ecosystem Assessment - Synthesis. Island Press, Washington, DC. 47 pp.
- Mees, C.C., Anderson, J.D., 1999. The Performance of Customary Marine Tenure in the Management of Community Fishery Resources in Melanesia. Final Technical Report.
- Meignien, P., Lemaître-Curri, E., 2010. Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques : analyse des outils économiques. « RéférenceS » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) Rapport de la commission des comptes et de l'économie de l'environnement - 78 pp.
- Mermoud, J.C., 1997. La mer et les caldoches. La mer, espace, perception et imaginaire dans le Pacifique sud - C.O.R.A.I.L & L'Harmattan - Actes du neuvieme colloque CORAIL -ISBN : 2-7384-6014-3 • 1997 • 434 pp.
- Messner, F., Penning-Rowsell, E., Green, C., Meyer, V., Tunstall, S., Veen, A.v.d., 2007. Evaluating flood damages: guidance and recommendations on principles and methods. FLOODsite Project Deliverable D9.1; Integrated Flood Risk Analysis and Management Methodologies - 156 pp.
- Milne, S., 2005. The economic impact of tourism in SPTO member countries. South Pacific Tourism Organisation - technical report: 89 pp.
- Mirault, E., 2006. Les fonctions et enjeux socio-économiques des écosystèmes récifaux : une approche géographique des valeurs de l'environnement appliquée à l'île de la Réunion. Thèse de doctorat : Géographie : Paris 10 : 2007., 713 pp.
- Miteva, D.A., Pattanayak, S.K., Ferraro, P.J., 2012. Evaluation of biodiversity policy instruments: what works and what doesn't? *Oxford Review of Economic Policy* 28, 69-92.
- Moberg, F., Folke, C., 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* Volume 29, Issue 2, Pp. 215-233.
- Morgan, M.S., 1991. *The History of Econometric Ideas*, Cambridge University Press.
- Morrison, M., Bennett, J., 2004. Valuing New South Wales rivers for use in benefit transfer. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* , 48: 591–611.
- Mosquera, I., Côté, I.M., Jennings, S., Reynolds, J.D., 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Animal Conservation* 4: 321-332. .
- Mullan, K., Kontoleon, A., 2008. Benefits and costs of forest biodiversity: economic theory and case study evidence. University of Cambridge. Dept. of Land Economy, 2008. June 2008- 82 pp.
- Mumby, P.J., Steneck, R.S., 2008. Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. *Review- Trends in Ecology and Evolution* Vol.23 No.10: 35-48.
- Munro, J.L., 1984. Yields from coral reef fisheries. . *Fishbyte* 2 (3), 13–15.

Murray, B.C., W. Aaron Jenkins, Samantha Sifleet, Pendleton, L., Baldera, A., 2010. Payments for blue carbon: potential for protecting threatened coastal habitats. Policy brief: Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University - 12 pp.

Murray, S.N., R.F. Ambrose, J.A. Bohnsack, L.W. Botsford, M.H. Carr, G.E. Davis, P.K. Dayton, D. Gotshall, D.R. Gunderson, M.A. Hixon, J. Lubchenco, M. Mangel, A. MacCall, D.A. McArdle, J.C. Ogden, J. Roughgarden, R.M. Starr, M.J. Tegner, Yoklavich, M.M., 1999. No-take Reserve Networks: Sustaining Fishery Populations and Marine Ecosystems. . *Fisheries* 24(11):11-25.

Nagelkerken, I., van der Velde, G., Gorissen, M., Meijer, G., van't Hof, T., den Hartog, C., 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51: 31-44

Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R., Ricketts, T.H., 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100 (22), October 28, 12765-12770.

Newman, D., Cragg, G., 2004. Advanced preclinical and clinical trials of natural products and related compounds from marine sources. . *Current Medicinal Chemistry* 11:1693-1713. .

Newton, K., Cote, I.M., Graham M. Pilling, Jennings, S., Dulvy, N.K., 2007. Current and Future Sustainability of Island Coral Reef Fisheries. Report - *Current Biology* 17, 655–658.

Nguyen-Khoa, S., 1993. Impact de la plaisance dans le Grand Nouméa sur l'economie de la Nouvelle-Caledonie. Service de la Mer, Province Sud. 78 pp.

Nijkampa, P., Vindigni, G., Nunes, P.A.L.D., 2008. Economic valuation of biodiversity: A comparative study. *Ecological Economics* 67: 217 – 231.

O'Garra, T., 2012. Economic valuation of a traditional fishing ground on the coral coast in Fiji. *Ocean & Coastal Management* 56, 44-55.

O'Garra, T., 2007. Estimating the total economic value (tev) of the navakavu Imma. Final report CRISP, Component 2A - Project 2A2, may 2007 - 95 pp.

O'Garra, T., 2009. Bequest values for marine resources: how important for indigenous communities in less-developed economies? *Environmental and Resource Economics* 44, 179-202.

OECD, 2006. Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments. Environmental policy tools and evaluation, OECD 2006 . Working paper, 258 pp.

OECD, 2010. Paying for biodiversity - Enhancing the Cost-Effectiveness of Payments for Ecosystem Services (PES) *Oxford Dictionary of Economics* (2003), Oxford University Press.

Oréade-Brèche, 2008. Evaluation a mi-parcours du programme CRISP (initiative régionale pour la protection et la gestion durable des récifs coralliens dans le pacifique - Coral Reef InitiativeS in the Pacific) Mid-term review Rapport d'évaluation, 265 pp. Agence française de Développement - Fonds Français pour l'environnement Mondial

Ostrom, E., Burger, J., Field, C.B., Norgaard, R.B., Policansky, D., 1999. Revisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges. *Science* 284, 278-282.

Padilla, J.E., Janssen, R., 1996. "Extended benefit-cost analysis of management alternatives: Pagbilao mangrove forest." *Journal of Philippine Development* 23 (2): 339–363.

Pagiola, S., 2004a. Assessing the economic value of ecosystem conservation. The World bank - Technical report: 75 pp.

Pagiola, S., 2004b. How much is an ecosystem worth? The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, Washington, June 2004. Technical report, 45 pp.

Palumbi, R.S., 2001. The ecology of Marine Protected areas. Marine Community Ecology, M. Bertness, S. Gaines, and M. Hay, Eds. Sinauer Press.

Panayotou, T., 2003. Basic Concepts and Common Valuation Errors in Cost-Benefit Analysis. Singapore: Economy and environment program for Southeast Asia (EEPSEA) 34 pp. .

Park, T.A., Bowker, J.M., Leeworthy, V.R., 2000. Valuing Snorkeling Visits to the Florida Keys With Stated and Revealed Preference Models. Journal of Environmental Management Volume 65: 301–312.

Parker, C., Cranford, M., Oakes, N., Leggett, M., ed. 2012. The Little Biodiversity Finance Book. Global Canopy Programme; Oxford. 142 pp.

Parry, C.E., McElroy, J.L., 2009. The supply determinants of small island tourist economies. Annals of Tourism Research Vol. 2 - No 1. 13-22.

Parsons, G.R., Thur, S.M., 2007. Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of scuba diving in the Bonaire National Marine Park. working paper no. 2007-18 <http://lerner.udel.edu/economics/workingpaper.htm>.

Pascal, N., 2005. Networks design of fishery protected areas incorporating dispersal patterns and evaluation of effectiveness as a fishery management tool through bioeconomic modelization. Case study of the future marine reserve of El Garraf. NW Mediterranean. Mémoire de DEA Marine Sciences, Universidad Politecnica de Catalunya, Universidad de Barcelona, CMIMA. 125 pp.

Pascal, N., 2010. Ecosystèmes coralliens de Nouvelle-Calédonie, valeur économique des services écosystémiques Partie I: Valeur financière. IFRECOR (Initiative Française pour les Récifs Coralliens) Nouvelle-Calédonie, Nouméa, Avril 2010, 155 pp. + 12 planches.

Pascal, N., 2012. Analyse des bénéfices économiques de la Réserve Naturelle de Saint Martin. Rapport technique - IFRECOR (Initiative Française pour les Récifs Coralliens) Guadeloupe (MEEDTL-MOM) APNSP/MOM 2010, Novembre 2011, 139 pp. .

Pascal, N., De Maziere, J., 2008. Analysis of economic studies on coral reefs ecosystems in the South Pacific Region. A methodological approach. CRISP/3B/3B3 - Workshop proceedings, Fiji, May 2008 - 6 pp.

Pascal, N., Laurent, J.-M., Burgos, E., 2012. Evaluación económica de los servicios ecosistémicos del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras. Technical Report - UNEP, United Nations Environmental Program, Regional office for Latin America and the Caribbean, 95 pp.

Pascal, N., Laurent, J.-M., Burgos, E., 2013. Instrumentos financieros para la financiación del Parque Nacional Blanca Jeannette Kawas Fernández, Honduras. Technical Report - UNEP, United Nations Environmental Program, Regional office for Latin America and the Caribbean, 45 pp.

Pascal, N., Marre, J.-B., 2012. Ecosystèmes coralliens de Nouvelle-Calédonie, valeur économique des services écosystémiques Partie II: Valeurs de non-usage. IFRECOR Nouvelle-Calédonie, Nouméa, Septembre 2012, 105 pp.

Pascal, N., Mercier, J.-R., Conner, N., 2008. Economics of Marine Managed Areas of the South Pacific. Workshop proceedings. CRISP/3B/3B3 - Workshop proceedings, Fiji, May 2008 - 16 pp.

Pattanayak, S.K., 2009. Rough guide to impact evaluation of environmental and development programs. Working Paper 2187, eSocialSciences, available at <http://ideas.repec.org/p/ess/wpaper/id2187.html>.

Pauly, D., Christensen, V., Walters, C., 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. ICES Journal of Marine Science 57: 15-26.

PCRAFI, 2011a. Pacific Catastrophe Risk Assessment and Financing Initiative, country risk profile: Fiji. World Bank, Asian Development Bank and SPC/SOPAC. Technical report - Risk assessment methodology: 18 pp.

PCRAFI, 2011b. Pacific Catastrophe Risk Assessment and Financing Initiative, country risk profile: Fiji. World Bank, Asian Development Bank and SPC/SOPAC. Technical report -

Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S., 2006. Cost-Benefit Analysis and the Environment: recent developments. ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, ISBN 92-64-01004-1 – © OECD 2006- Technical report, 315 pages. <http://www.sourceoecd.org/environment/9264010041>.

Pearson, T.H., 2001. Functional Group Ecology in soft-sediment marine benthos: The role of bioturbation. Oceanography and Marine Biology: an annual review 39, 233-267.

Pelletier, D., Mahevas, S., 2005. Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. Fish and Fisheries 2005, 6, 307-349.

Pendleton, L.H., 1995. Valuing coral reef protection. Ocean & Coastal Management 26, no. 2: 119-131.

Pérez-Maqueo, O., A. Intralawana, Martíneza, M.L., 2007. Coastal disasters from the perspective of ecological economics. Ecological Economics 63: 273 – 284.

Pesche, D., Méral, P., Hrabanski, M., Bonnin, M., 2011. Services écosystémiques et Paiements pour services environnementaux : les deux faces d'une même logique ? Document de travail n° 2011-01, SERENA, programme SYSTERRA, ANR-08-STRA-13. 18 pp.

Pickering, H., A. Himes, Badalamenti, F., D'Anna, G., James, C., Kienzle, M., Mardle, S., Pipitone, C., Whitmarsh, D., Smith, I.P., Jensen, A.C., 2003. Fisheries Exclusion Zones: Value and its sensitivity to data uncertainty. Pickering, H. (Ed.) 2003. The Value of Exclusion Zones as a Fisheries Management Tool: A strategic evaluation and the development of an analytical framework for Europe. CEMARE Report, University of Portsmouth, UK.

Planes, S., Galzin, R., Rubies, A.G., Goñi, R., Harmelin, J.-G., Diréach, L.L., Lenfant, P., Quetglas, A., 2000. Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. Environmental Conservation 27 (2): 126–143

PNUE, 2004. Le rôle des instruments économiques dans le contexte de la biodiversité liée aux engagements multilatéraux sur l'environnement. Document de travail, n°123-serie GT intruments économiques, 56 pp.

Point Carbon, 2010. "Carbon 2010 - Return of the sovereign," Tvinnereim, E. and Røine, K. (eds.). 48 pp..

Pollnac, R., 2007. Theme section on the “Aspects of interactions between humans and coral reefs”. *Coral Reefs* 26: 913-921.

Pollnac, R.B., Crawford., B.R., 2000. Discovering factors that influence the success of community-based marine protected areas in the Visayas, Philippines. . Coastal Management Report # 2229. PCAMRD Book Series No. 33. Coastal Resources Center, University of Rhode Island, Narragansett, RI, USA, and Philippine Council for Aquatic and Marine Research and Development, Los Banos, Laguna, Philippines.

Pollnac, R.B., McManus, J.W., del Rosario, A.E., Banzon, A.A., Vergara, S.G., Gorospe, M.L.G., 2000. Unexpected relationships between coral reef health and socio-economic pressures in the Philippines: reefbase/RAMP applied. *Marine and Freshwater Research* 51, 529-533.

Polunin, N.V.C., 2002. Marine protected areas, fish and fisheries. In: *Handbook of Fish and Fisheries. Volume 2: Fisheries* (eds. P.J.B. Hart and J.D. Reynolds). Blackwell Science, Oxford. pp 293-318

Prasad, B.C., 2011. Economic Growth in Pacific Island Countries: Addressing the Critical Issues. Paper presented at the conference on ‘ Resilience in the Pacific: Addressing the Critical Challenges,, February, 2011, Victoria University Wellington, New Zealand.

Putnam, R.D., 2006. E Pluribus Unim: Diversity and Community in the Twenty-First Century. *Scandinavian Political Studies* Volume 30, Issue 2: 137–174.

PWA, SAIC, 2009. Greenhouse Gas Mitigation Typology Issues Philip Williams & Associates and Science Applications International Corporation for California Climate Action Registry PWA REF. 1957.

Rakitin, A., Kramer., D.L., 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology-Progress Series* 131:97–113.

Ram-Bidesi, V., Lal, P., Conner, N., 2011. Economics of Coastal Zone Management in the Pacific. An IUCN Report to SPREP, CRISP Programme, Suva,Fiji. 113 p.

Ramseyer, L.J., 2000. Predicting whole-fish nitrogen content from fish wet weight using regression analysis,. *N. Am. J. Aquac.* 64: 195–204.

Remoundou, K., Koundouri, P., Kontogianni, A., Nunes, P.A.L.D., Skourtos, M., 2009. Valuation of natural marine ecosystems: an economic perspective. *Environmental Science & Policy* 12 (7): 1040-1059.

Roberts, C.M., 1995. Rapid Build-up of Fish Biomass in a Caribbean Marine Reserve. *Conservation Biology* 9, 815-826.

Roberts, C.M., Bohnsack, J.A., Gell, F., Hawkins, J.P., Goodridge, R., 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294, 1920-1923.

Roberts, C.M., Hawkins, J.P., 2000. Fully-protected marine reserves: a guide. WWF Endangered Seas Campaign, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA and Environment Department, University of York, York, YO10 5DD, UK.

Rocklin, D., 2006. La pêche au crabe de palétuvier à Voh (Nouvelle-Calédonie) : Typologie de la pêcherie et proposition d’indicateurs. Mémoire de fin d’études Diplôme d’Agronomie Approfondie Spécialisation Halieutique.

- Rosenberger, R.S., Loomis, J.B., 2001. Benefit transfer of outdoor recreation use values: A technical document supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 revision). Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-72. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 59 pp.
- Roussel, E., Duncombe, M., Gabrié, C., 2009. Les Mangroves De L'outre-Mer Français  cosyst mes Associés Aux Récifs Coralliens. coord. IFRECOR, Conservatoire du littoral, 145 pp.
- Rowley, R.J., 1994. Case studies and reviews. Marine reserves in fisheries management. Aquatic Conservation. Marine and Freshwater ecosystems, 4: 233-254.
- Rudd, M.A., 2009. Non-market Economic Valuation and "The Economists Fallacy". Journal of MultiDisciplinary Evaluation, Volume 6, Number 11 1556-1568.
- Rudd, M.A., Tupper, M.H., 2002. The impact of Nassau grouper size and abundance on scuba diver site selection and MPA economics. Coastal Management 30: 133 - 151.
- Ruddle, K., 1994. A guide to the literature on traditional community-based fishery management in the Asia-Pacific tropics. Fisheries Circular No. 869. Rome: FAO.
- Ruddle, K., Hickey, F.R., 2007. Accounting for the mismanagement of tropical nearshore fisheries. Environment, Development and Sustainability. Volume 10, Issue 5: 565-589.
- Ruitenbeek, H.J., 1994. Modelling economy-ecology linkages in mangroves: Economic evidence for promoting conservation in Bintuni Bay, Indonesia. Ecological Economics 10: 233-247.
- Ruitenbeek, J., Cartier, C., 1999. Issues in applied coral reef biodiversity valuation: results for Montego Bay, Jamaica. World Bank Research Committee Project RPO# 682-22 "Marine System Valuation: An Application to Coral Reef Systems in the Developing Tropics". Final Report March 1999, 78 pp.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1996. Marine reserves: rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. Ecological Applications, 6(3): 947-961.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1998. Natural fishing experiments in marine reserves 1983 - 1993: roles of life history and fishing intensity in family responses. Coral Reefs 17: 399-412.
- Sale, F.P., Cowen, R.K., Danilowicz B.S., Jones, P.J.S., Kritzer J.P., Lindeman K.C., Planes S., Polunin, N.V.C., Russ, G.R., 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserve. Trends in Ecology and Evolution, 20: 74-80.
- Samonte-Tan, G.P.B., White, A.T., Tercero, M.A., Diviva, J., Tabara, E., Caballes, C., 2007. Economic Valuation of Coastal and Marine Resources: Bohol Marine Triangle, Philippines. Coastal Management, 35:319-338.
- Sánchez Lizaso, J.L., Goñi, R., 2000. Density dependence in marine protected populations: a review. Environmental Conservation 27(2): 144-158.
- Sanchirico, J.N., 2000. Marine Protected Areas as fishery policy: a discussion of potential costs and benefits. Resources for the Future, Discussion Papers- IS - dp-00-23-rev. <http://ideas.repec.org/p/rff/dpaper/dp-00-23-rev.html> 13.
- Sanchirico, J.N., Wilen, J.E., 1998. A Bioeconomic Model of Marine Reserve Creation. Journal of Environmental Economics and Management 42, 265-276.

Sathirathai, S., Barbier., E.B., 2001. Valuing mangrove conservation in Southern Thailand. *Contemporary Economic Policy* 19 (2): 109–122.

Schreyer, P., Koechlin, F., 2002. Purchasing power parities – measurement and uses Organisation for Economic Cooperation and Development, Statistics brief - March 2002, n°3 - 18pp.

Secretariat of the Pacific Community, 2007. Meeting house of the Pacific : the story of SPC 1947-2007 - La maison commune du Pacifique : l'histoire de la CPS de 1947 à 2007. SPC, Nouméa, New Caledonia : 179, [12] p. : ill. (some col.), maps (some col.) ; 24 x 27 cm. .

Seenprachawong, U., 2003. An Economic Analysis of Coral Reefs in the Andaman Sea of Thailand. *International Journal of Global Environmental Issues* Volume 3 (1): 86-92

Seidl, A., Pascal, N., Clua, E., 2011. Economics of Coral reef management in the South Pacific. Workshop proceedings : "Investing in Coral Reef: is it worth it?", Nouméa, November 2011. CRISP/3B/3B3 - Workshop report, 35 pp <http://www.crisp-online.com>.

Sifleet, S., Pendleton, L., Murray, B.C., 2011. State of the science on coastal blue carbon: a summary for policy makers. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions Report NI R 11-06 (2011) - 12 pp.

Siikamäki, J., 2011. Contributions of the US state park system to nature recreation. Proceedings of the National Academy of Sciences 2011 ; published ahead of print August 9, 2011, doi:10.1073/pnas.1108688108.

Siméoni, P., Lebot, V., 2012. Spatial Representation of Land Use and Population Density: Integrated Layers of Data Contribute to Environmental Planning in Vanuatu. *Human Ecology*, 40 : 541-555.

Simpson, R.D., Sedjo, R.A., 1996. Investments in Biodiversity Prospecting and Incentives for Conservation. Discussion Paper 96-14 Resources for the Future.

Slootweg, R., Beukering, P.v., 2008. Valuation of Ecosystem Services and Strategic Environmental Assessment. Lessons from Influential Cases. Netherlands Commission for Environmental Assessment - Technical report - 33 pp.

Smith, E.P., 2002. BACI design. *Encyclopedia of Environmetrics* Volume 1, pp 141–148.

Smith, M.D., Wilen, J.E., 2003. Economic impacts of marine reserves: the importance of spatial behavior. *Journal of Environmental Economics and Management* 46: 183-194.

SMMPM, 2007. Pêches professionnelles maritimes et aquaculture marine de 2000 à 2005. Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes, Janvier 2007. 12 pp.

SOPAC, 2006. Pacific Country Report Sea Level & Climate: Their Present State, Vanuatu. SOPAC (Pacific Islands Applied GeoScience Commission) technical report, 28 pp.

SOPAC, 2008. Kiribati technical summary report of economic analysis of aggregate mining on tarawa. EU EDF 8 – SOPAC (Pacific Islands Applied GeoScience Commission) Project Report 71b - 52 pp.

Spalding, M., Ravilious, C., Green, E., 2001. World Atlas of Coral Reefs. UNEP-WCMC. Date Published: January 2001. ISBN: 0-520-23255-0.

Spash, C.L., 2000. Ecosystems, contingent valuation and ethics: the case of wetland recreation. *Ecological Economics* 34: 195-201.

Spash, C.L., 2007. Deliberative monetary valuation (DMV): Issues in combining economic and political processes to value environmental change. *Ecological Economics* 63, 690.

Sprep, 2007. Socioeconomic study of the Crab Bay villages of Central Malekula, Vanuatu, Volume 1: Overview, in: Unit, V.E. (Ed.), Vanuatu Environment Unit Vanuatu Environment Unit SPREP, 2007. iv, 20 p. ; 29 cm. - (IWP-Pacific Technical report, ISSN 1818-5614 ; no.46).

Spurgeon, J., 2004. Economic Valuation of Coral Reefs and Adjacent Habitats in American Samoa. Final Report 2004, Jacobs: UK - MRAG Americas, Inc., USA - 113 pp.

Stankey, G.H., Cole, D.N., Lucas, R.C., Petersen, M.E., Frissell, S.S., 1985. The Limits of Acceptable Change (LAC) System for Wilderness Planning. United States Department of Agriculture Forest Service Intermountain Forest and Range Experiment Station Ogden, UT 84401 - General Technical Report INT-176 - 40 pp.

Stern, N., 2006. "Summary of Conclusions" . Executive summary. Stern Review Report on the Economics of Climate Change (pre-publication edition). HM Treasury. Retrieved 28 April 2011.

Stoeckl, N., Birtles, A., Valentine, P., Farr, M., Curnock, M., Mangott, A., Sobotzick, S., 2010. Understanding the social and economic values of key marine species in the Great Barrier Reef. Marine and Tropical Sciences Research Facility (MTSRF) Project 4.8.6(a) Final Report, June 2010. James Cook University, Townsville (76 pp.).

Sundbäck, K., Miles, A., Hulth, S., Pihl, L., P., E., Selander, E., Svenson, A., 2003. Importance of benthic nutrient regeneration for the initiation of macroalgal blooms in shallow bays. . *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 246: 115-126.

Sutherland, W.J., 2005. How Can We Make Conservation More Effective. *Oryx*, 39, 1.

Suzuki, A., Kawahata, H., 2004. Reef water CO₂ system and carbon production of coral reefs: Topographic control of system-level performance. In: *Global Environmental Change in the Ocean and on land*" Shiomi, M. and Kawahata, H. ed.) Terra-Pub, Tokyo, 229-248.

Tacconi, L., Bennett, J., 1997. Protected area assessment and establishment in Vanuatu: a socioeconomic approach. ACIAR monograph n°38 - 180pp.

Tawake, A., Aalbersberg, W.G.L., 2002. Community-based refugia management in Fiji. Institute of Applied Science, Faculty of Science and Technology, University of the South Pacific, Suva, Fiji. 12 pp.

TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. <http://www.teebweb.org/teeb-study-and-reports/main-reports/synthesis-report/>.

Tennant, S., 1998. Kanak women and their participation in social, economic and political development in New Caledonia. Pacific Women's Resource Bureau, Secretariat of the Pacific Community - 28 pp.

The World Bank, 2000. Voices from the village: a comparative study of coastal resource management in the Pacific Islands - Final Report. Pacific Islands Discussion Paper, Series No. 9. East Asia and the Pacific Region, Papua New Guinea and Pacific Island Country Management Unit World Bank, Washington DC, USA. 85 pp.

Torterotot, J.P., 1993. Le coût des dommages dus aux inondations : Estimation et analyse des incertitudes. Mémoire présenté pour l'obtention du titre de Docteur de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées (06/10/1993), Pierre-Alain Roche (Dir.).

Tourism and Transport Consult, 2005. St. Maarten Tourism Master Plan – TourMap. Final Report & Action Plan, 283 pp.

Trip consultants, 2008. Millennium Challenge Account - Vanuatu tourism survey baseline study. Final report, 45 pp.

Turner, R., Cakacaka, A., Graham, N., Polunin, N., Pratchett, M., Stead, S., Wilson, S., 2007. Declining reliance on marine resources in remote South Pacific societies: ecological versus socio-economic drivers. *Coral Reefs* 26, 997.

Turner, R.K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V., Georgiou, S., 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions, . *Ecological Economics* Volume 46, Pages 493-510.

Uncles, K., 1997. Economic Impact of Recreational Fishing in Victoria. Department of Natural Resources and Environment, Melbourne, 53 pp. .

Underwood, A.J., 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4: 3-15

UNEP, 2004. People and reefs: successes and challenges in the management of coral reef marine protected areas. United Nations Environment Programme-Regional Seas Programme, Nairobi, Kenya. 103 pp.

UNEP-WCMC, 2006. In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. . UNEP-WCMC, Cambridge, UK. 33 pp.

Van den Bossche, F., Rogge, N., Devooght, K., Van Puyenbroeck, T., 2010. Robust corporate social responsibility investment screening. *Ecological Economics* 69, 1159-1169.

Vanuatu National Statistics Office 2008a. Main report on Household Income and Expenditure Survey (HIES). Vanuatu National Statistics Office, technical report, 96 pp.

Vanuatu National Statistics Office 2008b. Main report on Household Income and Expenditure Survey (HIES), 2006, Household Income and Expenditure Survey. Vanuatu National Statistics Office.

Vanuatu National Statistics Office, 2009. National Census of Population and Housing. Technical report, 113 pp.

Vincent, J.R., 2010. Microeconomic analysis of innovative environmental programs in developing countries. *Review of Environmental Economics and Policy*, 4(2), 221–33.

Virly, S., 2001. Perceptions de l'état de la ressource, dumilieu et desmesures de gestion par les pêcheurs professionnels de Nouvelle-Calédonie : Domaines côtier et lagonaire. Rapport technique, Zoneco. 77 pp.

Virly, S., 2002. Analyse de l'enquête sur la pêche vivrière et plaisancière dans les lagons de Nouvelle-Calédonie. Zoneco, Rapport final - 56 pp.

Virly , S., 2008. Atlas des mangroves de Nouvelle-Caledonie. Rapport Zoneco 2006 - 208 pp.

Virly , S., Garrigue, C., 2008. Suivi de l'état de santé des récifs coralliens Réseau d'observation des récifs coralliens (RORC), : Rapport final 2008 - 65 pp.

Vishwanathan, P.K., Pathak, K.D., Mehta, I., 2004. Socio-Economic and Ecological Benefits of Mangrove Plantation A Study of Community Based Mangrove Restoration Activities in Gujarat.

Gujarat Ecology Commission (GEC) Gandhinagar - Gujarat Institute of Development Research Ahmedabad - Technical report, 164 pp.

WFC, 2008. Lessons Learned and best practices in the management of coral reefs. The WorldFish Center - Working Papers, Vol. 37642 - 8 pp.

White, A.T., Vogt, H.P., Arin, T., 2000. Philippine coral reefs under threat: the economic losses caused by reef destruction. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 40, No. 7: 598-605.

Whitten, S.M., Bennett, J., 2004. A bio-economic model of wetland protection on private lands. Australian Government Department of Environment and Heritage Private and Social Values of Wetlands Research Report No. 8 (Canberra, The University of New South Wales). 89 pp.

Wielgus, J., Chadwick-Furman, N., Dubinsky, Z., Shechter, M., Zeitouni, N., 2002. Dose-response modeling of recreationally important coral-reef attributes: a review and potential application to the economic valuation of damage. *Coral Reefs* 21, 253.

Wielgus, J., Sala, E., Gerber, L.R., 2008. Assessing the ecological and economic benefits of a no-take marine reserve. *Ecological Economics* 67, 32-40.

Wiley, P.C., 2003. Valuing our National Marine Sanctuaries. National Oceanic and Atmospheric Administration - Office of Management and Budget - Special Projects -124 pp.

Wilkie, D.S., Morelli, G.A., Demmer, J., Starkey, M., Telfer, P., Steil, M., 2006a. Parks and People: Assessing the Human Welfare Effects of Establishing Protected Areas for Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* Volume 20, No. 1, 247–249.

Wilkie, D.S., Morelli, G.A., Demmer, J., Starkey, M., Telfer, P., Steil, M., 2006b. Parks and People: Assessing the Human Welfare Effects of Establishing Protected Areas for Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* 20, No. 1, 247–249.

Wilkinson, C., 2008. Status of Coral Reefs of the World. Global Coral Reef Monitoring Network and Australian Institute of Marine Science, Reef and Rain Forest Research Center, Townsville, Australia, 296 pp.

William Collins Sons & Co Ltd, 1995. Collins Atlas of the World (revised 1995 ed.), London W6 8JB: HarperCollins.

Wilson, M.A., Hoehn, J.P., 2006. Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics* 60: 335-343.

Woehr, D.J., 1994. Rater training for performance appraisal: a quantitative review. *Journal of Occupational and Organizational Psychology* vol. 67, 3: 189-205.

Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R., 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314, 787-790.

Yachi, S., Loreau, M., 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96: 1463–1468.

You, H., 2004. Étude de l'activité plaisancière dans le lagon du Grand Nouméa – Nouvelle-Calédonie. Mémoire présenté en vue de l'obtention du DESS « Expertise et Gestion des Littoraux » - Service de l'environnement marin de la Direction des Ressources Naturelles. 48 pp.