

TABLES DES MATIERES

REMERCIEMENTS	4
LISTE DES FIGURES	8
ABRÉVIATIONS	10
INTRODUCTION GENERALE.....	13
PARTIE 1 : ANALYSE ÉCONOMIQUE DES PSE DANS LA LITTÉRATURE	27
Introduction de la partie 1	28
Article 1 : Les apports de l'économie institutionnelle à l'analyse des PSE : État des lieux et perspectives.....	31
1 Introduction	33
1 Méthodologie	35
2 Une contribution de l'économie institutionnelle autour de trois axes principaux.....	37
3 Une diversité de cadres théoriques mobilisés	42
4 Incompatibilité théoriques et complémentarité pratique des différentes bases théoriques : des pistes de réflexion	47
5 Conclusion.....	50
Article 2 : How do we assess Payments for Environmental Services? Evidence from a survey data.....	52
1 Introduction	54
2 Methodology	56
3 Results	58
4 Concluding remarks: Why this great diversity?.....	65
5 Appendixes.....	69
Conclusion de la partie 1	72
PARTIE 2 : ÉMERGENCE DES PSE AU CAMBODGE	76
Introduction de la partie 2	77
Article 3 : A review of payments for environmental services (PES) experiences in Cambodia	81
1 Introduction	83
2 National policy and legal frameworks for PES	84
3 Overview of existing payments schemes in Cambodia.....	91
4 Implications of PES in the Cambodian context	102
5 Conclusion.....	107

Article 4 : Changement institutionnel et paiements pour services environnementaux au Cambodge : l'intérêt de l'approche Commonsienne.....	109
1 Introduction	111
2 L'économie politique de John R. Commons.....	114
3 L'émergence des PSE au Cambodge, une action individuelle des ONG de conservation	117
4 Négociations et blocages autour des PSE au Cambodge, une action collective différenciée selon le type de PSE.....	122
5 Conclusion.....	126
6 Annexes.....	129
Conclusion de la partie 2	133
PARTIE 3 : VERS UNE MEILLEURE COMPRÉHENSION DE L'EFFICACITÉ ENVIRONNEMENTALE D'UN CAS DE PSE CAMBODGIEN	138
Introduction de la partie 3	139
Article 5 : The influence of positive incentives on the perception of use-values of forest conservation: the case of a payment for environmental services program in Cambodia...	145
1 Introduction	149
2 Study area.....	152
3 Methods.....	156
4 Results	159
5 Discussion	166
6 Conclusion.....	169
7 Appendix	170
Article 6 : The effectiveness of a collective payment for environmental service scheme in reducing deforestation in Cambodia	172
1 Introduction	174
2 Study area.....	177
3 Method	181
4 Results	186
5 Discussion	193
6 Appendixes.....	196
Conclusion de la partie 3	201
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	207
BIBLIOGRAPHIE	217

LISTE DES FIGURES

Cadre conceptuel de la thèse	26
Cadre conceptuel de la partie 1	30
Article 2 : How do we assess Payments for Environmental Services? Evidence from a survey data	
Table 1: Search results and database.....	57
Figure 1: Project's lifecycle typology of PES evaluation.....	57
Figure 2: Global scheme of PES evaluation.....	58
Table 2: Papers distribution in our typology.....	59
Cadre conceptuel de la partie 2	80
Article 3 : A review of payments for environmental services (PES) experiences in Cambodia	
Map 1: Location of PES schemes in Cambodia.....	93
Table 1: Inventory of PES schemes in Cambodia according to main design variables.....	94
Table 2: Illustration of PES governance arrangements and effects in Cambodia.....	96
Article 4 : Changement institutionnel et paiements pour services environnementaux au Cambodge : l'intérêt de l'approche Commonsienne	
Tableau 1. Présentation générale des projets PSE au Cambodge	118
Cadre conceptuel de la partie 3	144
Article 5 : The influence of positive incentives on the perception of use-values of forest conservation: the case of a payment for environmental services program in Cambodia	
Figure 1. Map of the larger Cardamom landscape with the target and discarded control and treated villages of the survey.....	155
Table 1. Perceptions of the use-values of forest and wildlife conservation.....	161
Table 2. Results of the balancing tests for the two matching tests.....	162
Table 3. Impact of the conservation agreement program on motivations to conserve.....	163
Table 4. Factors influencing the probability to report dominant externally-regulated	164
Table 5. Compliance with conservation rules according to motivation types.	166

Article 6 : The effectiveness of a collective payment for environmental service scheme in reducing deforestation in Cambodia

Figure 1: Map of the Cardamom Mountains showing the location of treated and untreated villages 179

Figure 2: Grid design and selection..... 184

Table 1. Pre-matching covariate balance in the entire target area..... 188

Table 2. Differences in initial socio-ecological systems characteristics between the two target valleys of the conservation agreement program..... 189

Figure 3. Forest-cover change in matched cells. 191

Table 3. Impact measures, sensitivity and robustness tests..... 192

ABRÉVIATIONS

AC	Accords de Conservation
AF	Administration Forestière
AP	Aire Protégée
ASE	Asie du Sud-Est
ATT	Average Treatment effect on the Treated
CA	Conservation Agreement
CBA	Cost and Benefits Analysis
CBNRM	Community-Based Natural Resource Management
CCPF	Central Cardamom Protected Forest
CF	Communauté Forestière
CI	Conservation International
CIFOR	Center for International Forestry Research
CPR	Common Pool Resource
CT	Coûts de Transaction
CV	Contingent Valuation
DID	Difference In Difference
EI	Economie Institutionnelle
ELC	Economic Land Concession
ER	External regulation
ES	Environmental Service
ESIA	Environmental and Social Impact Assessment
FA	Forestry Administration
FFI	Fauna and Flora International
IADF	Institutional Analysis and Development Framework
ICDP	Integrated Conservation and Development Projects

ID	Identification
INTR	Intrinsic
JICA	Japan International Cooperation Agency
MAFF	Ministry of Agriculture Forestry and Fisheries
MEF	Ministry of Economy and Finance
MoE	Ministry of Environment
NFP	National Forestry Programme
NGO	Non-Governmental Organisation
NTFP	Non-Timber Forest Product
OC	Opportunity Cost
ODC	Open Development Cambodia
ONG	Organisation Non-Gouvernementale
PCDI	Projets de Conservation et Développement Intégrés
PES	Payment for Environmental Service
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
PSE	Paiement pour Service Environnemental
PSM	Propensity Score Matching
QEA	Quasi-Experimental Analysis
RCG	Royal Cambodian Government
REDD+	Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation
SE	Service Environnemental
SNEC	Supreme National Economic Council
TCT	Théorie des Coûts de Transaction
UVFC	Use Values of Forest Conservation
WA	Wildlife Alliance
WCS	Wildlife Conservation Society

WoS	Web of Science
WTA	Willing To Accept
WTP	Willingness To Pay
WWF	World Wildlife Fund

Rapport-Gratuit.com

INTRODUCTION GENERALE

Un décalage entre théorie et pratique

Les « Paiements pour Services Environnementaux » (PSE) ont pris une importance croissante dans les politiques de conservation des ressources naturelles contemporaines. Landell-Mills et al. (2002) avaient ainsi identifié 287 cas de « marchés pour la conservation de la biodiversité » en 2002 et le site Ecosystem Marketplace¹ estimait en 2008 que leur nombre augmentait de 10 à 20 pour cent par année. Le concept de PSE a été popularisé par la définition de Wunder (2005), retenue par la plupart des institutions impliquées dans la gouvernance internationale de la biodiversité. Elle est ainsi reprise dans les documents supports de la Convention sur la Diversité Biologique dès 2005, a inspiré certaines stratégies des grandes ONG internationales de conservation, notamment Conservation International (CI, 2007), est retenue dans l'initiative globale sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (Kumar, 2010) et surtout par la Banque Mondiale qui a largement participé à la diffusion du concept (Pagiola et Platais, 2007) et à sa mise en application (Pagiola, 2008). Selon cette définition, les PSE répondent à 5 critères : 1. des transactions volontaires où 2. un service environnemental (SE) bien défini (ou un usage de sol qui fournit ce SE) 3. est acheté par (au moins) un acheteur 4. à (au moins) un fournisseur de SE 5. si et seulement si le fournisseur assure la fourniture des SE (conditionnalité) (Wunder, 2005). La conditionnalité apparaît alors comme la caractéristique fondamentale qui permet de distinguer les PSE de leurs proches cousins, les Projets de Conservation et Développement Intégrés (PCDI) (Wunder, 2015). La popularité des PSE est probablement à mettre au crédit du fait qu'ils ont été présentés comme des outils efficaces (le paiement permet d'augmenter la quantité de SE fournie) mais surtout plus efficaces (en terme de rapport coûts / bénéfices) que les instruments préexistants, i.e. les aires protégées et les PCDI (Ferraro et Kiss 2002; Wunder 2005).

La base théorique de cette définition canonique est inspirée des travaux de Ronald Coase (Coase, 1960). Ainsi, le domaine d'application des PSE est celui des situations où l'utilisation des bénéfices des écosystèmes est caractérisée par des externalité environnementales perçues « hors site » (Engel, Pagiola et Wunder, 2008 ; Wunder, 2015). Une externalité apparaît lorsque la fonction d'utilité ou de profit d'un agent A comprend des arguments ou variables dont les valeurs sont déterminées directement par d'autres agent B, sans que B ne prête

¹ <http://www.ecosystemmarketplace.com/articles/the-matrix-mapping-ecosystem-service-markets/>

d'attention particulière aux conséquences de ses actions sur le bien-être de A et sans que B ne reçoive de compensation ni ne paye de pénalités pour ces valeurs imposées aux autres (Baumol et Oates, 1988). La définition des PSE formulée par Wunder vise alors à mettre en application ce qui est communément appelé le théorème de Coase (Engel, Pagiola et Wunder, 2008). En effet, l'interprétation des travaux de Ronald Coase a donné lieu à la formulation de multiples variantes du théorème de Coase (Medema, 2015) qui ont comme point commun de privilégier les solutions décentralisées dans lesquelles l'intervention étatique n'est pas nécessaire autrement que pour définir les droits de propriété. Ainsi, la formulation qui a été reprise pour appuyer la définition de Wunder est comme suit: si les droits de propriété sont suffisamment spécifiés, si les coûts de transaction sont suffisamment bas – mais aussi de manière implicite si les individus sont parfaitement informés et agissent afin de maximiser leur propre utilité ou profit, alors l'internalisation d'une externalité sera atteinte de manière efficiente par la négociation privée entre les parties concernées par l'externalité (Engel, Pagiola et Wunder, 2008).

Les cas emblématiques de la société Vittel en France et de la ville de New-York aux Etats-Unis ont alors participé au processus de médiatisation et de diffusion de ces PSE « *wunderiens* ». La société Vittel rémunère des agriculteurs de son bassin versant contre le changement de pratiques qui menacent la qualité de l'eau (Perrot-Maitre, 2006 ; Depres, Grolleau et Mzoughi, 2008). De son côté, la municipalité de New-York a préféré payer directement les usagers du bassin versant dans lequel elle puise son eau (les monts Catskills) pour réduire les pollutions agricoles et domestiques ainsi que la perte de couvert forestier plutôt que de construire une usine de traitement en aval (Chichilnisky et Heal, 1998).

Or, il est apparu assez rapidement que ces exemples constituent des cas relativement rares de PSE « *wunderiens* ». En effet, les conditions qui les caractérisent ne sont généralement que partiellement remplies dans la réalité : la relation entre le type d'utilisation des terres promu par le PSE et la fourniture de services environnementaux n'est généralement pas clairement établie; les parties prenantes ne participent pas toujours de manière volontaire et lorsque c'est le cas, elles engagent leurs terres aux coûts d'opportunité les plus faibles ; les systèmes de contrôle et de suivi ne permettent pas toujours de s'assurer que le service est bien rendu (Wunder, 2005 ; Engel, Pagiola et Wunder, 2008 ; Muradian *et al.*, 2010). Les PSE ne constituent au final que très rarement des négociations bilatérales directes entre deux parties concernées par une externalité. Ils sont souvent mis en place via l'intervention d'intermédiaires (en particuliers gouvernements et ONG), sous forme de politiques publiques

financées par des taxes – typiquement en Amérique Centrale (Wunder, Engel et Pagiola, 2008) ou sous la forme de projets financés par des bailleurs de fonds suivant des modalités classiques de l'aide au développement (Sommerville et al. 2010; Clements et al. 2010). Par ailleurs, les PSE ne reposent pas nécessairement uniquement sur l'incitation économique et le principe de compensation du coût d'opportunité (le manque à gagner associé au changement de pratique) pour changer les comportements des SE (Muradian *et al.*, 2010). Ils peuvent dans certains cas récompenser des pratiques ancestrales qui ont amené à la conservation des écosystèmes (associées à des motivations intrinsèques, des pratiques culturelles) ou même renforcer l'action collective locale pour la gestion des ressources naturelles. Dans ces cas de figure, il est commun d'avoir des paiements qui se situent en deçà des coûts d'opportunité individuels (Kosoy et Corbera, 2010).

Les différences entre théorie et pratique se matérialisent aussi au niveau des résultats des PSE. Leur efficacité n'a, à notre connaissance, jamais été formellement mesurée. Par contre, tout en reconnaissant le caractère très contextuel de ce type de résultat, il apparaît que les quelques études qui en ont mesuré l'efficacité environnementale de manière rigoureuse ont souvent conclu à des impacts faibles (Pattanayak, Wunder et Ferraro, 2010). D'autres ont également mis avant des conséquences sociales qui ne sont pas envisagées par la théorie coasienne. Par exemple, Rico García-Amado *et al.* (2013) montrent que la mise en place d'un mécanisme de PSE au Mexique a modifié la manière dont les fournisseurs du service percevaient l'importance de la conservation des ressources naturelles, en érodant les motifs intrinsèques (protection de la faune) et en renforçant les motifs monétaires. De plus, la mise en place de PSE a aussi dans certains cas renforcé les asymétries de pouvoir et de richesse préexistantes (Milne et Adams, 2012 ; Matulis, 2013 ; Suhardiman *et al.*, 2013).

Les principales approches de l'analyse économique des PSE

Le constat de ce décalage entre théorie et pratique constitue le point de départ, la justification de la plupart des cadres conceptuels et d'analyse des PSE en économie. Or, la manière de l'interpréter et les approches méthodologiques qui en découlent sont sensiblement différentes selon les auteurs et les cadres théoriques qu'ils mobilisent.

Ces décalages ont été d'abord interprétés sous l'hypothèse de coûts de transactions nuls. La théorie des jeux appliquée à des situations non-coopératives de marchandage direct montre que le théorème de Coase n'est pas valide si les participants à ce type de négociations

prennent leurs décisions à partir d'information incomplète (Medema, 2015). Cette situation entraîne en effet le recours à des comportements stratégiques qui ne permettent pas d'aboutir à un résultat optimal. Ferraro (2008) reprend cette idée et formule le problème de sélection adverse appliqué aux PSE. Il développe l'idée selon laquelle les fournisseurs de SE ont souvent l'opportunité de retirer une rente informationnelle – un paiement supérieur aux coûts induits par les changements de pratiques requis - car ils ont une meilleure connaissance de ces coûts que les acheteurs. Ce type d'interprétation alimente une approche normative des PSE, centrée sur l'idéaltype « *wunderien* » (Wunder, 2015) et pour qui le décalage entre théorie et pratique pose problème car il dénote d'un « manque à gagner » en terme d'efficacité et d'efficience. La démarche méthodologique consiste alors à faire en sorte que les conditions dans lesquelles les PSE sont mis en place se rapprochent des conditions optimales « coasiennes ». Ces travaux visent par exemple à réduire les rentes informationnelles et à tenir compte de l'aversion au risque des fournisseurs de services pour déterminer un niveau de paiement efficient (Benitez *et al.*, 2006 ; Jack, Leimona et Ferraro, 2009 ; Ajayi, Jack et Leimona, 2012 ; Castro *et al.*, 2013); à faciliter la mise en place de PSE locaux en révélant le consentement à payer des bénéficiaires des services (Jiang, Jin et Lin, 2011 ; Van Hecken, Bastiaensen et Vásquez, 2012); à améliorer le ciblage des PSE dans des zones à forte additionalité potentielle, c'est-à-dire où les droits de propriété sont définis, où les motivations intrinsèques sont faibles, etc. (Börner *et al.*, 2010 ; Wunder, 2013).

Une autre série d'interprétations fait l'hypothèse de l'existence de coûts de transaction positifs, un cas de figure que Coase discute dans son article de 1960. Cette hypothèse a pour conséquence d'invalider le « théorème de Coase » tel que nous l'avons présenté mais amène à de nouveaux questionnements sur les choix politiques en présence de coûts de transactions positifs. Pour Coase (1960), dans un monde réel, les choix politiques portent non seulement sur la répartition des droits de propriété entre l'émetteur et le receveur de l'externalité, mais aussi sur les arrangements institutionnels appropriés (firme, marché, Etat). Ils doivent être raisonnés en fonction des coûts de transaction qu'ils génèrent afin de favoriser des résultats efficaces (Coase, 1960). Certaines analyses des PSE développent alors une approche en terme de structures de gouvernance. Elles distinguent ainsi les formes de marché² comme les PSE « *wunderiens* », de formes hiérarchiques³ comme les PSE

² Coopération entre les agents économiques via un système de prix

³ Coordination administrative organisée par une autorité

gouvernementaux d'Amérique Centrale (ex. au Costa Rica) et de formes hybrides comme les PSE qui reposent sur la gestion communautaire d'une ressource (Engel, Pagiola et Wunder, 2008 ; Muradian, 2013). Intégrer les coûts de transaction à l'analyse permet alors de justifier le fait que les PSE « *wunderiens* » sont rares, d'expliquer l'intervention d'intermédiaires dans les mécanismes PSE ou de faire des propositions pour améliorer leur design vers plus d'efficacité (en minimisant les coûts de transaction). Les coûts de transaction correspondent dans ce cas non seulement aux coûts de négociation des PSE, mais aussi aux coûts de mesure et de contrôle de la fourniture des SE (Muradian *et al.*, 2010 ; Vatn, 2010).

Le troisième type d'interprétation est ancré dans l'institutionnalisme en sciences sociales. Au contraire de l'économie « *coasienne* », ce courant est caractérisé par une démarche méthodologique holiste qui prend en compte les structures sociales comme déterminant des comportements individuels. Ainsi, le décalage entre théorie et pratique s'explique en partie par le fait que les institutions (ex. Lois, habitudes, normes, etc.) influencent le design et les résultats des PSE. L'institutionnalisme se développe autour de deux questions principales : « (1) *comment construire la relation entre institution et comportement*, (2) *comment expliquer le processus par lequel les institutions naissent et se modifient* » (Billaudot, 2004). De plus, il s'inspire d'une philosophie proche du pragmatisme méthodologique ou du réalisme critique (Dewey, 1922 ; Peirce, 1934). Dans ce cadre l'analyse scientifique vise à décrire et comprendre la réalité des phénomènes observés en formulant des hypothèses réalistes sur les structures qui les influencent. Ainsi, les institutionnalistes des PSE adoptent des définitions réalistes des PSE, comme par exemple celle de Muradian *et al* (2010) qui englobe les « *transfert de ressources entre acteurs sociaux qui visent à aligner les pratiques individuelles et collectives de gestion des ressources naturelles avec l'intérêt sociétal* ». Les PSE sont également conceptualisés comme les résultats de processus de design politique influencés par un certain nombre de facteurs institutionnels et politiques (ex. jeux de pouvoir entre forces politiques) (Vatn, 2005a ; Muradian *et al.*, 2013). Finalement, les résultats des PSE sont également interprétés, au niveau individuel, comme les conséquences des interactions avec les préférences sociales⁴ ou les perceptions de la légitimité et de l'équité des fournisseurs des SE. Il est alors par exemple envisagé que les incitations économiques, selon la manière dont elles

⁴ « *Motivations telles que l'altruisme, la réciprocité, le plaisir intrinsèque à aider les autres, l'aversion à l'inégalité, les engagements éthiques et d'autres motifs qui amènent certaines personnes à aider les autres plus que ne le ferait un individu qui chercherait à maximiser uniquement son utilité ou ses profits personnels* » (Bowles et Polanía-Reyes, 2012).

sont perçues, érodent certaines préférences sociales préexistantes qui sous-tendaient aux comportements que les paiements visent à modifier.

Objectif général de la thèse

La thèse s'inscrit dans cette approche institutionnaliste. L'objectif général est en effet d'améliorer la compréhension des mécanismes par lesquels les PSE (entendus au sens large, en reprenant la définition de Muradian et al. 2010) émergent (ou non) et contribuent (plus ou moins) à la conservation effective des écosystèmes naturels.

Les besoins de recherche pour améliorer l'opérationnalisation de l'analyse institutionnelle des PSE

De manière générale, il semble que l'opérationnalisation du cadre d'analyse institutionnaliste n'est pas entièrement aboutie sur au moins trois aspects.

Premièrement, les études empiriques se concentrent principalement en Amérique latine, et plus généralement dans les pays émergents (au Vietnam également). Elles restent par contre rares dans les pays les moins avancés où des PSE sont pourtant mis en place, comme à Madagascar (Sommerville, Jones, *et al.*, 2010 ; Bidaud *et al.*, 2013) ou au Cambodge (Clements *et al.*, 2010 ; Chervier, Déprés et Neang, 2012). Or, les pays les moins avancés présentent des caractéristiques politiques, institutionnelles, économiques et sociales qui sont non seulement susceptibles d'influencer la fourniture de SE mais qui sont aussi significativement différentes des pays émergents. Par exemple, les interdépendances entre conservation et pauvreté sont exacerbées, en premier lieu du fait de la dépendance importante des populations pauvres et vulnérables aux ressources naturelles pour leurs subsistance (Bawa et Gadjil, 1997 ; Sunderlin *et al.*, 2005 ; Barrett, Travis et Dasgupta, 2011). Ces liens sont susceptibles de constituer la base de motivations pour conserver les ressources naturelles (Varughese et Ostrom, 2001). De plus, les services environnementaux prennent souvent, localement, les caractéristiques d'un bien commun (leur exploitation par un individu réduit la quantité disponible pour les autres et l'exclusion des utilisateurs est coûteuse), de telle sorte que leur fourniture pose également des problèmes d'action collective (Ostrom, 1990; Perrings et Gadgil, 2003). Finalement, des défaillances institutionnelles rendent la fourniture de SE encore plus incertaine et dépendante de l'aide internationale : les capacités des administrations à définir et mettre en œuvre les politiques publiques sont limitées, la

corruption est rampante (Barrett, Travis, et Dasgupta, 2011; Clements et al, 2010), l'influence des bailleurs de fonds et des ONG internationales dans la définition, le financement et la mise en place des politiques publiques est significative. Nous nous attendons donc à ce que, dans ce type de contexte, les processus qui influencent le design et l'efficacité des PSE soient différents de ce qui a été mis en évidence dans le cadre des pays émergents.

Deuxièmement, certaines hypothèses des cadres d'analyse institutionnalistes des PSE sont formulées à partir des résultats d'études portant sur d'autres objets empiriques où sont issues d'autres disciplines, sans être réellement mises en application à des cas de PSE. Les institutionnalistes des PSE ont par exemple repris la théorie du « *motivation crowding* » (Frey et Jegen, 2001) qui a été développée partir de travaux en psychologie et en économie comportementale portant sur d'autres objets d'analyse (ex. le don de sang). Prolongeant ainsi le concept de préférence sociale, les institutionnalistes reprennent l'idée que les actions individuelles sont influencées par différents types de préférences ou motivations qui peuvent être classées selon leur niveau d'autonomie⁵ (Ryan et Deci, 2000) et que les incitations monétaires ont non seulement un effet sur les coûts et bénéfices de l'activité cible mais peuvent aussi avoir un effet positif (« *crowding-in* ») ou négatif (« *crowding-out* ») sur les motivations au moins partiellement autonomes des bénéficiaires des paiements. Or, une bonne partie des résultats empiriques sur le « *motivation crowding* » appliqués au domaine de la conservation de la biodiversité provient d'études portant sur les amendes environnementales (Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015). Par ailleurs, certaines théories et concepts de l'économie institutionnelle ne sont également pas ou très peu mobilisées dans les études empiriques sur les PSE alors qu'elles sont centrales pour la construction de cadres conceptuels institutionnalistes. C'est par exemple le cas des approches du changement institutionnel développées par l'économie institutionnelle classique (ex. John R. Commons ou Thorstein Veblen). Beaucoup d'études qui portent sur le design des PSE sont basées sur des concepts et théories issues de la sociologie et des sciences politiques comme la dépendance au sentier de Mahoney (2000) ou la théorie des courants multiples de Kingdon (1984) (Froger et Méral, 2012 ; ex. Le Coq *et al.*, 2012).

Troisièmement, les travaux institutionnalistes sur les PSE ne sont généralement pas adossés à des évaluations d'impact rigoureuses. Le lien de causalité entre les processus de design et de

⁵ L'autonomie est définie comme le sentiment de se sentir à la source de ses décisions et actions de telle sorte qu'une motivation intrinsèque correspond au cas où ce sentiment est maximal (Deci et Ryan, 1985).

mise en place des PSE et les changements sociaux et environnementaux induits ne sont donc pas toujours clairement établis. Par exemple, les méthodologies utilisées dans les études qui portent sur l'effet d'éviction des PSE sur les motivations partiellement autonomes ne permettent généralement pas d'isoler l'impact, ni de caractériser les mécanismes sous-jacents (Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015). En outre, certaines méthodes d'évaluation d'impact rigoureuses, c'est-à-dire qui permettent d'établir ce qui se serait passé en l'absence d'intervention, ont récemment été appliquées à des cas de PSE (Honey-Rosés, Baylis et Ramírez, 2011 ; Alix-Garcia, Shapiro et Sims, 2012 ; Clements et Milner-Gulland, 2012 ; Clements *et al.*, 2013 ; Robalino et Pfaff, 2013 ; Costedoat *et al.*, 2015). Or, elles visent avant tout à mesurer l'amplitude des effets environnementaux et sociaux des PSE mais généralement pas à comprendre le « pourquoi » et « comment » de l'impact.

Ainsi, cette thèse s'attache à poursuivre l'opérationnalisation du cadre d'analyse institutionnelle des PSE, plus particulièrement sur ces trois aspects.

Objectifs spécifiques : une étude empirique à partir du cas du Cambodge

Nous prenons pour cela le cas d'un pays parmi les moins avancés de la planète du classement établi par les Nations Unies, le Cambodge. Nous traitons plus spécifiquement de trois questions empiriques qui répondent également à des enjeux locaux autour de la conservation des ressources naturelles (cf. le cadre conceptuel de la thèse à la fin de cette introduction générale).

Premièrement, nous analysons l'émergence et le design des projets PSE au niveau national au Cambodge. Nous mobilisons en particulier les travaux de John R. Commons (un des principaux auteurs de l'économie institutionnelle classique) et particulièrement la manière dont il conceptualise le changement institutionnel, i.e. comme un processus piloté par certains acteurs qui sélectionnent de manière consciente les comportements et les règles qui les guident (Bazzoli, 1999), pour définir le cadre d'analyse de notre étude. Plus précisément, nous cherchons à comprendre pourquoi, dans le cadre de tentatives de diversification des types de PSE mis en place au Cambodge (notamment l'apparition de projets de PSE bassin-versant), les processus de négociation ont amené dans certains cas à la mise en place et dans d'autres à des blocages des projets PSE et quels sont les facteurs, notamment institutionnels, qui ont influencé ces processus. Le contexte politique cambodgien nous amène à nous intéresser plus particulièrement au rôle relatif des ONG et du Gouvernement dans ces

processus. En effet, d'une part, les ONG internationales ont joué un rôle historiquement important dans le secteur de la conservation des ressources naturelles au Cambodge (financement de la conservation, appui technique à la mise en œuvre du cadre légal), mais aussi dans le design et le fonctionnement des PSE existants (rôle d'acheteur, d'intermédiaire, de « *policy entrepreneur* » transférant un modèle de PSE depuis l'étranger) (Chervier, Déprés et Neang, 2012). Ceci semble aller dans le sens des travaux de Hrabanski *et al.* (2013) qui suggèrent que lorsqu'un État n'est pas en mesure de défendre sa souveraineté économique et politique, les ONG ont tendance à jouer un rôle prépondérant dans la définition et la mise en œuvre des PSE. Le gouvernement cambodgien est parfois qualifié de faible dans le sens où il dispose de peu de ressources pour définir et mettre en œuvre ses politiques de manière autonome (Clements *et al.*, 2010). Or, une étude montre que le gouvernement cambodgien et ses représentants légaux ont influencé de manière significative les processus de design et de mise en place d'un cas d'étude de PSE (Milne, 2009). Ainsi, nous portons également une attention particulière au rôle du gouvernement cambodgien dans ces processus.

Deuxièmement, nous cherchons à savoir si la mise en place d'un cas de PSE local (les accords de conservation mis en place par l'ONG Conservation International) a eu un effet sur les motivations à conserver les ressources naturelles des fournisseurs du service. Nous cherchons également à identifier les possibles mécanismes sous-jacents à ce phénomène et les probables conséquences en terme d'efficacité environnementale, notamment dans le cas de figure où les paiements s'arrêteraient. Nous mobilisons comme cadre conceptuel la théorie du « *motivation crowding* » (Frey et Jegen, 2001). L'originalité de cette étude réside dans le fait qu'elle porte sur la perception des valeurs d'usage de la conservation de forêts. Nous postulons en effet que celles-ci constituent, dans des contextes d'interdépendance forte entre hommes et nature, des motivations partiellement autonomes pour la gestion durable de ces ressources, au même titre que les normes sociales (Agrawal, 2001). Au Cambodge, dans les zones forestières isolées (Nguyen *et al.*, 2015) et plus particulièrement dans notre cas d'étude, les petits agriculteurs ont développé des stratégies de subsistance très dépendantes des produits et services tirés des écosystèmes forestiers (Milne, 2009 ; Ouk, 2011). Nous postulons que l'éviction de ce type de motivation et le renforcement de motivations extrinsèques pourraient conduire à des conséquences non-désirées d'un point de vue environnemental. En effet, le contexte cambodgien est tel que l'essentiel des signaux extrinsèques est constitué d'incitations économiques (prix notamment) incitant les communautés locales à participer à l'extraction non-durable des ressources naturelles.

Troisièmement, nous cherchons à estimer l'impact de ce même cas d'étude sur la déforestation et à identifier certains des facteurs contextuels qui pourraient l'expliquer. Au Cambodge, malgré la multitude des mécanismes PSE mis en place et leur statut de « projets pilotes », une seule évaluation d'impact rigoureuse a jusqu'à présent fait l'objet de publications (Clements, 2012 ; Clements et Milner-Gulland, 2012 ; Clements *et al.*, 2013). Cette étude discute des performances de différents mécanismes PSE en fonction de certaines de leurs caractéristiques (paiements communautaires ou individuels, paiement contre un changement de pratiques ou contre la fourniture d'un service environnemental). De notre côté, nous cherchons à évaluer l'influence de différentes caractéristiques des contextes socio-écologiques sur l'efficacité de notre cas d'étude. Les accords de conservation sont des paiements communautaires qui visent à renforcer la gestion collective locale des ressources forestières afin de réduire la déforestation et la perte de biodiversité. Or, le succès d'une telle stratégie dépend de la capacité des PSE à prendre en compte les spécificités locales des contextes institutionnels, sociaux, environnementaux, etc. (Muradian et Rival, 2012). À cet égard, certains chercheurs ont fait valoir qu'il conviendrait de prendre en compte les conditions mises en évidence par la littérature sur les biens communs comme favorisant la gestion durable et locale des ressources naturelles pour concevoir des PSE communautaires efficaces (Fisher *et al.*, 2010 ; Muñoz Escobar, Hollaender et Pineda Weffer, 2013). Nous reprenons ces hypothèses pour développer le cadre méthodologique de cet aspect du volet empirique de la thèse.

Méthodologie

Ce travail se situe donc à plusieurs échelles géographiques (nationale, locale et individuelle). Ceci nous a amené à mobiliser plusieurs types de méthodes.

Pour notre premier volet empirique, nous avons conduit des d'entretiens semi-directifs auprès des acteurs impliqués dans la diffusion, la mise en place et le suivi des divers projets PSE mis en place au Cambodge. L'échantillon comportait des bailleurs de fonds (bilatéraux et multilatéraux), des départements de l'administration du gouvernement central (ministères en charge de l'agriculture et de la forêt et ministère en charge de l'environnement), des ONG internationales de conservation, des universités publiques nationales et des chercheurs internationaux. Au total, nous avons conduit 46 entretiens au cours de trois séries d'entretiens réalisées en 2009, 2012 et 2014. Nous avons également collecté et analysé les documents de projets, la littérature grise et scientifique ainsi que les textes de Lois en lien avec la mise en

place de projets PSE dans le pays. Pour développer nos guides d'entretiens et notre cadre d'analyse, nous nous sommes inspirés de différentes méthodologies d'analyses institutionnelles dont celle développée dans le cadre du projet ANR SYSTERRA - SERENA (Méral et Pesche, 2011) et celle de Corbera, Soberanis et Brown (2009).

Pour les deux autres volets empiriques, nous avons mobilisé une méthode quasi-expérimentale pour l'analyse d'impact afin d'établir un lien causal robuste entre la mise en place des PSE et les changements de motivations et de déforestation. Ce type de méthode vise à déterminer *a posteriori* un scénario contrefactuel, c'est à dire ce qu'il se serait passé si le programme PSE n'avait pas été mis en place. Ces méthodes sont privilégiées car elles permettent de prendre en compte les principaux biais associés aux évaluations d'impact classiques telles que les comparaisons « avant-après » ou « avec-sans » programme (Ferraro, 2009 ; Pfaff *et al.*, 2010 ; Miteva, Pattanayak et Ferraro, 2012). Pour l'étude d'impact sur la déforestation, nous avons utilisé des bases de données géo-référencées à l'échelle du Cambodge et les données de déforestation de l'initiative « *global forest watch* » (Hansen *et al.*, 2013). Pour l'étude d'impact sur les motivations, nous avons réalisé des enquêtes auprès des bénéficiaires (N=205) et des non-bénéficiaires (N=120) du PSE au cours de la première moitié de 2015. Les questionnaires sont inspirés d'autres enquêtes visant à étudier l'influence des PSE sur les motivations à conserver (Sommerville *et al.* 2010; Clements 2012; Fisher 2012; Hayes 2012; Rico García-Amado *et al.* 2013).

Afin de mettre en évidence certains facteurs et mécanismes qui pourraient expliquer la mesure de l'impact, nous avons couplé l'analyse d'impact avec d'autres tests statistiques sur les unités (ex. les individus, les villages) qui ont reçu le programme. Pour l'étude d'impact sur la déforestation, nous avons cherché à mesurer l'influence de différentes conditions sociales et écologiques initiales sur l'efficacité de notre cas d'étude. Pour l'analyse de l'effet des accords de conservation sur les motivations à conserver, nous avons utilisé une régression logistique sur nos données d'enquêtes pour le groupe de participants au programme. Le type de motivation est alors la variable à expliquer tandis que les caractéristiques socio-économiques et des variables qui mesurent le lien avec le projet constituent les variables explicatives de ce modèle.

Plan de la thèse

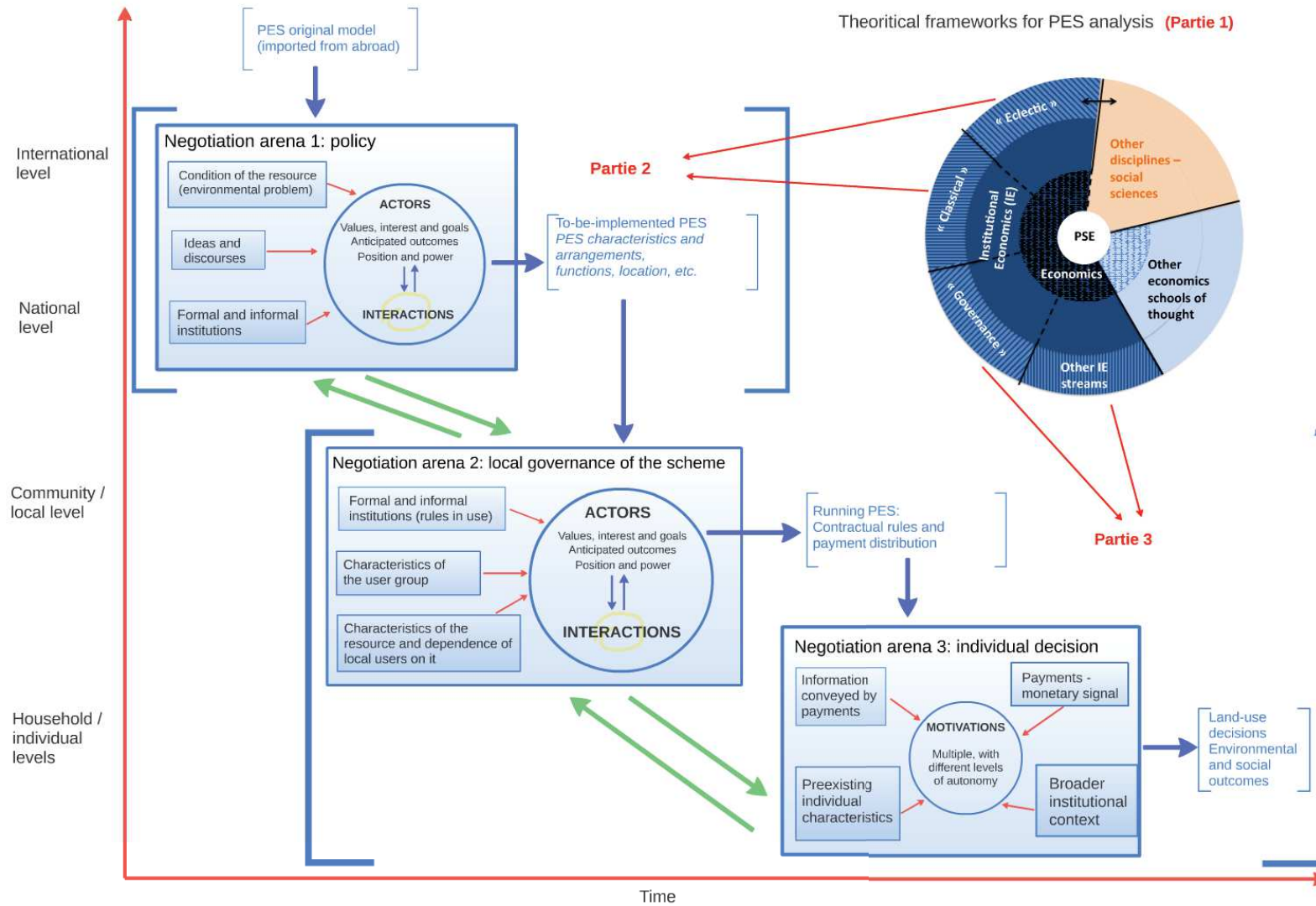
La première partie s'attache à mieux dessiner les contours de l'apport des sciences économiques à l'analyse des PSE et, ce faisant, à mettre en lumière les risques et opportunités de mobiliser une diversité de cadres théoriques et de méthodologies dans un même cadre d'analyse. Le premier article de cette partie vise à comprendre la manière dont la diversité de l'économie institutionnelle a diffusé et influencé les travaux spécifiques sur les PSE. Le second article cherche à illustrer comment les sciences économiques ont traité la question de l'évaluation des PSE et plus précisément comment la diversité des influences théoriques en économie se décline en une diversité de questions de recherche et de méthodes d'évaluation pour l'analyse des PSE.

La seconde partie dresse un panorama de la diffusion des PSE au Cambodge et analyse leurs processus d'émergence et de diffusion. Nous cherchons plus spécifiquement à comprendre pourquoi dans le cadre de tentatives de diversification des types de PSE mis en place au Cambodge, les processus de négociation ont amené dans certains cas à la mise en place et dans d'autres à des blocages de projets PSE. Dans un premier article, nous nous inspirons de cadres d'analyse classiques de l'institutionnalisme en sciences sociales (Corbera, Soberanis et Brown, 2009 ; Legrand, Froger et Le Coq, 2013 ; Prokofieva et Gorriz, 2013), afin de mettre en lumière les limites actuelles de la mise en place des PSE au Cambodge et les futures opportunités que ce type d'outil offre pour la conservation. Dans un second article, nous appliquons le cadre conceptuel de John R. Commons et particulièrement la manière dont il conceptualise l'évolution institutionnelle pour mieux comprendre comment les PSE émergent au Cambodge, notamment pourquoi certains projets PSE bloquent.

La troisième partie vise à mesurer et à expliquer l'efficacité environnementale d'un cas d'étude de PSE au Cambodge, les accords de conservation mis en place par l'ONG Conservation International dans le massif des Cardamomes. Dans un premier article, nous cherchons à mesurer et expliquer l'effet des accords de conservation sur les perceptions des valeurs d'usage de la forêt et de la biodiversité. Dans un deuxième article, nous cherchons à estimer et expliquer l'effet de ce même cas d'étude sur la déforestation.

Dans la conclusion générale, nous chercherons à faire un retour à la fois méthodologique et théorique sur le cadre d'analyse institutionnaliste des PSE. Cette conclusion portera notamment sur les liens entre ces trois questions de recherche, les interactions entre les échelles géographiques et la manière dont elles conditionnent le design et l'efficacité environnementale au Cambodge.

Cadre conceptuel de la thèse



PARTIE 1 : ANALYSE ÉCONOMIQUE DES PSE DANS LA LITTÉRATURE

Introduction de la partie 1

L'économie est probablement la discipline la plus mobilisée pour l'analyse des PSE (cf. cadre conceptuel de la partie 1 à la fin de cette introduction). C'est par elle que le concept est né, à travers l'intention de mettre en pratique le théorème de Coase (Engel, Pagiola et Wunder, 2008). C'est également par cette discipline que l'agenda de recherche des PSE s'est diversifié, via le développement de cadres conceptuels institutionnalistes, inspirés notamment de l'économie institutionnelle classique mais aussi de la théorie des coûts de transaction (Muradian et al. 2010; Vatn 2010). Nous postulons ainsi que les sciences économiques constituent les fondements théoriques et méthodologiques d'une grande partie du nombre croissant d'articles qui ont été publiés sur les PSE depuis le milieu des années 2000 (Ferraro, 2011). Nous nous attendons également à ce que les cadres conceptuels des PSE mobilisent une diversité de courants et théories issues des sciences économiques. Cette partie correspond à une revue de littérature qui vise à prendre la mesure de cette diversité des apports des sciences économiques à l'analyse des PSE à partir de trois aspects.

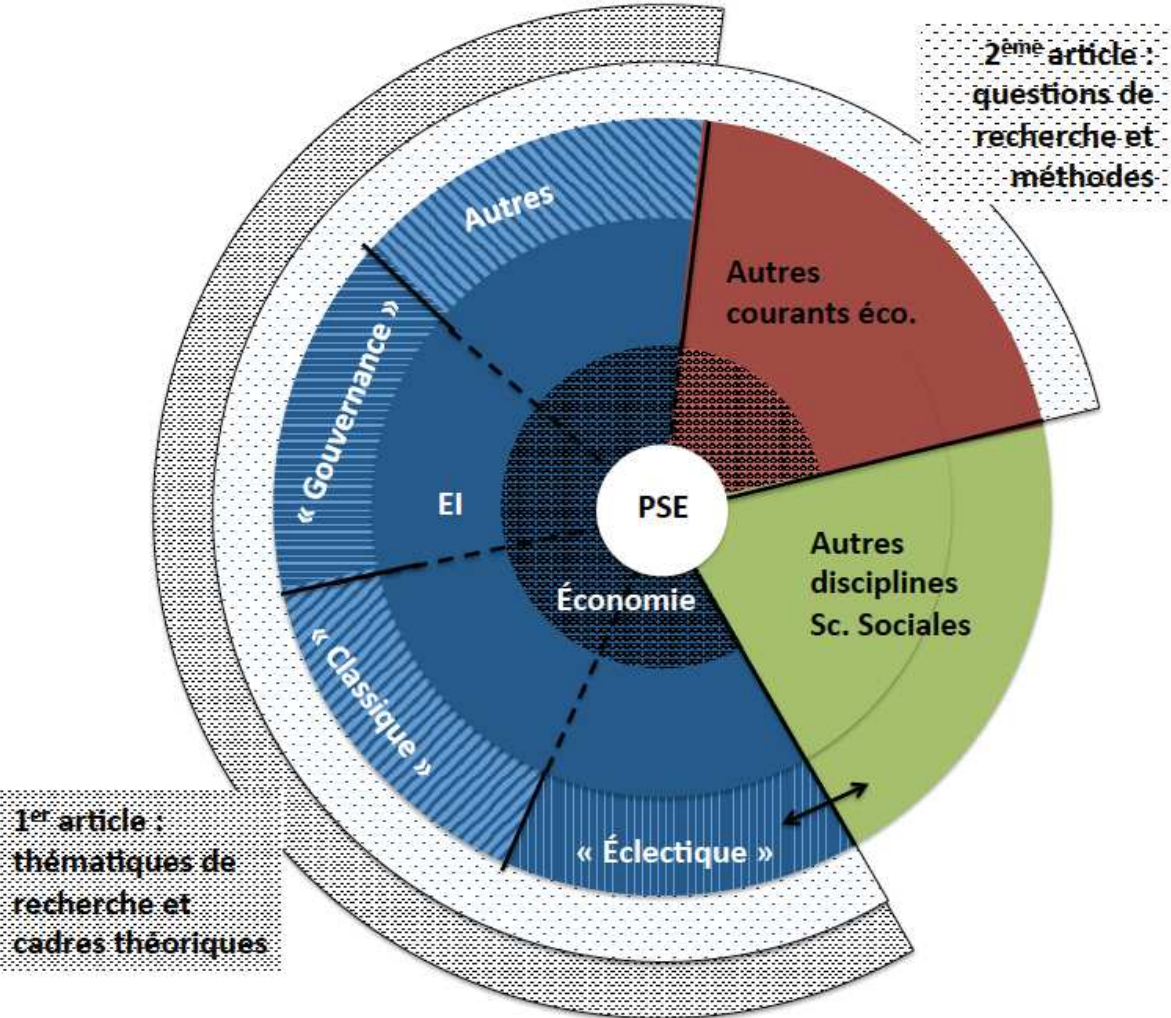
Le premier article de cette partie vise à comprendre la manière dont la diversité de l'économie institutionnelle (EI) a diffusé et influencé les travaux spécifiques sur les PSE. Nous nous attendons à ce que ce courant ait constitué une influence théorique significative pour une partie de la littérature sur les PSE, notamment le corpus de textes qui apportent des explications institutionnelles au décalage entre théorie et pratique et dans lequel s'inscrit cette thèse (cf. introduction générale). L'EI est en effet définie comme un ensemble de théories économiques dont la caractéristique commune consiste à considérer les institutions comme centrales dans l'analyse des phénomènes économiques (Chavance, 2006). Or, l'EI n'est pas un courant unifié. Les études qui ont cherché à en présenter le contenu ont révélé une diversité importante des approches selon les thématiques, les objets d'analyse, les approches méthodologiques (Rutherford, 1996 ; Frydman, 2003 ; Chavance, 2006 ; Menard et Shirley, 2008). Il ne serait donc pas étonnant que cette diversité se retrouve également dans le domaine de recherche spécifique que constituent les PSE.

Nous cherchons également à mettre en lumière dans ce même article les risques et opportunités liés la coexistence de différents courants en économie pour l'analyse des PSE. La question de la complémentarité est *a priori* pertinente car les cadres conceptuels institutionnalistes mais aussi de manière plus générale l'économie écologique dans laquelle s'insèrent beaucoup des travaux sur les PSE sont caractérisés par la coexistence de théories et concepts économiques qui ne reposent pas forcément sur des bases épistémologiques semblables. Tandis que certains auteurs ont justifié le recours à de multiples épistémologies au sein d'une même discipline ou cadre conceptuel (Norgaard, 1989), pour d'autres, cette coexistence peut amener à des contradictions fondamentales et l'impossibilité de les faire communiquer (Spash, 2012).

Finalement, un nombre croissant de mécanismes PSE sont mis en place sur le terrain ou sont en passe de l'être. Ce phénomène est accompagné par le développement d'une littérature scientifique conséquente qui vise à évaluer ces cas d'études. Nous chercherons donc à comprendre dans un second article comment les sciences économiques ont traité de la question de l'évaluation des PSE et plus précisément comment la diversité des influences théoriques en économie se décline en une diversité de questions de recherche et de méthodes d'évaluation pour l'analyse des PSE.

Sur le plan méthodologique, ces deux revues de littérature reposent en premier lieu sur des recherches croisées conduites sur des bases de données scientifiques en ligne, notamment Scopus et Web of Science. Croiser les résultats de différentes bases nous a permis d'obtenir des listes de références complètes sur les domaines qui nous intéressaient. Dans un second temps, nous avons cherché à faire une sélection des articles les plus significatifs par rapport aux questions posée à partir de la lecture des résumés et de l'utilisation de critères comme la référence explicite à un auteur clé de l'économie institutionnelle dans le premier article ou le fait que l'article corresponde à une étude empirique d'évaluation d'un cas de PSE dans le second.

Cadre conceptuel de la partie 1



Article 1 : Les apports de l'économie institutionnelle à l'analyse des PSE : État des lieux et perspectives.

Chervier C., Millet-Amrani S., Méral P., 2016, *Revue du Développement Durable et Territoires*, sous presse

Résumé : Cet article propose un état des lieux de l'apport de l'économie institutionnelle à l'analyse des PSE dans la littérature scientifique récente sur la base d'une sélection bibliographique d'articles nous paraissant les plus significatifs. Trois principaux axes thématiques sont identifiés: la conceptualisation des PSE, l'architecture et la gouvernance des dispositifs dédiés aux PSE et la compréhension de leurs impacts. Différents approches issues de l'économie institutionnelle coexistent. Nous discutons alors des complémentarités et des possibles contradictions inhérentes à leur mobilisation.

Mots clés : paiements pour services environnementaux, institutions, économie institutionnelle, gouvernance, épistémologie

Contributions of institutional economics to PES analysis: A literature review and some perspectives

Abstract: This paper gives an overview of the contribution of institutional economics to the analysis of PES in the recent scientific literature. This work is based on the review of a selection of papers that appeared to us as the most significant dealing with this topic. Three main analytical themes were identified: the conceptualization of PSE, architecture and governance of PES mechanisms and the understanding of their impact. Our analysis shows that different theoretical approaches from institutional economics coexist, sometimes within the same analytical framework. This leads us to discuss the complementarities and potential contradictions inherent to the epistemological pluralism.

Key words: payments for environmental services, institutions, institutional economics, governance, epistemology

1 Introduction

Les « Paiements pour Services Environnementaux » (PSE) ont pris une importance croissante dans les politiques de conservation des ressources naturelles contemporaines. La plupart des organisations qui promeuvent cet outil, et en premier lieu la Banque mondiale (Pagiola et Platais, 2007), retiennent la définition suivante : un PSE est « *une transaction volontaire, où un service environnemental (SE) bien défini — ou un usage pouvant assurer la fourniture de ce SE — est « acheté » par (au moins) un client de SE à (au moins) un fournisseur de SE, si — et seulement si — le fournisseur de SE assure la fourniture ininterrompue du SE (conditionnalité)* » (Wunder, 2005 : 3). Le succès rencontré par les PSE dans les discours et les stratégies des différents acteurs de ces politiques (organisations internationales, firmes, administrations publiques, organisations non gouvernementales de conservation, syndicats, médias) repose non seulement sur l'idée qu'ils constituent des outils efficaces (le paiement permet d'augmenter la quantité de services environnementaux fournis), mais aussi qu'ils sont plus efficaces (en terme de rapport coûts/bénéfices), que les instruments préexistants, notamment la fiscalité, la réglementation, la mise en défens d'espaces à conserver voire, dans le cas des pays en développement, les projets de conservation et de développement intégré (Ferraro et Kiss, 2002 ; Wunder, 2005).

Les cas emblématiques de la société Vittel en France et de la ville de New-York aux Etats-Unis ont alors participé au processus de médiatisation et de diffusion de cet outil. La société Vittel rémunère des agriculteurs de son bassin versant contre le changement de pratiques qui menacent la qualité de l'eau (Perrot-Maitre, 2006 ; Depres, Grolleau et Mzoughi, 2008). De son côté, la municipalité de New-York a préféré payer directement les usagers du bassin versant dans lequel elle puise son eau (les monts Catskills) pour réduire les pollutions agricoles et domestiques ainsi que la perte de couvert forestier plutôt que de construire une usine de traitement en aval (Chichilnisky et Heal, 1998).

Or, ces exemples constituent des cas relativement isolés de PSE tel que définis par Wunder. La réalité des PSE est en effet bien plus complexe. Par exemple, dans de nombreux cas, les systèmes de suivi ne permettent pas de s'assurer que le SE est effectivement rendu. Les paiements sont également souvent transférés contre un changement de pratique pour lequel il n'y a aucune preuve qu'il se traduit par un gain en terme de fourniture de SE (Wunder, 2005 ; Engel, Pagiola et Wunder, 2008). Ainsi, la plupart des PSE correspondent en pratique à ce que Wunder lui-même appelle des pseudo-PSE (*PES-like*) (Wunder, 2005).

Le constat de ce décalage entre théorie et pratique constitue généralement le point de départ des cadres conceptuels pour l'analyse des PSE en économie. Il a entraîné plus particulièrement la prise en compte croissante des institutions dans cette analyse. Nous distinguons trois approches principales qui abordent les institutions de manière différente. Une première approche les considère comme importantes dans la mesure où ce sont elles qui facilitent ou gênent l'émergence de l'idéal-type *wunderien* (Wunder, 2015). Ces travaux visent, par exemple, à améliorer le ciblage des PSE dans des zones où les droits de propriété sur les ressources naturelles sont clairement définis ou dans des communautés où les motivations intrinsèques pour conserver les ressources sont faibles (Börner *et al.*, 2010 ; Wunder, 2013). Les institutions restent néanmoins exogènes à ce type d'analyse. Par contre, les deux autres approches considèrent les institutions comme un objet central d'analyse. Elles ont récemment pris de l'importance dans la littérature scientifique, avec pas moins de quatre numéros spéciaux dédiés aux dimensions institutionnelles des PSE au cours des cinq dernières années⁶. Dans une deuxième approche, les PSE sont considérés eux-mêmes comme des institutions qui peuvent prendre des formes (ou des modes de gouvernance) plus ou moins éloignées de l'idéal-type. La question est alors de savoir comment raisonner le choix entre ces différents modes de gouvernance afin d'assurer une fourniture efficiente de SE. Dans une troisième approche, la conception (*design*) et la performance des PSE dépendent du contexte institutionnel. Ces travaux développent une approche pragmatique qui visent à décrire et comprendre la réalité des PSE afin d'identifier les conditions dans lesquelles ce type d'instrument peut contribuer à la conservation des écosystèmes (Muradian *et al.*, 2013).

Dans ce contexte, il semble que l'économie institutionnelle (EI) constitue une influence théorique significative pour ce corpus de travaux s'intéressant aux dimensions institutionnelles des PSE. L'EI est en effet définie comme un ensemble de théories économiques dont la caractéristique commune consiste à considérer les institutions comme centrales dans l'analyse des phénomènes économiques (Chavance, 2006). Or, l'EI n'est pas un courant unifié. Les études qui ont cherché à en présenter le contenu ont révélé une diversité importante des approches selon les thématiques, les objets d'analyse, les approches méthodologiques (Rutherford, 1996 ; Frydman, 2003 ; Chavance, 2006 ; Menard et Shirley,

⁶ Muradian *et al.* (2010) dans la revue *Ecological Economics* ; Matzdorf *et al.* (2013) dans la revue *Forest Policy and Economics* ; Muradian et Gomez-Baggethun (2013) dans la revue *Society & Natural Resources* ; Sattler et Matzdorf (2013) dans la revue *Ecosystem Services*.

2008). Il ne serait donc pas étonnant que cette diversité se retrouve également dans le domaine de recherche spécifique que constituent les PSE.

Cet article vise à tester cette hypothèse. Sur la base d'un travail bibliographique réalisé à partir des références les plus significatives croisant EI et PSE, il tente d'interroger la manière dont la diversité de l'EI a influencé les travaux spécifiques sur les PSE. Cette question recouvre un enjeu supplémentaire. À l'instar de Rutherford (1996), il s'agit de discuter des possibles zones de complémentarité et d'incompatibilité entre certaines théories de l'EI. Ceci est pertinent dans notre cas car des théories et concepts de l'EI aux ancrages épistémologiques différents coexistent au sein des travaux d'analyse des PSE développés par un même auteur.

Dans une première section, nous présentons notre cadre méthodologique. Dans une deuxième section, nous proposons une grille de lecture des principales thématiques sur lesquelles portent les papiers qui s'inspirent de l'EI pour analyser les PSE. Dans une troisième section, nous cherchons à cerner la complexité des fondements théoriques et méthodologiques empruntés à l'EI auxquels se réfèrent les auteurs de notre corpus de textes. Ceci nous amène finalement à discuter dans une quatrième partie des limites et perspectives qu'une telle hétérogénéité implique. En conclusion, nous proposerons notamment des questions de l'agenda institutionnel des PSE sur lesquelles nous pensons que certaines théories et concepts de l'EI pourraient être mobilisés.

1 Méthodologie

1.1 La délimitation des contours de l'EI et ses liens avec les PSE

Nous reprenons dans cette étude la définition de l'EI de Chavance (2006) que nous avons présentée en introduction. Une caractéristique commune des différentes théories qui composent l'EI est une prise de distance avec la pensée néoclassique (Chavance, 2006). Ainsi, les hypothèses de rationalité limitée des individus (du fait de capacités cognitives limitées et d'accès imparfait à l'information) et le concept d'esprit institutionnalisé (suivant des normes sociales, des habitudes) sont communément repris. De plus, la modélisation mathématique n'est généralement pas utilisée, car ses limites pour décrire des systèmes complexes et évolutifs sont largement reconnues. Il est par ailleurs possible d'identifier au moins deux thématiques communes aux travaux des auteurs de l'EI que l'on peut aborder par les

questions suivantes : comment conceptualiser les relations entre institutions et comportement individuel ? Et comment expliquer les processus de changements institutionnels ?

Néanmoins, il existe des différences importantes entre les approches des auteurs qui composent l'EI. Nous l'illustrons rapidement à partir des deux thématiques évoquées ci-dessus. D'une part, on observe de multiples manières de conceptualiser le comportement humain en lien avec les institutions. Ainsi, le fait de suivre des habitudes est communément expliqué en termes de choix rationnels maximisateurs qui s'adapteraient à des coûts de décision élevés et des contraintes cognitives (Commons, 1934). Toutefois, certains auteurs considèrent que les normes sociales ont un pouvoir de prescription sur les individus, qu'il est difficile de rattacher à une explication en terme de choix rationnel (Veblen, 1898). D'autre part, conceptualiser et analyser l'évolution institutionnelle pose en particulier la question de savoir dans quelle mesure les institutions sont le résultat de processus spontanés (ex. Veblen, 1898 : la sélection naturelle des habitudes de pensées), par opposition à leur création délibérée par des actions individuelles et/ou collectives (ex. Commons, 1934 : la sélection artificielle du cadre légal).

Les travaux visant à synthétiser l'EI révèlent non seulement que ces différences entre auteurs vont au-delà des thématiques (elles portent également sur les objets de recherche, les approches méthodologiques, etc.) mais qu'elles existent également au sein des principaux courants de l'EI qu'ils distinguent (en particulier l'institutionnalisme américain avec des auteurs comme Commons ou Veblen, la nouvelle économie institutionnelle représentée par Williamson et North et l'école autrichienne de Menger et Hayek) (Rutherford, 1996 ; Frydman, 2003 ; Chavance, 2006). La méthodologie suivie dans ces travaux de synthèse consiste alors à identifier les auteurs clés, décrire puis comparer leurs approches sur une thématique particulière. Afin de définir des critères de sélection des articles constituant notre base de données, nous adoptons à notre tour cette approche par auteurs clés, en reprenant alors la liste des principaux auteurs référencés dans les ouvrages de synthèse sur le sujet (Rutherford, 1996 ; Frydman, 2003 ; Chavance, 2006 ; Menard et Shirley, 2008).

1.2 Sélection des articles clés

La revue de littérature a été réalisée à partir d'une recherche bibliographique conduite durant le premier semestre de 2014 sur les bases de données SCOPUS et Web Of Science. Une recherche par mots clés⁷ a permis de recueillir une base de données de 225 articles.

Les auteurs qui développent une analyse institutionnelle des PSE s'inspirent de nombreux courants théoriques et disciplines, au-delà de l'EI. Ainsi, nous avons sélectionné les articles dont les auteurs ont explicitement mobilisé des concepts, théories ou méthodologies développés par un ou plusieurs des auteurs clés de l'EI, identifiés au préalable (Coase, North, Williamson, Ostrom, Veblen, Commons...). Ceci signifie que lorsque l'ancrage économique n'était pas clairement défini ou identifiable ou bien que les auteurs clés étaient juste évoqués dans la mise en contexte de l'article, l'article en question n'a pas été pris en compte. Nous avons au final conservé uniquement les articles ayant cherché à alimenter les débats EI - PSE. Ce filtre a permis de retenir 32 articles (ces références sont précédées d'un signe * dans la bibliographie de cet article).

Par la suite, un travail d'analyse qualitative a visé à distinguer les différents niveaux d'emprunts à l'EI : la définition d'un concept ou d'une hypothèse, la mobilisation d'une théorie explicative, l'utilisation d'une méthode d'analyse...

Une fois réalisée ce travail de recension et d'analyse, un dernier test a été effectué. Nous avons repris certains articles parmi les 193 exclus afin d'évaluer la robustesse de nos résultats. Leur apport s'étant avéré très marginal pour notre propos, nous nous en sommes tenu à cette base de 32 articles, considérés comme étant les plus représentatifs de la problématique traitée.

2 Une contribution de l'économie institutionnelle autour de trois axes principaux

L'objectif de cette section est de rendre compte de la diversité des thématiques abordées par l'EI des PSE. Il est possible de représenter cette diversité à partir de trois grandes catégories

⁷ Requêtes WoS et Scopus : [reward* OR incentive* OR payment OR market OR PES (ttl) AND ecole* service* OR environment* service* OR ecosystem* service* OR conservation OR biodiversity OR PES (ttl) AND institution* OR politic* OR govern* (tpc)].

de questions : la conceptualisation des PSE ; leur conception et modes de gouvernance associés ; et leur évaluation. Nous illustrons la manière dont le corpus de texte sélectionné traite des institutions et renouvellent ainsi l'analyse économique des PSE.

2.1 Conceptualisation: pourquoi renouveler la définition des PSE ?

Suivant la définition proposée par Wunder (2005), les PSE trouvent leur justification dans l'existence d'externalités que l'on propose d'internaliser à travers un paiement. Il peut s'agir d'une externalité négative comme l'impact de la déforestation via l'érosion des bassins versants sur l'activité d'une entreprise de production d'eau potable. Il peut alternativement s'agir d'une externalité positive comme les bienfaits sur la santé humaine issus de pratiques agricoles pro-environnementales. Le mécanisme de PSE repose alors théoriquement sur une négociation directe entre les parties concernées (l'émetteur de l'externalité et le récepteur de l'externalité). Cette négociation doit aboutir à un paiement qui constitue l'internalisation de l'externalité.

La critique institutionnelle de la définition de Wunder émerge de différentes manières. Premièrement, elle met en avant des décalages entre la définition théorique de Wunder et la réalité des PSE sur le terrain. Ces décalages sont problématiques car ils rendent peu opérationnelle et donc peu « utile » la définition de Wunder (Muradian *et al.*, 2010). Une manière d'illustrer ces décalages a été de montrer que les expériences concrètes de PSE s'appuient très rarement sur une négociation directe entre acteurs, *i.e.* sans intermédiaires comme l'État ou les organisations non gouvernementales (ONG). Ainsi Schomers et Matzdorf (2013) utilisent une base de données de 102 articles qui se focalisent sur la conceptualisation des PSE à travers le monde. Elles concluent que les PSE qui correspondent à la définition -de Wunder (2005) ne représentent que 10% des cas. Les PSE sont souvent mis en place sous forme de politique publique financée par des taxes ou des subventions. L'intervention de l'administration publique est si significative que ces auteurs parlent d'internalisation « pigouvienne » pour qualifier ces PSE⁸ (Sattler et Matzdorf, 2013). D'autres auteurs mettent en perspective les PSE par rapport à l'aide au développement. Les analyser à l'aune des

⁸ Pigou incluait de manière explicite les taxes et les subventions pour internaliser les externalités.

pratiques des bailleurs de fonds et des ONG de conservation permet de pointer l'importance de ces intermédiaires dans la réalité des PSE (Froger et Méral, 2012 ; Hrabanski *et al.*, 2013).

Deuxièmement, certains auteurs mettent en garde contre une telle définition qui insiste sur l'idée d'achat et de vente de services environnementaux. Elle conduit inévitablement à ranger les PSE dans la catégorie des instruments de marché. Ceci contribue à affecter aux PSE la vertu supposée d'une régulation marchande qui facilite sa diffusion dans les sphères opérationnelles et, alternativement, souligne les dangers d'une marchandisation de la biodiversité. Pour de nombreux auteurs, cette définition engendre toute une série de débats (pour et contre) autour des PSE alors même que l'observation des PSE montre une grande variété et hybridation des mécanismes de régulation (Jack, Kousky et Sims, 2008 ; Farley et Costanza, 2010 ; Boisvert, Méral et Froger, 2013 ; Muradian, 2013 ; Muradian et Gómez-Baggethun, 2013).

Plusieurs auteurs ont alors proposé des définitions alternatives des PSE, posant les fondements d'une approche plus compréhensive de la réalité des PSE (Corbera, Soberanis et Brown, 2009 ; Muradian *et al.*, 2010 ; Hiedanpää et Bromley, 2014). Par exemple, Muradian *et al.* (2010 : 1205) proposent de définir les PSE comme « *un transfert de ressources entre acteurs sociaux, visant à créer des incitations pour aligner les décisions individuelles et/ou collectives d'utilisation des terres avec l'intérêt social de la gestion de ressources naturelles* ». Ces définitions ont plusieurs points communs. Elles contribuent à élargir la définition des PSE pour couvrir une palette plus large d'arrangements institutionnels. Elles conceptualisent les PSE comme des outils qui visent à créer des dynamiques d'action collective ou bien de nouvelles habitudes et non pas à internaliser une externalité (Muradian *et al.*, 2013 ; Hiedanpää et Bromley, 2014).

2.2 Émergence, design et gouvernance : comment expliquer la diversité des dispositifs de PSE?

Le deuxième grand thème auquel l'EI des PSE apporte des éléments de réponses est relatif à l'émergence, au design et à la gouvernance des PSE. L'apport principal se situe dans la prise en compte du contexte institutionnel pour expliquer la diversité des formes concrètes de PSE.

Une thématique récurrente vise ainsi à décrire les processus d'émergence des PSE, et plus particulièrement les processus de transfert puis d'hybridation ou d'adaptation du modèle canonique depuis la sphère internationale vers les échelles (sub)nationales des pays où sont

appliqués des PSE (Le Coq *et al.*, 2012 ; Bidaud *et al.*, 2013). Ceci renvoie à ce que Corbera, Soberanis et Brown (2009) ont nommé le « *design institutionnel* ». Ce type d'analyse permet avant tout de comprendre « *pourquoi le PSE est proposé comme outil de politique publique dans un contexte particulier et quels acteurs influencent le processus d'élaboration des règles et du design du PSE* » (Corbera, Soberanis et Brown, 2009 : 745). Elles ont permis de préciser le rôle des intermédiaires (ONG et gouvernement/administrations en particulier) et d'illustrer la dimension politique de l'émergence, du design et de la gouvernance des PSE. Ces outils apparaissent ainsi comme le résultat de processus de négociation entre acteurs politiques qui agissent en tant que représentant d'autres groupes. Hiedanpaa et Bromley (2012) montrent ainsi que l'émergence de PSE en Finlande est né de la contestation d'exploitants forestiers de voir leurs forêts privées intégrer le réseau Natura 2000, et s'explique par l'intervention de certains acteurs clés, ONG, Gouvernement, figures locales et scientifiques en l'occurrence. D'autres études montrent qu'au Vietnam, le design des PSE a finalement conduit au renforcement du contrôle de l'Etat sur les ressources naturelles (To *et al.*, 2012 ; Suhardiman *et al.*, 2013). Au final, ces analyses révèlent avant tout des facteurs politiques et institutionnels pour expliquer le design des PSE : les jeux de pouvoir entre acteurs en présence, la manière dont sont véhiculées les idées et normes entourant les PSE, les politiques antérieures, etc.

Dans ce cadre, l'étude des PSE passe en outre par le développement de travaux adoptant une approche en termes de « structures de gouvernance ». Ils distinguent ainsi les formes de marché⁹ comme les PSE « wunderiens », de formes hiérarchiques¹⁰ comme les PSE gouvernementaux d'Amérique centrale (ex. au Costa Rica) et de formes hybrides comme les PSE qui reposent sur la gestion communautaire d'une ressource (Muradian, 2013). Il s'agit alors de prendre en compte l'influence de facteurs économiques comme la minimisation des coûts de transaction (CT) pour comprendre la diversité des modes de coordination existants (voir 2.1). Ainsi, à partir d'une analyse comparative des facteurs influençant le niveau de CT selon les structures de gouvernance, plusieurs articles expliquent la prédominance des formes

⁹ Coopération entre les agents économiques via un système de prix.

¹⁰ Coordination administrative organisée par une autorité.

hybrides de PSE dans la réalité par leur capacité à réduire ces coûts (Muradian, 2013 ; Muradian et Gómez-Baggethun, 2013).¹¹

2.3 Impacts des PSE: quel rôle du contexte institutionnel ?

L'évaluation des PSE fait l'objet de nombreux travaux, mettant l'accent sur les critères d'efficacité environnementale et d'efficacité économique (Arriagada *et al.*, 2012 ; Clements *et al.*, 2013), et plus récemment sur leur dimension sociale (Locatelli, Rojas et Salinas, 2008 ; Tacconi, Mahanty et Suich, 2013). L'EI renouvelle l'agenda de l'évaluation des PSE en y intégrant le rôle du contexte institutionnel : « *On devrait alors se demander si les PSE influencent ou sont impactés par d'autres institutions, et quel type de synergies ou de conflits existent entre arrangements institutionnels* » (Corbera, Soberanis et Brown, 2009 : 747). Le recours à l'EI conduit à une meilleure compréhension des mécanismes et processus liés à la mise en place des PSE et permet de diversifier les critères d'évaluation d'impact.

Une première démarche consiste à s'interroger sur l'effet du contexte institutionnel plus large sur la performance des PSE : « *Les systèmes de PSE ne sont pas créés dans un vide institutionnel. Au contraire, la littérature illustre l'importance du décor institutionnel plus large pour le succès des programmes* » (Vatn, 2010 : 1248). Parmi les facteurs institutionnels influençant le succès du PSE, sont souvent mis en avant les droits de propriété, les normes sociales et culturelles, les autres politiques publiques, la perception de la légitimité et de l'équité, etc. Clements *et al.* (2010) montrent, par exemple, que dans des pays caractérisés par des problèmes d'application du cadre légal relatif aux droits de propriété comme le Cambodge, la mise en place de paiements directs et individuels présente des limites à long-terme comparée à celle de dispositifs ciblant des associations villageoises pour la redistribution des bénéfices des PSE. La perception locale de l'équité (Pascual *et al.*, 2010, 2014), de la légitimité des PSE (Fisher *et al.*, 2010) mais aussi de la justification écologique

¹¹ Ces auteurs expliquent que les caractéristiques des SE sont telles (complexité, information asymétrique, etc...) que la transaction est sujette à un risque de comportement opportuniste élevé et que le service est difficile à caractériser, à mesurer et donc à « commodifier ». Par ailleurs, les PSE impliquent souvent un nombre important de participants et donc de transactions. Dans ce type de situation, une coordination par le marché est coûteuse en termes de CT et une forme hybride paraît alors plus efficiente.

des PSE (Primmer *et al.*, 2013) sont des construits sociaux dépendants du contexte institutionnel. Ces perceptions variées peuvent amener à des effets inattendus en termes de participation des acteurs aux dispositifs, voire en termes d'efficacité environnementale des PSE. Corbera, Soberanis et Brown (2009) soulignent également que la pérennité des PSE dépend des synergies entre le programme PSE en question et les autres programmes de gestion forestière ; ce qu'ils nomment les interactions institutionnelles (*interplay*).

Une seconde catégorie de questions a trait aux effets retours (« *feedback* ») des PSE sur le contexte institutionnel dans lequel ils s'insèrent. Ces effets doivent être pris en compte car ils peuvent avoir des conséquences inattendues à long-terme. D'une part, il s'agit de d'évaluer les effets d'éviction des PSE sur les motivations « pro-natures » et les normes sociales des bénéficiaires des paiements, pouvant amener à des différences importantes entre les comportements attendus et réels. Par exemple, Narloch, Pascual et Drucker, (2012) suggèrent que des paiements collectifs pour la conservation *in situ* d'agro-biodiversité entraînent une érosion de normes sociales qui freine l'action collective autour de la gestion de ce type de ressource. D'autre part, certains travaux analysent les effets des PSE sur la gouvernance et les rapports de force associés à la gestion et l'utilisation des ressources naturelles. Pirard, De Buren et Lapeyre (2014) montrent ainsi comment l'introduction des PSE a modifié la gouvernance locale des forêts en Indonésie par la création d'agences multi-acteurs. Legrand, Froger et Le Coq (2013) suggèrent également que l'efficacité environnementale du programme national de PSE au Costa-Rica a été renforcée du fait des changements institutionnels plus larges qu'il a engendré dans le secteur forestier.

3 Une diversité de cadres théoriques mobilisés

Au-delà de la présentation des questions, des arguments et des différentes positions des auteurs clés au regard de l'instrument PSE, il convient de mettre en perspective ces travaux en fonction des cadres théoriques mobilisés. Une des particularités de l'EI est la diversité des cadres théoriques qui la compose, ce qui se reflète dans les différents articles de notre base de données. Les références à l'approche qualifiée de « coasienne » côtoient celles de l'approche dite « classique » de Veblen ou Commons et celles plus contemporaines de Williamson, d'Ostrom ou de North. Nous présentons quelques traits majeurs de ces filiations en tentant de distinguer les différents niveaux d'emprunt (définition, théorie ou méthode/cadre d'analyse).

3.1 L'approche coasienne

La définition des PSE formulée par Wunder visait à mettre en application le théorème de Coase (Engel, Pagiola et Wunder, 2008). Ronald Coase a jeté les bases de certaines théories de l'EI contemporaine en formulant notamment le concept de CT (correspondant à des coûts de coordination, recouvrant les coûts d'information, de négociation, de décision, de suivi et de contrôle), en reprenant le concept d'externalité et en se focalisant sur les choix politiques que la prise en compte de ces concepts implique.

Dans une partie de ses travaux, Coase se place dans le cas de figure d'un monde sans CT et montre que seule la négociation directe entre les parties affectées permet de résoudre efficacement un problème d'externalité (Coase, 1960). Le rôle de l'Etat doit alors se limiter à la définition et à la mise en œuvre de droits de propriété et de responsabilité (« *liability* »). Dans ce cas, la répartition de ces droits, soit à l'émetteur soit au récepteur de l'externalité, n'influence pas les résultats des négociations, qui sont forcément efficaces. L'interprétation de ces travaux sous un angle normatif a donné lieu à la définition de multiples variantes du théorème de Coase par d'autres auteurs (Medema et Zerbe, 2015). Celles-ci préconisent généralement les solutions décentralisées, la définition des droits de propriété et rejettent tout interventionnisme étatique. Ainsi, la formulation qui a été reprise pour appuyer la définition de Wunder est la suivante: si les droits de propriété sont suffisamment spécifiés, si les CT suffisamment bas – mais aussi de manière implicite - si les individus sont parfaitement informés et agissent afin de maximiser leur propre utilité ou profit, alors l'internalisation d'une externalité sera atteinte de manière efficiente par la négociation privée entre les parties concernées par l'externalité (Engel, Pagiola et Wunder, 2008).

Or, Coase reconnaît lui-même que les hypothèses sous-jacentes à ce théorème ne sont pas réalistes. Dans la suite de son article de 1960, il considère un monde réel où les CT sont positifs. Les choix politiques portent alors non seulement sur la répartition des droits de responsabilités mais aussi sur les arrangements sociaux qui seraient appropriés (firme, marché, Etat). Ils doivent être analysés en fonction des CT qu'ils génèrent afin de favoriser les résultats efficaces (Coase, 1960). Une partie de l'EI sur les PSE a repris ce type d'arguments et montré que les conditions de validité du théorème de Coase ne sont pas réalistes. En particulier, elle met en avant l'existence de CT élevés qui correspondent non seulement aux coûts de négociation des PSE, mais aussi aux coûts de mesure et de contrôle. qui naissent de l'incertitude sur la valeur et de la fourniture effective des SE, ainsi que de la

difficulté de faire respecter les termes des contrats (Muradian *et al.*, 2010 ; Vatn, 2010). Ceci explique pourquoi les PSE, sous leur forme « wunderienne », sont rares et pourquoi ils ne peuvent pas être considérés comme une panacée pour résoudre des problèmes de sous-fourniture de SE.

3.2 L'institutionnalisme par les coûts de transaction et les structures de gouvernance (Williamson, Ostrom, North)

La théorie des coûts de transaction (TCT) influence la définition de certains cadres conceptuels (Muradian *et al.*, 2010 ; Vatn, 2010) et du cadre analytique d'une étude empirique sur les PSE (Schomers, Sattler et Matzdorf, 2015). Ces auteurs reprennent l'hypothèse fondamentale de Williamson (1981) selon laquelle le choix de la structure de gouvernance (marché, hiérarchie, hybride) est contraint par l'existence de CT qu'il s'agit de minimiser. Suivant les prédictions de Williamson (1996), les CT dépendent essentiellement du degré d'incertitude, de la spécificité des actifs et de la fréquence de la transaction. Cette analyse amène donc à repenser la gouvernance des PSE, en légitimant économiquement l'existence de modes de gouvernance alternatifs au marché. Par exemple, Muradian (2013) justifie la supériorité des modes de gouvernance hybride par le niveau élevé d'incertitude et la forte spécificité des SE. D'autres travaux mobilisent seulement le concept de CT. Ils visent alors à estimer et à identifier empiriquement les origines de ces coûts afin de trouver des moyens d'améliorer l'efficacité des PSE. Certains s'éloignent ainsi des attributs de Williamson et cherchent à identifier les caractéristiques du contexte institutionnel qui favorise l'existence de CT (Gong, Bull et Baylis, 2010 ; Grolleau et McCann, 2012 ; Fauzi et Anna, 2013). Par exemple, Gong, Bull et Baylis (2010) montrent que des règles contractuelles restrictives, des conflits portant sur les droits de propriété et un capital social faible ont conduit à des coûts de négociation élevés et entraîné une faible participation à un projet PSE en Chine.

Certains aspects du cadre analytique développé au sein du programme de recherche d'Elinor Ostrom sur la gestion des biens communs intitulé *Institutional Analysis and Development Framework* (IADF) (Ostrom, 2011) sont également mobilisés. D'une part, les SE qui sont visés par les PSE ont souvent été conceptualisés comme des biens communs en accès libre, c'est-à-dire des ressources dont la consommation par un individu réduit la quantité disponible pour les autres et pour laquelle il est également difficile d'empêcher leur exploitation (Ostrom, 1990). Ces caractéristiques ont amené certains auteurs à repenser la provision

insuffisante des SE comme un problème d'action collective communément appelé le comportement de passager clandestin (« free-riding »). Cette idée se retrouve par exemple dans la définition de Muradian *et al.* (2010). D'autre part, certains travaux sur les PSE ont utilisé la liste des facteurs identifiés par le programme IADF et qui favorisent la gestion durable et locale de ressources communes pour construire le cadre analytique de leurs études empiriques (Fisher *et al.*, 2010 ; Travers *et al.*, 2011 ; Muñoz Escobar, Hollaender et Pineda Weffer, 2013). Ces facteurs concernent aussi bien les attributs de la ressource que les caractéristiques de la gouvernance ou des acteurs impliqués (Ostrom, 1990). Le but est d'illustrer les problèmes de gestion commune associée aux projets PSE et d'en tirer des éléments de bonne pratique pour le design et la mise en place des PSE. Par exemple, Fisher *et al.* (2010) appliquent ainsi des principes de gestion communautaire à un programme PSE bassin-versant en Tanzanie et identifient une série de risques liés par exemple au surdimensionnement du projet ou au manque de légitimité des contrats et de ses règles. Travers *et al.* (2011) appliquent le cadre théorique d'Ostrom et montrent que les politiques qui favorisent la prise de décision locale sont plus à même de promouvoir la coopération entre les utilisateurs d'une ressource et favorisent sa gestion efficace.

Finalement, les travaux de Douglas North ont également influencé la formulation de cadres d'analyse de la gouvernance environnementale qui sont mobilisés dans certaines études empiriques sur les PSE (Corbera, Soberanis et Brown, 2009 ; Legrand, Froger et Le Coq, 2013 ; Primmer *et al.*, 2013 ; Prokofieva et Gorriz, 2013). Primmer *et al.* (2013) définissent ainsi trois types d'institutions (règles formelles, normes sociales, croyances) et donc trois mécanismes par lesquels le cadre institutionnel influence le design et la mise en place des PSE. Les règles formelles sont alors définies en reprenant la définition des institutions formulée par North (1990). Les institutions sont les « règles du jeu », créées dans un but particulier : celui de restreindre certains comportements individuels. Leur mise en œuvre est généralement accompagnée d'un système de suivi et de sanctions.

Ainsi, ce sont non seulement des concepts mais aussi des théories et des cadres analytiques qui sont empruntés à ces trois auteurs (Williamson, Ostrom et North).

3.3 L'institutionnalisme classique américain (Commons, Veblen)

L'institutionnalisme classique américain fait l'objet d'une attention particulière de la part de plusieurs auteurs analysant les PSE (Vatn, 2010 ; Hiedanpää et Bromley, 2012, 2014). Son apport se situe à deux niveaux.

Premièrement, les influences de l'institutionnalisme classique américain, notamment de Commons, semblent avoir amené plusieurs auteurs à conceptualiser les PSE comme des institutions protégeant certains intérêts et qui naissent de conflits d'intérêts et de jeux de pouvoir. Selon Vatn (2010), la mise en place de PSE équivaut à prendre des décisions quant à la distribution de deux types de droits associés à l'utilisation des ressources : les droits de propriété sur la ressource et les droits qu'a le propriétaire de faire ce qu'il veut avec. Ces droits sont définis et défendus à travers un processus socio-politique qui a pour finalité de décider des intérêts et valeurs à protéger et qui est influencé par le contexte institutionnel plus large. Sans le citer directement, Vatn se rapproche ainsi de Commons qui conceptualise les activités économiques comme des transferts de droits de propriété (et non de la propriété physique des choses), qui met en avant le contrôle collectif des actions individuelles par des règles sociales, et les conflits d'intérêts et jeux de pouvoirs comme moteurs du processus d'évolution institutionnelle. Par ailleurs, Hiedanpää et Bromley (2014 : 5) mobilisent explicitement la notion de transaction de Commons car elle met en avant la « *psychologie négociationnelle* » : « Commons était intéressé par la rencontre de deux « volontés humaines en action » - chacune tournée vers l'avenir - avec l'intention d'utiliser la transaction comme un instrument de l'avantage nouvellement atteint (Bromley, 2006; Ramstad, 1990, 1996). C'est après tout la raison pour laquelle les individus participent à des transactions : chacun espère gagner quelque chose ». Ceci les amène à re-conceptualiser le PSE comme « un jeu qui se joue avec les objets de l'intérêt de l'acheteur » (Hiedanpää et Bromley, 2014 : 8).

Deuxièmement, le recours à l'institutionnalisme classique américain permet également d'aller au-delà de l'hypothèse de rationalité néoclassique et de repenser la manière dont les PSE influencent les comportements individuels. Hiedanpää et Bromley (2014) et Vatn (2010), adhèrent à des hypothèses de rationalités multiples. Hiedanpää et Bromley (2014) ont ainsi recouru à l'interprétation de Veblen du comportement humain comme profondément guidé par l'habitude (Veblen, 1898). Vatn (2010) reprend dans son analyse de l'aspect motivationnel des PSE, l'hypothèse de pluralité des valeurs et des préférences en s'inspirant aussi du domaine de la psychologie (Ryan et Deci, 2000). En outre, ces cadres reprennent l'idée que les comportements individuels sont socialement ancrés. L'effet des PSE sur les

comportements n'est pas seulement induit par la modification des coûts et bénéfices des activités ciblées mais aussi par la modification de la logique de la situation qui a pour conséquence d'activer certaines habitudes et motivations. Par exemple, pour Hiedanpää et Bromley (2014), les PSE ne modifieront durablement les comportements que si l'environnement des décisions est modifié ; autrement dit, les paiements simples ne sont pas suffisants. Par ailleurs, Vatn (2010) met en garde contre le risque que les PSE induisent des effets d'éviction des motivations intrinsèques à conserver, idée qu'il emprunte à d'autres courants de l'économie (Bowles et Polanía-Reyes, 2012). Pour Hiedanpää et Bromley (2014 : 8), les PSE ont au contraire pour objectif de créer de « *nouvelles habitudes durables parmi une population spécifique - et le but d'apporter de nouvelles habitudes est de modifier les comportements destructeurs de l'environnement* ».

Au final, ce sont plutôt des définitions de base qui sont empruntées à l'institutionnalisme américain. L'apport principal de ces emprunts a été la définition d'hypothèses réalistes concernant la manière dont les PSE émergent et dont les individus réagissent aux paiements.

4 Incompatibilités théoriques et complémentarité pratique des différentes bases théoriques : des pistes de réflexion

Dans certains travaux institutionnels sur les PSE, un même auteur peut être amené à combiner des théories, concepts, méthodes issues de cadres théoriques différents pour construire son cadre conceptuel ou d'analyse. C'est en particulier le cas de Vatn (2010) ou de Muradian *et al.* (2010) qui s'inscrivent dans la perspective de l'institutionnalisme classique américain pour conceptualiser les PSE, mais font appel à la TCT pour traiter de la question de leur gouvernance et de leur efficacité. Or, ces différents emprunts ne reposent pas forcément sur des bases épistémologiques communes. Dans cette partie, nous rappelons les problèmes potentiels posés par la mobilisation de différentes démarches épistémologiques avant de tenter d'expliquer les raisons de cette coexistence.

4.1 En théorie, les possibles contradictions de combiner différentes épistémologies

Il existe des différences fondamentales entre les bases épistémologiques de certains courants de l'EI mobilisés pour l'analyse des PSE. C'est le cas en particulier entre l'institutionnalisme classique américain et la TCT qui coexistent dans les cadres d'analyse de Vatn (2010) ou de Muradian *et al.* (2010).

La philosophie pragmatiste, développée entre autres par Charles Sanders Peirce¹², a inspiré les travaux de Commons et de Veblen. Pour Peirce, « *le but de toute recherche est d'établir des croyances stables dans lesquelles on puisse avoir confiance. Cela signifie que l'enquête scientifique va démarrer dès l'instant où un doute va commencer à peser sur nos croyances* » (Hédoin, 2005 : 45). Elle vise à mieux comprendre la réalité. Ce courant repose sur une méthode scientifique qui combine induction, déduction et ce que Peirce appelle l'abduction, qui correspond à la production de nouvelles hypothèses réalistes sur « ce qui pourrait être » à partir de l'observation et du raisonnement. La déduction vise alors, dans un second temps, à inférer logiquement les conclusions de ces hypothèses. Ainsi, selon Peirce, les conclusions ne sont justes que lorsque les hypothèses de départ sont réalistes. Finalement, pour lui, la vérité n'est jamais fixée car il s'agit d'un « *accord conditionnel, susceptible d'être remis en cause à chaque instant par l'expérience et l'expérimentation* » (Hédoin, 2005 : 50).

Williamson adopte quant à lui une démarche scientifique proche de celle du positivisme logique, épistémologie développée par le cercle de Vienne dans les années 1920 et qui a largement inspiré la théorie néoclassique en économie, notamment par l'intermédiaire de Milton Friedman (1953). Pour Friedman, le but d'une théorie est de produire des hypothèses testables sur les événements futurs à partir de postulats (lois universelles). « *Friedman estime qu'une théorie sera pertinente tant que ses prédictions ne s'avèrent pas réfutées par les données empiriques* » (Hédoin, 2005 : 170). Ainsi, la démarche scientifique se veut hypothético-déductive et la question de savoir si les hypothèses ou les postulats de départ sont réalistes n'est pas importante tant que les prédictions sont justes (Williamson, 2000).

Les différences entre ces deux courants épistémologiques sont donc radicales car elles se situent au niveau de la signification de la connaissance et du statut des hypothèses. Une conséquence directe est que la coexistence de ces approches dans un même cadre d'analyse

¹² Son article majeur « *illustrations of the logic of science* » a été publié dans le journal « *popular science monthly* » en six parties entre 1877 et 1878.

peut amener à des contradictions et l'impossibilité de les faire communiquer. Nous pouvons illustrer ces contradictions par la question du changement institutionnel. Dans la TCT, l'émergence des institutions et leur évolution s'expliquent par leur capacité à minimiser les CT. Les arguments en termes d'efficacité prévalent largement sur les interprétations en termes de rapports de force politiques. L'institutionnalisme classique met au contraire l'accent sur la nature politique du processus d'évolution institutionnelle, *i.e.* l'importance des conflits d'intérêts et des jeux de pouvoirs qui impliquent des individus aux préférences socialement formées et aux niveaux de pouvoir conférés par le cadre légal (intégration d'une part de holisme méthodologique) : la minimisation des CT n'est alors pas nécessairement le critère retenu et les processus peuvent différer selon les contextes institutionnels dans lesquels il ont lieu (Vatn, 2010), infirmant ainsi potentiellement les prédictions de la TCT.

4.2 En pratique, tirer partie de la complémentarité des cadres théoriques au delà des questions épistémologiques

En pratique, les questions de conflits ou de contradictions d'ordre épistémologique ne semblent pas fondamentalement entraver les démarches de pluralisme théorique au sein du corpus de textes étudiés. De nombreux auteurs assument l'utilisation des différents cadres. Ainsi Gómez-Baggethun *et al.* (2013 : 1203) écrivent : « *Notre analyse s'appuie à la fois sur l'institutionnalisme classique (Hodgson 1998; Vatn 2005; Veblen 2005) et sur la théorie institutionnaliste (Ostrom 1990)* ». C'est également le cas de Matzdorf, Sattler et Engel (2013) qui justifient la typologie des structures de gouvernance des PSE en s'appuyant sur North et adoptent une vue plus classique en EI (en se référant à Hodgson par exemple) pour ce qui concerne l'évolution du PSE et les questions de normes, de règles informelles... Il semble d'ailleurs qu'il s'agisse d'une constante à tous ces auteurs : recourir à la démarche institutionnelle de Williamson ou de North et notamment via la TCT pour avancer l'idée que plusieurs formes de gouvernance peuvent encadrer les échanges de services environnementaux et mobiliser l'institutionnalisme classique américain pour développer une approche pragmatiste de l'analyse des institutions PSE et de leur évolution.

Deux hypothèses peuvent être faites pour expliquer cette particularité. La première est que la plupart de ces auteurs, et de manière générale de la communauté scientifique qui traite de cette relation PSE – EI, sont proches du courant d'économie écologique. Or, ce courant de pensée est lui-même traversé par la coexistence d'une diversité de fondements

épistémologiques (Spash, 2012) qui se manifesterait dans les articles de notre base de données ; la plupart des auteurs étant eux-mêmes issus de ce courant.

La seconde hypothèse est que cette tendance à utiliser les différents cadres est une pratique qui se généralise dans les travaux institutionnels en environnement (au-delà du seul courant d'économie écologique). Cela est manifeste avec Vatn, Scott et Ostrom. Par exemple, Scott (2001 : 59) justifie le pluralisme théorique de son approche de la manière suivante : « *Systèmes régulateurs, systèmes normatifs et systèmes cognitifs, tous ces éléments ont été identifiés par l'un ou l'autre des théoriciens en sciences sociales comme des composants essentiels des institutions. Une approche possible serait de voir chacune de ces facettes comme contribuant, de manière interdépendante et se renforçant mutuellement, à un cadre social puissant qui encapsule la force célèbre et la résilience de ces structures* ». De son côté, Vatn (2005) écrit que la question des CT et celle des valeurs à protéger sont deux facettes de la gouvernance des « *régimes de ressources* » qui traitent respectivement de ce qu'il est possible de faire et de ce qui est raisonnable. A un niveau méthodologique, Ostrom fait des différentes méthodes plus ou moins formelles, notamment la théorie des jeux, un « *usage heuristique car ces résultats doivent être confrontés aux conclusions tirées d'autres outils de modélisation, aux terrains ethnographiques et aux statistiques* » (Chanteau et Labrousse, 2013 : 50). Au final, ces auteurs tirent partie de la complémentarité des thématiques et méthodes des cadres qu'ils mobilisent sans pour autant s'arrêter aux questions d'ordre épistémologique. Il s'agit alors de prendre en compte les différentes facettes d'une même question pour mieux appréhender la réalité complexe des processus.

5 Conclusion

L'apport de l'EI à l'étude des PSE est un vaste domaine. Nous avons cherché à mieux comprendre ses ressorts à travers 32 articles que nous avons jugés les plus pertinents sur le plan analytique. Le constat fait d'une grande diversité d'objets empiriques se double d'une grande variété d'ancrages théoriques. Par une analyse plus fine de ces questions, on parvient à esquisser une cohérence globale du message de l'EI des PSE autour de trois axes principaux : élargissement de la définition, prise en compte des questions de design et de gouvernance, approche compréhensive de l'analyse d'impacts. De plus, la coexistence de plusieurs

influences théoriques au sein de ces cadres suggère qu'il est possible de trouver une forme de complémentarité entre elles permettant de traiter les différentes facettes d'une même thématique.

Néanmoins, notre analyse nous amène à mettre en garde contre les risques possibles et contradictions inhérentes au recours à des théories et méthodes multiples qui reposent sur des fondements épistémologiques différents. Ceci nous conduit à souligner l'importance d'effectuer ce travail qui consiste à éclaircir les fondements épistémologiques des cadres théoriques mobilisés.

Les résultats de notre analyse nous permettent d'envisager plusieurs perspectives. La première est de nature technique. Il conviendrait de consolider notre base de données en intégrant les ouvrages (et chapitres d'ouvrage) ainsi que la littérature non publiée dans des revues (documents de travail, thèses, communications à des colloques, etc.). Il existe en effet une somme importante de données en dehors des bases SCOPUS et WOS sur ce sujet. La deuxième est de nature analytique. Il conviendrait de mieux analyser la manière dont l'EI pourrait contribuer à traiter certaines thématiques pour lesquelles elle n'est pas encore mobilisée mais sur lesquelles travaillent plusieurs auteurs (Muradian, Corbera, Pascual). Par exemple, nous pensons que l'EI pourrait alimenter la littérature sur le rôle des PSE et leur gouvernance en lien avec la lutte contre la pauvreté (Muradian *et al.*, 2013 ; Wunder, 2013 ; Froger *et al.*, ce numéro). Cela pourrait également être le cas pour les questions des conflits d'intérêts, des injustices, du rapport à l'Etat qui concernent une grande partie de la littérature sur les PSE, notamment celle qui s'intéresse à l'émergence de ce type d'instrument. Sur ce dernier point, seuls quelques auteurs relient cette problématique à l'EI alors que la plupart utilisent plutôt le cadre de l'écologie politique (comme Pacual et Corbera) voire même les cadres théoriques de Polanyi, Foucault ou Marx (Kosoy et Corbera, 2010).

Article 2 : How do we assess Payments for Environmental Services? Evidence from a survey data

Peresse A., Chervier C., Millet-Armani S., Méral P.

Cet article a été soumis à la revue Society and Natural Resources le 10 août 2015.

Abstract: Positive economic incentives have increasingly been used as a policy tool for dealing with environmental issues and more specifically to increase the provision of environmental services. As payments for environmental services (PES) are said to be more efficient than preexisting conservation approaches, it is not surprising that a significant portion of scientific papers on PES are evaluation studies. What is more surprising however is the fact that there has been no attempt to make a synthesis of this burgeoning literature. This paper is a literature review of PES evaluation studies and aims at mapping and classifying evaluation methods and criteria according to research questions they target and their theoretical underpinning. Finally we highlight an increasing complexity of research evaluation questions and subsequent methods.

Keywords: Payment for Environmental Services, Economic evaluation, Project's lifecycle, Typology, Literature review

Comment évalue-t-on les Paiements pour Services Environnementaux ? Résultats d'une revue de littérature

Résumé : Les incitations économiques positives sont de plus en plus utilisées pour traiter de problèmes environnementaux et plus particulièrement pour augmenter la fourniture de services écosystémiques. Les paiements pour services écosystémiques (PSE) ont été présentés comme des solutions plus efficaces que les politiques environnementales préexistantes. Il n'est alors pas surprenant qu'une partie importante de la littérature scientifique sur les PES corresponde à des évaluations de ces mécanismes. Il est par contre plus surprenant qu'il n'y a eu jusqu'à présent aucune tentative de faire une synthèse de cette littérature foisonnante. Cet article est une revue de la littérature des études d'évaluation des PSE. Elle vise à cartographier et classer les différentes méthodes et critères d'évaluation en fonction des questions de recherche qu'ils ciblent et de leurs fondements théoriques. Finalement, nous soulignons une complexité croissante des questions de recherches relatives à l'évaluation des PSE et des méthodes d'analyse.

Mots-clés: Paiements pour Services Écosystémiques, Évaluation économique, Cycle de vie de projet, Typologie, Revue de la littérature

1 Introduction

Positive economic incentives have increasingly been used as a policy tool for solving environmental issues and more specifically to enhance the provision of a number of Environmental Services (ES). This trend is also noticeable in the scientific literature where the number of papers dealing with positive economic incentives for the management of environmental services has grown exponentially since the early 2000's (Ferraro, 2011). It is interesting to note that after this first boom, there is now a general call for evaluating PES programmes to determine if they have kept their promise.

Today, PES has become an operational policy tool in the portfolio of conservation NGOs and international agencies (World Bank, PNUE etc.). There are already more than 300 PES programmes operating worldwide (Blackman et Woodward, 2010 ; OECD, 2010) and the number of PES increases by 10 to 20 per cent by year (Ecosystem Marketplace 2008). PES programmes have already successfully mobilized relatively large sums of money for conservation but have the potential to raise much more from both the public and private sector, especially through REDD+ initiatives (OECD, 2010). But this potential scaling-up of PES funding could be hampered by lack of rigorous monitoring and evaluation systems in PES schemes; investors want to control impacts of their money (Brink, 2011). It seems for now that only a few PES schemes are designed with evaluation in mind (Miteva, Pattanayak et Ferraro, 2012). There is a need to improve and develop monitoring and evaluation systems for PES and to help practitioners to do this.

In the academic field, there are already a significant number of papers on PES evaluation, specifically papers based on empirical data and aimed at evaluating either feasibility or performance of such schemes. This study collected and reviewed 343 such papers focused on PES evaluation, and we can find two main reasons for this increase in academic PES evaluation studies.

The first reason is related to the mainstream theoretical framework of PES. PES is based on the "Coase theorem", which suggests that problems of externalities could be resolved by private transactions between two economic actors, for instance between beneficiaries (buyers) of ES and providers (sellers) of these services. PES is a reflection of a new paradigm "direct payment for conservation", which was initially attractive because it was said to be a more efficient way to reach a given level of environmental outcome as compared to other environmental policy tools such as Integrated Conservation and Development Projects (ICDP) (Engel, Pagiola et Wunder, 2008). But the practice is much more difficult. In real world

situations, conditions are such that the “Coase theorem” is rarely valid: transaction costs are generally significant, individual behaviours are not aligned with neoclassical assumptions and property rights are not systematically defined (especially in developing countries). In this context, where PES effectiveness is not straightforward and becomes an empirical question, PES evaluation becomes key to providing empirical evidence of PES efficiency (Pattanayak, Wunder et Ferraro, 2010 ; Ferraro, 2011).

The second reason is linked to the hybrid nature of PES schemes and to the diversity of policy goals associated with this type of instrument in the real world. Indeed, although it was first conceptualized as a purely private solution, PES often takes the form either of a public policy or of a conservation project. One consequence is that this tool is often attached to other policy goals such as poverty reduction (particularly in developing countries) or the diversification of financing sources for the conservation of natural resources (especially in the case of global public goods). Because of this, a number of scholars, ecological economists in particular, question the mainstream approach and the simplicity of the efficiency only argument (Muradian *et al.*, 2010) and call for a broader evaluation framework. This leads to intense debates about what would be the appropriate analytical framework for PES and subsequently what the relevant criteria for PES evaluation should be (efficiency, equity, fairness etc.) (Muradian *et al.*, 2013 ; Wunder, 2013). There is a need for empirical evidence to confirm or disconfirm PES analytical frameworks (Coasean vs Institutionalist).

While there are a significant number of papers concerning PES evaluation, it is surprising that there is no attempt to define a coherent analytical framework for PES evaluations – i.e. to better determine the coherence of the links between different evaluations, including evaluation questions and methods used. This paper addresses this lack through a literature review of PES evaluation. We choose to adopt a pragmatic approach to address the following questions: What are PES evaluations assessing? How are they assessing each evaluation criteria? Why is there such a great diversity of PES evaluations? Can we define a coherent, global typology for these evaluations? Placing the analysis at a broader scale allows us to better capture and explain the diversity of questions treated and methods used. This paper aims at improving navigation through the evaluation literature on PES by mapping and classifying the evaluation methods and criteria according to research questions they target and their theoretical underpinning. This study will be useful for scientists as well as practitioners since it provides synthetic guidelines for PES assessment

The first section describes the methodologies used to perform this literature review, while the second describes our results, proposes a typology of PES assessment according to a project's lifecycle model and outlines the diversity of economic methods used. Finally, in the third section we discuss and analyse the evolutionary process of PES evaluation.

2 Methodology

The methodology used for this study is based on a two-step process: (i) bibliographic research and creation of a database; and (ii) the design and application of an analytical framework based on a project lifecycle typology of PES.

2.1 Creation of a database

A bibliographic database was built from specific bibliographic research, largely relying on Web of Science (WoS) and Scopus. Since these academic databases are multi-editor, multi-disciplinary and internationally recognized, they can be expected to give a thorough overview of scientific outputs on PES evaluation. In order to integrate grey literature and take into account reports by organisations such as international organisations, national administrations and NGOs, we also conducted research using Google Scholar.

As regards inclusion criteria and key words requests, the search was structured around three axes: ecosystem services, payment and evaluation. For each of them, we determined a number of key words and related notions, which were included in the search request. This method enabled us to capture most papers regarding PES assessment (detailed search terms are included in Appendix 1). Moreover, as this work aims to better understand how economic literature addresses the topic of PES assessment, the research area has been limited to the economic field.

Summary of the search results is presented in Table 1. The search initially yielded 343 papers, before the data was cleaned and duplicates were removed. Further, because of limitations inherent to key word research, we also identified and removed papers not dealing explicitly with PES evaluation. To do that, we reviewed abstracts of all 343 papers and selected those which fit with the following criteria: (i) refers explicitly to an evaluation of PES, (ii) presents explicit its methodological evaluation framework, and (iii) highlights empirical evidence of PES implementation or PES outputs. The final database includes 180 papers.

Table 1: Search results and database

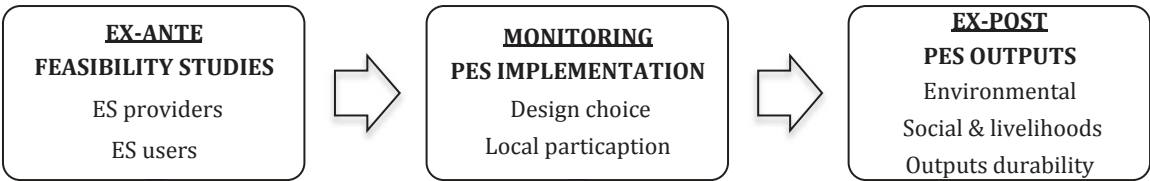
	WoS	Scopus	Google Scholar	Total
Requests results	114	203	26	343
Duplicates and not relevant papers	56	98	9	163
Total	58	105	17	180

Overall, we consider the final database complete enough to outline the key features of the literature and capture the diversity of PES evaluation in the economic literature.

2.2 Analytical framework

The second step consisted of creating our analytical framework based on a two-tier typology, which allows us to perform an in-depth analysis and to obtain a coherent mapping of PES evaluation. Given the nature of PES schemes, which can be either public policies or development projects, we initially defined three first-tier types of papers based on the temporal placement of the evaluation, namely *ex-ante* feasibility studies, *monitoring* studies dealing with the design and implementation processes and the *ex-post* PES outcomes. This is a simplification of project’s lifecycle evaluation models (Dasgupta, Sen et Marglin, 1972) and public policy process models (Birkland, 2014). We further refined this typology by creating seven second-tier classes (ES providers, ES users, design choice, local participation, environmental impacts, social and livelihood outputs, output durability) still based on which evaluation issues the papers address.

Figure 1: Project's lifecycle typology of PES evaluation

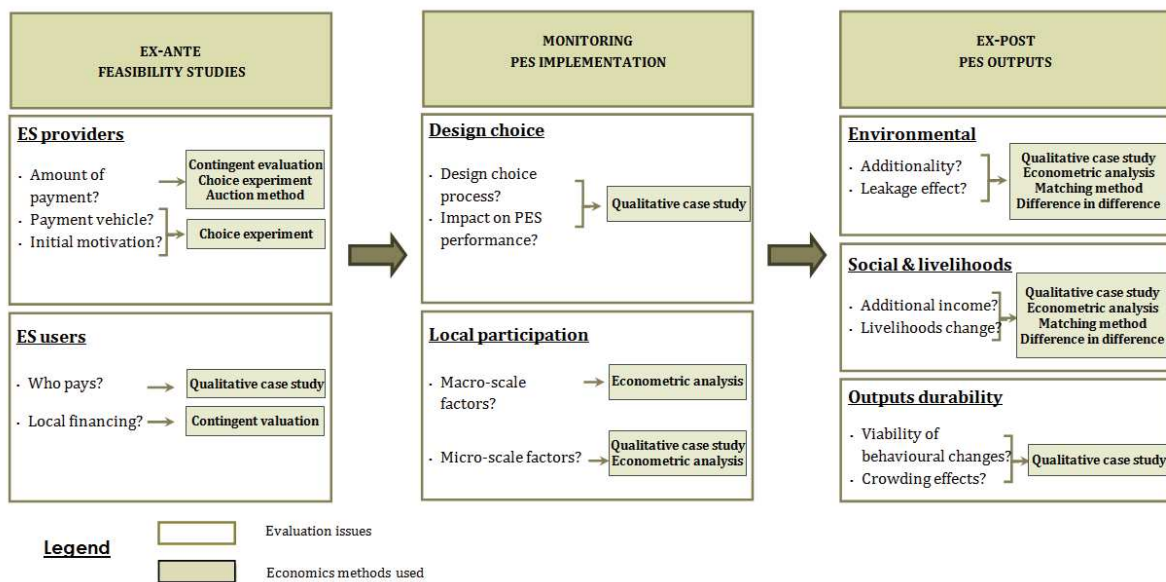


We first sorted the papers into our typology in order to obtain some quantitative data on the distribution of research questions. We then carried out a qualitative analysis of economic evaluation methods used in each categories of our typology.

3 Results

As shown in Figure 2, PES evaluation literature deals with a great diversity of evaluation issues that we propose to classify according to a project’s lifecycle typology. We first briefly present and comment on the distribution of papers in our database in order to have a global view of the PES evaluation landscape. Then we analyse what economic methods are used to evaluate different issues. We follow the project lifecycle typology we created in order to have an overview of what methods are mobilized at what PES stage (feasibility study, monitoring and ex-post).

Figure 2: Global scheme of PES evaluation



3.1 What are we assessing?

Table 2 shows the distribution of the 180 papers in the database according to the lifecycle typology. Not surprisingly, a significant proportion of PES assessment focuses on evaluation of PES outputs, with 40.9% of papers in the database focusing on this aspect in particular. Assessment of PES outputs is crucial in the economic literature as it aims to obtain empirical evidence of the effectiveness of this environmental policy tool. Nevertheless, economic evaluation of PES covers the entire project’s lifecycle with a significant proportion of studies analysing issues related to feasibility study (32.6%) and monitoring (26.5%).

Two interesting features can be highlighted within the distribution by evaluative issues: (i) social and livelihoods outputs were evaluated equally frequently as environmental impacts (17.5% each one), which seems to confirm that PES are considered as a multiple objective policy tool; and (ii) issues concerning outputs durability appear to be evaluated far less frequently than other issues (4.5%), possibly because this issues only recently became a concern in debates on PES.

It is worth noting that although the economic literature on PES assessment deals with a large range of issues, a given paper generally addresses only one or two specific evaluation questions. The two “mixed” categories show that while some papers deal with two evaluation issues, this only occurs within the same tier (ex-ante and ex-post). This suggests a sort of compartmentalization of evaluation issues that contributes to limiting the possibility of having a wider understanding of PES evaluation debates.

Table 2: Papers distribution in our typology

Ex-ante			Monitoring		Ex-post			
Feasibility Study			PES implementation		PES outputs			
59 (32.6%)			48 (26.5%)		74 (40.9%)			
ES providers	ES users	Mixed	Design choice	Local participation	Environmental	Social & livelihoods	Mixed	Outputs Durability
34 (18.8%)	20 (11%)	5 (2.8%)	29 (16%)	19 (10.5%)	24 (12.7%)	24 (12.7%)	19 (11%)	9 (4.5%)

3.2 Ex ante: Two sides of feasibility studies

Feasibility studies focus on two main evaluation issues. On one hand, they focus on the conditions under which ES providers would agree to provide the service. And on the other hand, they aim at assessing how much ES users could be willing to pay for the service.

The first type of evolution – related to ES providers – targets three types of question including: how should the amount of the payment be calculated? What is the most appropriate vehicle of payment? And what are the pre-existing environmental motivations of ES providers? Regarding the first question, experimental methods are widely used since they enable researchers to uncover preferences of ES providers toward payment vehicle (individual vs collective, monetary vs non-monetary etc.). Most of the papers tend to indicate that ES providers’ preferences for payment vehicle and PES design depend on local context (land tenure, trust in institutions etc.). This result implies a need for analysis of local context before choosing PES design (Balderas Torres *et al.*, 2013 ; Kaczan, Swallow et Adamowicz, 2013).

Questions related to the amount of payment remain the most studied ones within the economic literature. Based on the Opportunity Cost (OC) principle, compensation would depend on variation of utility (under a more restrictive assumption, on the ES producer profitability) associated with changes of practices with PES implementation (Engel, Pagiola et Wunder, 2008). The Contingent Valuation (CV) method is commonly used to have information on preferences (stated preferences method) regarding PES implementation. Typically this method consists of asking how much money people would be Willing To Accept (WTA) to maintain the existence of (or be compensated for the loss of) an environmental feature, such as biodiversity. This data is required in order to predict the appropriate amount of compensation as well as to construct economic modelling (Layton et Siikamaki, 2009 ; Krishna *et al.*, 2013). Auction methods are also used to reveal the WTA of ES providers. Basically, auctions methods consist of launching a call for ES providers in order to collect their WTA. After this is done, implementers can choose providers demanding the lowest price for conservation (Lowell *et al.*, 2007). A key concern for OC-based evaluation is to take how ES providers perceive risk into account in order to better understand choice of participation and potential changes in the amount of payment. For instance, a way to integrate risk strategy is to include risk aversion within the cumulative net revenue function (Benitez *et al.*, 2006).

The third issue relies on the assumption that individuals do not respond to incentives as pure “utility maximizers” but also hold a number of pro-social and pro-nature preferences, which influence behaviours (Bowles and Polania-Reyes 2012). These scholars further argue that payment does not necessarily complement intrinsic motives and, in some instances, might actually undermine them. This effect can even outweigh the impact of monetary incentives, which means that it is necessary to look at the effects of PES on recipients’ motivations

(Kirwan, Lubowski et Roberts, 2005 ; Wunder, 2007 ; Muradian et Rival, 2012). In ad hoc evaluations, scholars mostly rely on framed field experiments such as common pool resource games or public good games undertaken with local communities (Vollan, 2008 ; Kerr, Vardhan et Jindal, 2012 ; Narloch, Pascual et Drucker, 2012 ; Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015). Based on a set of rules provided by the researcher, behaviours are measured in terms of number of tokens extracted from the game. These authors focus mostly on pro-social motivations (trust, reciprocity, altruism, etc.) because these are instrumental in supporting collective action and consequently the management of common pool resources or public goods. These studies further suggest that the type of payment matters so that there is a need to further explore these issues to develop a better theory to explain interactions between motivations and external incentives.

Secondly, evaluation studies related to ES users address three main questions: who should pay for ES? Who are ES beneficiaries? And is it possible to implement local financing for PES? The objective is to develop a means of choosing an appropriate and viable funding source by assessing willingness to pay (WTP) of ES users. Evaluations of demand for ES are mainly applied for watershed PES programmes through the assessment of WTP of water consumers using the CV method (Kaplowitz, 2009 ; Jiang, Jin et Lin, 2011). This consists of offering one scenario (simple CV) or various scenarios (dichotomous choice) of water quality changes related to PES implementation and asking ES users what would be their WTP for improved service. Results of these evaluations indicate that local demand for better water quality exists, as local people are willing to pay a higher price. However, WTP can vary between individuals according to socio-professional categories (Moreno-Sanchez *et al.*, 2012) and to the institutional context (trust in institutions) (Van Hecken, Bastiaensen et Vásquez, 2012). Researchers should conduct further analysis of factors influencing WTP in order to design appropriate and viable local financing for watershed PES schemes. Furthermore, CV for PES has several limitations that may bias results: (i) weakness of scientific validity of the proposal scenario, (ii) under-estimation of indirect costs and profits and (iii) beneficiaries' WTP can demonstrate preferences for more than just improved service. For these reasons, precautions must be taken to limit these biases and improve the quality of CV studies (Whittington et Pagiola, 2012).

We observe a compartmentalization of feasibility studies with, on one side, evaluations concerning ES providers, and on the other side evaluations related to ES users. It is interesting to note that Cost and Benefits Analysis (CBA) is not used as an explicit evaluation

framework. Global socio-economic profitability seems not to be assessed in the economic literature.

3.3 Monitoring: Key determinants for successful implementation

Monitoring studies take place just after the implementation of PES scheme in order to identify potentials factors that could mitigate their proper functioning. They aim to (i) better understand design choice process and its impact on PES performance, and (ii) identify key factors of local participation. Evaluations related to design choice focus on two main questions: what is the influence of institutional context on design choice (retrospective evaluations) and what is the influence of design choice on PES performance? In this second category, articles look to better understand negotiation processes which determine PES design and its implications for PES performance.

Evaluation of PES design analyses consequences of economic and institutional context on PES design and impacts of design choice on PES performance. The role of the negotiation process (Muñoz-Piña *et al.*, 2008), economic behaviour (Derissen et Quaas, 2013) and institutional context (Fauzi et Anna, 2013) are analysed to explain, retrospectively, how to choose an appropriate design. Comparative case studies based on qualitative data that stem from semi-structured interviews of stakeholders involved in PES are used most frequently. Results indicate that PES design is not just a contract between providers and users but a complex process sensitive to economic and institutional contexts, including for example power relations (Muñoz-Piña *et al.*, 2008) or governance of local and national institutions (Fauzi et Anna, 2013). Analysing this context before choosing PES design is a major step in improving acceptability and relevance of PES schemes.

Although the issue of payment vehicle choice is analysed during the feasibility study phase (framed field experiment of 3.2), this question is also evaluated after the design choice is made in order to understand its impact on PES performance, mainly in term of equity, distribution of income within community (Narloch, Pascual et Drucker, 2013) and output viability (Clements *et al.*, 2010). In order to better understand the relationship between design and performance, scholars compare outputs from various case studies for which designs are different. These evaluations emphasize that there is not necessarily a trade-off between equity and cost-effectiveness of PES: designs with equity and fairness principles built-in can have positive environmental and social impacts (Narloch, Pascual et Drucker, 2013). Moreover,

some studies show that collective payments tend to be more viable than individual payments (Clements *et al.*, 2010).

Regarding evaluations related to local participation in PES project, the key question is: what are the key factors that influence participation of the local population? The objective here is to analyse under which conditions PES could be attractive for local population. Issues related to local participation are found at two different level of PES scheme. First, they are considered at a macro level by analysing national characteristics that encourage or mitigate participation of ES providers in PES program. This type of evaluation most often utilizes econometrical models and uses national databases to identify key factors such as economic opportunity cost, carbon market, wood market, etc., and institutional conditions including land tenure, trust in institutions and other conditions, that could influence PES participation and effectiveness (Börner *et al.*, 2010). Recommendations of these studies have a normative dimension, trying to identify where PES is relevant and where it is not.

Secondly, local participation in PES is analysed at a micro level, using mainly econometrical analysis (Zbinden et Lee, 2 ; Arriagada *et al.*, 2009) and comparative case studies (Kosoy, Corbera et Brown, 2008 ; Bremer, Farley et Lopez-Carr, 2014). Key factors identified are farm size; social, human and financial capital; system of land tenure; household economic factors and access to information. These preconditions have to be taken into account in PES design in order to involve local populations, especially vulnerable households. Studies on participation or non-participation of poor people indicate that they often remain under-represented in PES programs (Rios et Pagiola, 2010).

3.4 Ex-post: measuring PES outputs

Ex-post assessment aims to measure and analyse PES outputs. Three specific dimensions are evaluated: environmental impact, social effect, and output durability. In terms of evaluations related to environmental impact of PES a key question is what is the environmental additionality generated by PES projects? This category is comprised of articles that intend to verify if the environmental policy reached its main goal. Two methods are used in the economic literature, qualitative case studies and econometrical analysis (quasi-experimental analysis). Qualitative case studies (Asquith, Vargas et Wunder, 2008 ; Wunder et Albán, 2008) are the most common type of evaluation, in part because they do not require pre-existing data (before PES implementation) which is rarely available in developing countries. A first generation of quasi-experimental analysis (QEA) (Sierra et Russman, 2006 ; Pfaff,

Robalino et Sanchez-Azofeifa, 2008 ; Sills *et al.*, 2008) is based on the matching method which tests if there are significant differences between two sub-samples: before-after PES implementation or within-without PES scheme (in two similar places). A second generation of QEA or difference in difference (DID) utilizes a mix of before-after and within-without comparisons and attempts to compare differences in environmental conservation (generally avoiding deforestation) between a place where PES has been implemented and a place where it has not, using data about before-after PES implementation. This method aims to isolate and measure PES specific impact on environment.

Globally these evaluations methods do not allow researchers to control for leakage effect, which is a potentially significant bias. Thus, empirical results have to be interpreted with precaution as most environmental impact evaluations do not take into account potential indirect PES effects outside of the area covered by a PES scheme. Economic literature began considering this issue by refining matching methods to take into account these indirect effects in the counterfactual design (spatial matching) (Alix-Garcia, Shapiro et Sims, 2012). Such evaluations must be thorough to understand to what extent leakage effects can mitigate environmental impacts of PES.

Evaluations related to social impact of PES address two complementary questions: what are the social impacts induced by PES projects and can we identify changes in livelihood? Although positive social repercussions are not the direct goal of PES, it remains important to take social effects into consideration, especially for poor populations.

Methods used to evaluate social and livelihoods outputs are similar to those used for environmental impact: qualitative case study evaluation (Grieg-Gran, Porras et Wunder, 1999 ; García-Amado *et al.*, 2011 ; Ibarra *et al.*, 2011 ; Tacconi, Mahanty et Suich, 2013), econometrical analysis with matching (Uchida *et al.*, 2007 ; Hegde et Bull, 2011) and quasi-experimental analysis (Uchida, Rozelle et Xu, 2009). Moreover, it should be noted that a sizeable grey literature has developed regarding potential social impact of PES projects (Richards, 2008 ; Jagger *et al.*, 2010 ; Richards et Panfil, 2010). These studies seek to promote monitoring and assessment of social and livelihood outputs through diffusion of social assessment guides, which seems to indicate an increasing demand from practitioners for social and livelihoods assessments.

As opposed to assessment of environmental outputs, assessment of social outputs deals with multidimensional aspects (income, consumption, land tenure, labour, institutional capacity, etc.). Some positive impacts on income, land tenure and institutional capacity, as well as

negative impacts on income distribution, exclusion of poor people and food sovereignty are increasingly evident. Therefore, the diversity of results does not provide a global appreciation of PES social outputs all the more as it is probably very context specific.

There are several key questions posed by evaluations related to output durability of PES. What is the viability of behavioural changes generated by PES? Are there changes in environmental motivation of people involved in PES programs? The aim here is to understand if behaviour changes sought by PES policy are durable or sustainable. The issue of motivating crowding effects – i.e. the effect of payments on pro-nature or pro-social motivations (intrinsic motivations) – is also analysed in *ex post* studies. Instead of relying on framed field experiments, these studies are based on survey data with participants and non-participants of PES schemes (Sommerville, Milner-Gulland, *et al.*, 2010 ; Rico García-Amado, Ruiz Pérez et Barrasa García, 2013). One implication is that these scholars are focusing on revealing motivations instead of building inferences based on observed behavioural changes (as in the case of framed experiments). However, it is worth noting that none of these studies are able to compare behaviours or motivations before and after the payment stops. For example, Rico García-Amado, Ruiz Pérez et Barrasa García (2013) are able to compare motivation types both between payment recipients and non-recipients and according to the number of years that recipients receive the payment. Empirical evidence on this issue remains limited and weak. Three main methodological limits have been identified: i) lack of adequate baseline information about pre-existing intrinsic motivations, ii) weak comparability of results across case studies resulting from inconsistent terminology and methods and iii) the complexity stemming from cultural and contextual heterogeneity of crowding effects (Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015).

This third section has shown that evaluation studies cover the entire lifecycle of PES scheme and a large range of evaluation issues. These are assessed through a great diversity of economic evaluation methods. These various aspects are classified in our Figure 2 in order to better make sense of this literature jungle.

4 Concluding remarks: Why this great diversity?

This concluding section proposes to discuss questions of the great diversity of PES evaluations issues and methods. We present here two dynamics that could explain, in our

view, the process of enriching PES evaluations: (i) impact of PES academic debates on relevant evaluation criteria, (ii) feedback effect between evaluations.

4.1 Academic debate on relevant evaluation criteria

An intense debate on what would be the appropriate analytical framework for PES and subsequently what the relevant criteria for PES evaluation could be is taking place in the PES literature (Corbera, Soberanis et Brown, 2009 ; Muradian *et al.*, 2010 ; Pattanayak, Wunder et Ferraro, 2010 ; Miteva, Pattanayak et Ferraro, 2012). On the one hand, the Coasean approach to PES (environmental economics) focuses on direct and relatively short term environmental and social impact, based on efficiency and additionality (Pfaff, Robalino et Sanchez-Azofeifa, 2008 ; Sills *et al.*, 2008). And, on the other hand, the institutional approach to PES (ecological economics) seeks a more comprehensive analysis of PES performance and considers that there is no reason for the efficiency and additionality criteria to predominate over other societal goals (Legrand, Froger et Le Coq, 2013). These authors have also included long term and indirect impacts (on non-participants, on environmental motivation, etc.) in the evaluation of PES (based on issues of equity, fairness, slippage, durability) (Corbera, Kosoy et Tuna, 2007 ; Locatelli, Rojas et Salinas, 2008). The aim is to provide a more complete assessment framework of PES.

We believe that this theoretical debate has contributed to the “boom” of PES evaluation. Evaluation became a central issue to provide empirical evidence used to confirm or reject analytical frameworks used to analyse PES (Coasean vs Institutionalist). Initially, this dichotomy of analytical frameworks caused a sort of compartmentalization of PES evaluation according to issues treated and criteria used, indeed most papers focus only on one or two criteria. Nevertheless, it seems that this dichotomy has been reduced in recent PES evaluation literature. We can see an acknowledgment of the need for a more comprehensive analysis of PES performance of “institutionalist authors” by “Coasean authors”. The paper by Miteva, Pattanayak et Ferraro (2012) is an interesting illustration of this trend, as the authors call for “*a programme of research—Conservation Evaluation 2.0—that seeks to measure how programme impacts vary by socio-political and bio-physical context, to track economic and environmental impacts jointly, to identify spatial spillover effects to untargeted areas, and to use theories of change to characterize causal mechanisms that can guide the collection of data and the interpretation of the debate over how to protect biodiversity*” (Miteva, Pattanayak et Ferraro, 2012, p. 10). The debate is not closed

we note that it has contributed to providing a more complete assessment framework of PES performance that transcends rather than opposes the Coasean one (Muradian *et al.*, 2010).

4.2 Feedback effect between PES evaluations

Although we observe a sort of compartmentalization of PES evaluation according to evaluation issues and/or evaluation criteria, results of some types of evaluations can contribute to redefining and broadening other types of evaluation. In particular, we believe that monitoring and ex-post studies results could impact feasibility studies. To illustrate this we discuss here two examples that seem to be interesting: direct impact of local participation studies on ES provider studies and indirect impact of refinement process of social and livelihoods studies on feasibility studies. We can observe an evolution of methods used to measure the amount of payment from a basic assessment of OC, based on the use of classic economic methods (simple CV), towards a more complex framework for evaluation of participation that integrates a number of additional contextual factors (risk aversion, land tenure, farm size, trust in institution, etc.) (Benitez *et al.*, 2006 ; Börner *et al.*, 2010 ; Ma *et al.*, 2012). This refinement of methods is due to a better understanding of participation factors and factors mitigating the OC of ES highlighted in local participation studies (Kosoy, Corbera et Brown, 2008 ; Rios et Pagiola, 2010).

Related to the indirect impact of the refinement process of social and livelihoods studies on feasibility studies, we observe a refinement of indicators (toward capturing more complex outcomes such as poverty, well-being, etc.) and a tendency toward an estimation of the additional impact (using for instance matching methods) of PES social outputs. Subsequently, a number of papers have attempted to better explain social outcomes in order to improve the design of PES schemes (Tacconi, Mahanty et Suich, 2010). This indirect impact contributed to enhancing feasibility studies. For example, some papers began to evaluate capabilities required for potential ES providers in feasibility studies (Kumar, 2011).

This internal dynamic of a feedback process appears to be part of an evaluation/adjustment process and could explain, at least in part, the evolution and enrichment process of PES evaluations. This feedback process led to a greater diversity of PES evaluation and contributes to building a more complete framework of PES evaluation. Globally, analysis emphasizes an increase in the complexity of research questions and subsequent methods. Interestingly, this trend is associated with increasing attention given to contextual factors in order to better adjust research questions and metrics (e.g. factors affecting opportunity costs) but also to

better explain outcomes (as in the case of social outcomes). It would be interesting to further investigate the relation between the evolution process of PES evaluation and the evolution process of the theoretical framework of PES. Indeed, evaluation questions and methods are generally crafted into a broader theoretical and analytical framework they aim at contributing to.

5 Appendixes

Appendix 1: Keywords requests

WOS:TITLE: (reward* OR incentive* OR payment OR market OR PES) AND TITLE: (ecolo* service* OR environment* service* OR ecosystem* service* OR conservation OR biodiversity OR PES) AND TOPIC: (valuation* OR asses* Or estimat*).

Scopus:(TITLE-ABS-KEY((reward* OR incentive* OR payment) AND ("ecolo* service*" OR "environment* service*" OR "ecosystem* service*" OR conservation OR biodiversity OR PES) AND (valuation* OR asses* OR estimat*))AND SUBJAREA(ECON)).

Google scholar:(reward OR incentive OR payment OR market OR PES) AND (ecolo service OR environment service OR ecosystem service OR conservation OR biodiversity OR PES) AND (evaluation Or valuation OR assessment Or estimation).

Appendix 2: Example of key references classified by evaluation question / issue / level

Level	Evaluation area	Evaluation issue	Papers
Feasibility study Ex-ante	ES Providers	ES providers preferences toward payment vehicle	(Balderas Torres, MacMillan et al. 2013)
			(Kaczan, Swallow et al. (2013)
		ES providers capabilities to participate in PES	(Kumar 2011)
		Amount of payment and dimensions of OC	(Benítez, Kuosmanen et al. 2006)
			(Krishna, Drucker et al. 2013)
			(Layton and Siikamaki 2009)
			(Lowell, Drohan et al. 2007)
			(Ma, Swinton et al. 2012)
		(Wale 2008)	
		Pre-existing environmental motivation	(Kerr, Vardhan et al. 2012)
			(Narloch, Pascual et al. 2012)
			(Villamor and van Noordwijk 2011)

			(Vollan 2008)
	ES Users	Local financing for PES, WTP of ES users	(Kaplowitz, Lupi et al. 2012)
			(Kaplowitz 2009)
			(Jiang, Jin et al. 2011)
			(Moreno-Sanchez, Maldonado et al. 2012)
			(Van Hecken, Bastiaensen et al. 2012)
		CV and PES design	(Whittington and Pagiola 2012)
PES implementation, monitoring	Design choice	Choice of design	(Derissen and Quaas 2013)
			(Fauzi and Anna 2013)
			(Muñoz-Piña, Guevara et al. 2008)
		Impact of design choice on PES performance	(Clements, John et al. 2010)
			(Corbera, Kosoy et al. 2007)
			(Narloch, Pascual et al. 2013)
	Local participation	Determinants of local participation at a micro-scale	(Arriagada, Sills et al. 2009)
			(Bremer et Al. 2008)
			(Kosoy, Corbera et al. 2008)
			(Rios and Pagiola 2010)
(Zbinden and Lee 2005)			
(Zhang, Tu et al. 2008)			
	Determinants of local participation at a macro-scale	(Borner et Al. 2010)	
PES outputs assessment, Ex-post	Environmental impact	Environmental conservation additionality impact	(Asquith et Al. 2008)
			(Arriagada et Al. 2012)
			(Cole. 2010)
			(Pattanayak et Al.

			2010)
			(Pfaff et Al. 2008)
			(Sierra and Russman. 2006)
			(Sills et Al. 2008)
			(Scullion et Al. 2011)
			(Wunder and Alban. 2008)
			(Yang et Al. 2013)
		Slippage effect	(Alix-Garcia et Al. 2012)
	Social & livelihoods change assessment	Guide for social assessment	(Jagger et Al. 2010)
			(Richards and Panfil. 2010)
			(Richards. 2008)
		Social impact assessment	(Hedge and Bull. 2011)
			(Landell-Mills and Porras. 2002)
			(Pagiola et Al. 2005)
			(Uchida et Al. 2007)
			(Uchida et Al. 2009)
		Equity dimension of social output	(Garcia-Amado et Al. 2011)
		Livelihoods change assessment	(Corbera et Al. 2007)
			(Grieg-Gran et Al. 2005)
			(Ibarra et Al. 2011)
(Tacconi et Al. 2010)			
(Tacconi et Al. 2013)			
Outputs viability	Motivations and behaviours change	(Garbach et Al. 2012)	
		(Sommerville et Al. 2010)	
		(Villamor and Noordwijk. 2011)	

Conclusion de la partie 1

Cette partie visait à mieux cerner les apports des sciences économiques à l'analyse des PSE. Le premier article illustre le fait que la grande diversité d'objets empiriques des approches institutionnalistes d'analyse des PSE se double d'une grande variété d'ancrages théoriques, relevant notamment de l'économie institutionnelle. Ainsi, ces travaux empruntent à l'économie institutionnelle classique américaine (Commons, Veblen), à l'économie institutionnelle dite de la « gouvernance économique » (Ostrom, Williamson) et à certains cadres pluridisciplinaires de l'institutionnalisme en sciences sociales (Scott, Young), qui s'inspire principalement des sciences politiques et de la sociologie mais aussi en partie de l'économie institutionnelle (North). Ces emprunts ne se situent pas tous au même niveau. De manière générale, il semble que ce sont principalement des théories et des cadres analytiques qui sont empruntés aux courants de la gouvernance économique alors que ce sont plutôt des définitions de base qui sont empruntées à l'institutionnalisme américain pour définir des hypothèses réalistes, par exemple sur la manière dont les PSE émergent et dont les individus réagissent aux paiements.

Par une analyse plus fine de ces questions, on parvient à esquisser une cohérence globale du message institutionnaliste pour l'analyse des PSE autour de trois principaux axes – élargissement de la définition, prise en compte des questions d'émergence et de gouvernance, approche compréhensive de l'analyse d'impact. De plus, la coexistence de plusieurs influences théoriques au sein de ces cadres suggère qu'il est possible de trouver une forme de complémentarité entre elles afin de traiter les différentes facettes d'une même thématique. Nous avons ainsi mis en avant le fait que plusieurs auteurs ont recours à la démarche institutionnaliste de Williamson, d'Ostrom ou de North pour avancer l'idée que plusieurs formes de gouvernance peuvent encadrer les échanges de services environnementaux et mobilisent l'institutionnalisme classique pour développer une approche pragmatique de l'analyse des institutions PSE et de leur évolution.

Néanmoins, notre analyse nous amène à mettre en garde contre les possibles risques et contradictions inhérentes au recours à de multiples épistémologies au sein d'un même cadre conceptuel ou programme de recherche. Il nous semble pertinent d'éclaircir les fondements épistémologiques des cadres théoriques mobilisés pour comprendre où les conflits peuvent émerger. C'est en particulier le cas entre l'institutionnalisme classique qui repose sur une philosophie pragmatique et la théorie des coûts de transaction qui adopte une démarche scientifique proche de celle du positivisme logique. Ces deux courants reposent donc sur des conceptions différentes de la signification de la connaissance et du statut des hypothèses scientifiques. Ils coexistent néanmoins respectivement dans les cadres d'analyse de Vatn (2010) et de Muradian (Muradian 2013; Muradian et al. 2013).

Le second article a permis d'illustrer la manière dont l'analyse économique des PSE se décline en une multitude d'objets empiriques et de méthodes d'évaluation. Nous les avons classés en trois types, selon leur positionnement temporel par rapport au cycle de vie d'un PSE et en 7 sous-classes selon la question de recherche principale qu'ils traitent. Le choix de cette classification a été motivé par le constat que les PSE prennent la plupart du temps la forme d'une politique publique ou d'un projet. Ainsi, nous avons montré que les études ex-ante sont principalement basées sur des méthodes expérimentales et d'analyse économique qui visent à déterminer les conditions dans lesquelles les bénéficiaires et les fournisseurs des services environnementaux participeraient à un mécanisme de PSE. Les études sur les processus adoptent des démarches compréhensives qui reposent sur des méthodes qualitatives (études de cas) et qui visent à comprendre l'émergence et le design des PSE ainsi que les facteurs qui influencent la participation des fournisseurs de service. Les études ex-post évaluent les effets de PSE en utilisant des méthodes plus ou moins qualitatives, des critères d'évaluation diverses (efficacité environnementale, impacts sociaux divers, effets feedbacks sur le contexte institutionnel) et différentes temporalités (court-terme et long-terme).

La diversité de ces questions de recherche et méthodes d'analyse semble refléter la diversité des approches théoriques en économie qui traitent de l'analyse des PSE. Nous distinguons en effet les démarches « normatives » des démarches « compréhensives » selon que l'auteur cherche respectivement à améliorer le design des PSE de telle sorte que les conditions dans lesquelles ils sont mis en place se rapprochent des conditions optimales « coasiennes » ou à décrire et comprendre la réalité des PSE afin d'identifier les conditions dans lesquelles ce type d'instrument, sous une forme ou sous une autre, peut contribuer à augmenter la fourniture de SE. Il semble alors qu'il existe une certaine homogénéité des démarches méthodologiques au

sein de chacun des 7 objets empiriques que nous avons identifiés, la première démarche étant par exemple plus courante au sein des études ex-ante.

D'un point de vue méthodologique, croiser les résultats de recherches sur plusieurs bases de données nous a permis de couvrir de manière relativement exhaustive la littérature scientifique sur les questions posées. Néanmoins, il conviendrait de consolider notre base de données en intégrant les ouvrages et chapitres d'ouvrage ainsi que la littérature non publiée dans des revues (documents de travail, thèses, communications à des colloques, etc.) car il existe une somme importante de données en dehors des bases Scopus et WoS sur ces sujets. Par ailleurs, la sélection des articles les plus significatifs s'est faite à partir de la lecture des seuls titres et résumés et de l'utilisation de critères qualitatifs et relativement subjectifs. Cette méthodologie pourrait être améliorée en « automatisant » cette tâche : la sélection des articles clés dépendrait de l'occurrence de mots-clés pré-identifiés et la recherche pourrait alors être étendue à l'article complet. Ceci pourrait également faciliter la classification des articles. Finalement, le fait que ces deux revues bibliographiques soient principalement basées sur des analyses qualitatives des articles clés nous a permis d'aboutir à une compréhension fine de la contribution des sciences économiques à l'analyse des PSE. De manière complémentaire, il pourrait être intéressant d'approfondir cette connaissance en conduisant des études bibliométriques qui permettraient d'obtenir des résultats quantitatifs à une échelle plus large (i.e. sur la totalité des bases de données et pas seulement une sélection des articles les plus significatifs). Ce type d'analyse pourrait notamment permettre d'identifier des tendances d'évolution de la littérature.

Nous envisageons deux autres perspectives de poursuite de ce travail. Premièrement, il conviendrait de poursuivre la réflexion sur le pluralisme méthodologique, en l'étendant par exemple aux méthodologies d'analyse et questions de recherche en économie qui font l'objet du second article de cette partie. Travailler à cette échelle permettrait d'intégrer dans la réflexion une plus grande diversité de courants des sciences économiques et de se placer à une échelle qui correspondrait mieux aux débats sur le pluralisme méthodologique qui ont été amorcés au sein de l'économie écologique (Norgaard, 1989 ; Spash, 2012). En effet, nous pensons que la question de l'analyse des PSE pourrait constituer un cas d'étude qui permettrait d'alimenter ce débat car il s'agit d'un objet de recherche couramment traité dans la revue *Ecological Economics* (cette revue est aussi de loin la plus représentée dans la littérature sur les PSE). Deuxièmement, à partir de notre meilleure connaissance de la contribution de l'économie institutionnelle à l'analyse des PSE, il pourrait être intéressant de

développer une analyse prospective sur la manière dont ce courant multiple pourrait contribuer à traiter certaines thématiques pour lesquelles elle n'est pas encore mobilisée mais sur lesquelles travaillent des auteurs centraux de l'analyse institutionnelle des PSE (Muradian, Corbera, Pascual). Par exemple nous pensons que ce courant pourrait alimenter les questions des conflits d'intérêts, des injustices, du rapport à l'Etat qui concernent une grande partie de la littérature sur les PSE, notamment celle qui s'intéresse à l'émergence de ce type d'instrument.

PARTIE 2 : ÉMERGENCE DES PSE AU CAMBODGE

Introduction de la partie 2

Dans cette partie, nous cherchons à comprendre pourquoi dans le cadre de tentatives de diversification des types de PSE mis en place au Cambodge, les processus de négociation ont amené dans certains cas à la mise en place et dans d'autres à des blocages des projets PSE. Dans ce pays, les PSE ont d'abord émergé à partir du milieu des années 2000 comme des mécanismes de petite taille, locaux et mis en place par des ONG de conservation qui jouent parfois le rôle d'acheteur des SE et plus généralement celui d'intermédiaires entre le fournisseur de SE et l'utilisateur (consommateurs urbains, touristes, etc.). Ces projets visaient à inciter de petits agriculteurs à changer des pratiques considérées comme nuisibles à la biodiversité (ex. récolte d'œufs d'espèces menacées d'oiseaux, expansion de terres agricoles dans des habitats importants) en échange de paiements monétaires ou en nature. Depuis la fin des années 2000, les ONG de conservation ont également tenté de mettre en place des PSE bassin-versant, notamment sur des sites de barrages hydroélectriques (Arias *et al.*, 2011) et des mécanismes de redistribution des crédits REDD+ (Réduction des Emissions carbonees issues de la Déforestation et de la Dégradation des forêts) (Pasgaard, 2015). Or, ces mécanismes n'ont jusqu'à présent jamais vu le jour.

Pour répondre à cette question, nous développons dans cette étude une analyse pragmatique des processus d'émergence et de design des PSE au Cambodge (cf. cadre conceptuel de la partie 2 à la fin de cette introduction). Ceci renvoie à ce que Corbera *et al.* (2009) ont nommé l'analyse du « *design institutionnel* ». Ce type d'analyse permet avant tout de comprendre « *pourquoi le PSE est proposé comme outil de politique publique dans un contexte particulier et quels acteurs influencent le processus d'élaboration des règles et du design du PSE* » (Corbera, Soberanis et Brown, 2009). Ceci nous amène d'une part à adopter une définition étendue des PSE qui englobe les « *différentes formes de transfert de ressources entre acteurs sociaux qui visent à aligner les pratiques individuelles et collectives de gestion des ressources*

naturelles avec l'intérêt sociétal (Muradian *et al.*, 2010, p. 1205). À l'instar des auteurs institutionnalistes, nous conceptualisons également les PSE comme le résultat de processus politiques de négociations qui ont lieu à plusieurs échelles et entre de multiples acteurs (notamment ceux que nous qualifions d'intermédiaires) aux intérêts parfois divergents et au pouvoir d'influencer les décisions également différents. Finalement, nous postulons que les participants à ces processus ne prennent pas uniquement leurs décisions afin de satisfaire leurs intérêts personnels mais que leurs choix sont aussi contraints par le contexte institutionnel.

Les questions de l'émergence et du design des PSE ont fait l'objet d'un certain nombre d'études empiriques qui ont mobilisé une diversité importante de théories, concepts issus de différentes disciplines. Tout d'abord, certaines s'inspirent directement de concepts développés par l'institutionnalisme en sciences sociales, notamment sa composante en sciences politiques. Par exemple, Froger et Méral (2012) empruntent le concept de dépendance au sentier de Mahoney (2000) pour montrer que les PSE sont Madagascar le résultat d'un processus cumulatif lié à une succession de politiques antérieures. Le Coq *et al.* (2012) mobilisent quant à eux la théorie des courants multiples de Kingdon (1984) et montrent que l'émergence du programme national de PSE au Costa-Rica est le résultat de l'ouverture d'une fenêtre d'opportunité qui s'explique par la convergence de trois courants : celui des problèmes soulevés dans la société, celui relatif au fonctionnement de la vie politique (*politics*) et celui du pool des idées à même de devenir des politiques (*policy*). Ce type d'analyse met également en avant le rôle primordial des « *policy entrepreneurs* », particulièrement les ONG, dans l'ouverture de cette fenêtre (Hrabanski *et al.*, 2013 ; Potter et Wolf, 2014). Le recours aux cadres d'analyse de Young *et al.* (2008) ou de Scott (2001) a également mis en avant l'influence des interactions entre PSE et institutions préexistantes sur le design et la mise en place des PSE (Corbera, Soberanis et Brown, 2009 ; Legrand, Froger et Le Coq, 2013 ; Primmer *et al.*, 2013 ; Prokofieva et Gorriz, 2013).

D'autres études sont ancrées dans le courant de l'écologie politique. Elles s'attachent généralement à décrire les processus de transfert puis d'hybridation ou d'adaptation du modèle canonique depuis la sphère internationale vers les échelles (sub)nationales des pays où sont mis en place des PSE (Milne, 2009 ; McAfee et Shapiro, 2010 ; Shapiro, 2013 ; McElwee *et al.*, 2014). Ces études mettent en avant l'influence qu'ont les discours et idées (notamment ce que ces auteurs nomment la rhétorique néolibérale) mais aussi les luttes de pouvoir et les contestations sociales sur ces processus. Par exemple, Milne (2009) montre comment certaines idées et discours associés aux PSE communautaires (ex. la notion de

participation volontaire, la conception de la communauté comme un acteur unique) ont empêché la prise en compte de la complexité des systèmes socio-écologiques au Cambodge. McAfee et Shapiro (2010) montrent comment les communautés locales ont contesté les critères de distribution des paiements du PSE national mexicain et plaidé pour une meilleure prise en compte de critères de justice social.

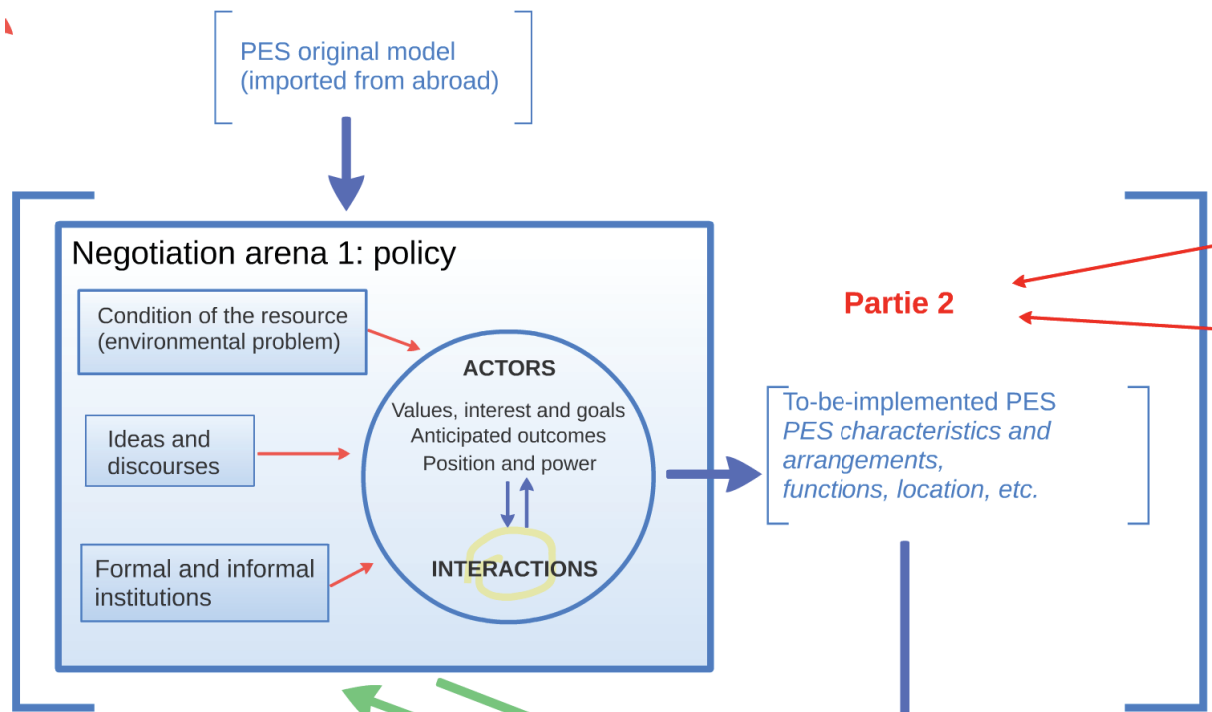
Les cadres théoriques de l'économie institutionnelle classique, bien qu'ayant inspiré la conceptualisation de la manière dont les PSE émergent, ont rarement été utilisés dans des études empiriques sur le design des PSE. Une exception notable est celle des travaux de Juha Hiedanpää (Hiedanpää, 2002 ; Hiedanpää et Bromley, 2012, 2014). Cet auteur a mobilisé l'institutionnalisme de Commons pour expliquer l'évolution de plusieurs mécanismes de PSE. Hiedanpää et Bromley (2012) décrivent la manière dont une initiative locale de PSE a été par la suite intégrée dans la loi finlandaise sur la biodiversité forestière, et quel rôle ont joué des éléments discursifs dans cette diffusion. Dans un autre article, Hiedanpää (2002) montre que l'émergence de PSE en Finlande est né de la contestation d'exploitants forestiers de voir leurs forêts privées intégrer le réseau Natura 2000, et s'explique par l'intervention de certains acteurs clés, ONG, Gouvernement, figures locales et scientifiques en l'occurrence.

Ainsi, de manière générale, les résultats de ces études empiriques tendent à confirmer nos hypothèses initiales et apportent même des éléments pour les préciser. Ces recherches mettent en lumière une multitude de facteurs institutionnels qui influencent les processus d'émergence et de design des PSE. Aux institutions formelles (ex. le cadre légal) s'ajoutent les institutions informelles (ex. habitudes, normes sociales), les jeux de pouvoir et les éléments rhétoriques (ex. idées, discours). De plus, l'intervention d'intermédiaires – Gouvernements et ONG en particulier- est également une caractéristique commune de ces processus. Néanmoins, il semble que dans les pays les moins avancés, où le Gouvernement dispose de peu de moyens humains et financiers pour définir et mettre en œuvre ses politiques publiques de manière autonome, le rôle des ONG et des bailleurs de fonds dans les processus de design des PSE soit exacerbé (Hrabanski *et al.*, 2013). Finalement, ces processus semblent s'articuler autour de conflits d'intérêts, suscités par la diffusion de modèles de PSE.

Dans un premier temps, nous appliquons un cadre d'analyse classique de l'institutionnalisme en sciences sociales (Corbera, Soberanis et Brown, 2009 ; Legrand, Froger et Le Coq, 2013 ; Prokofieva et Gorriz, 2013), afin de mettre en lumière les limites actuelles de la mise en place des PSE au Cambodge et les futures opportunités que ce type d'outil offre pour la conservation.

Dans un second temps, nous cherchons à appliquer le cadre conceptuel de John R. Commons et particulièrement la manière dont il conceptualise l'évolution institutionnelle pour mieux comprendre comment les PSE émergent au Cambodge et surtout pourquoi certains projets de PSE bloquent. Le cadre conceptuel de Commons nous semble pertinent pour expliquer la réalité et la diversité des PSE au Cambodge. Commons privilégie le rôle des règles formelles, notamment le droit, dans la détermination des comportements humains. Les PSE visent souvent, et c'est en particulier le cas au Cambodge, à changer les comportements des utilisateurs des ressources naturelles en modifiant les règles d'utilisation de ces ressources. Commons conceptualise également le changement institutionnel comme un processus piloté par certains acteurs qui sélectionnent de manière consciente les comportements et les règles qui les guident. Il accorde alors une place centrale aux conflits d'intérêts et aux processus de négociations comme moteurs de ces changements. C'est ce que semblent révéler les études empiriques sur l'émergence des PSE que nous avons présentées dans cette introduction de partie.

Cadre conceptuel de la partie 2



Article 3 : A review of payments for environmental services (PES) experiences in Cambodia

Milne S., Chervier C.

Cet article a été publié comme document de travail CIFOR (n°154) et fait partie d'une étude conduit à l'échelle de la région du « Greater Mekong » (Tacconi, 2015). Il a été revu par Luca Tacconi (ANU) et Terry Sunderland (CIFOR).

Abstract: This paper presents a broad overview of payments for environmental services (PES) experiences in Cambodia. First, we explore the legal and policy environment for PES, including its promotion by international donors and nongovernmental organizations (NGOs), and its uptake by government actors. This reveals a long-standing uncertainty over whether the government is willing to support PES, and a lack of clarity about what PES actually represents in practice. Second, taking a broad definition of PES, we examine the full range of payments-based schemes for conservation currently operating in Cambodia. These include community-based conservation agreements, direct payments for biodiversity conservation, PES schemes in the context of hydropower, and REDD+ schemes in the context of climate change mitigation. Overall, these payment schemes demonstrate mixed environmental and social effects; and they face a range of technical and practical challenges, relating to the governance context of Cambodia and difficulties in securing any 'willingness to pay' for environmental services beyond donor-funded schemes. More profoundly, these findings illustrate that "environmental services markets" do not naturally come into being; but instead require a lot of political and discursive work, institution-building, and donor funding to become established. For this reason, we see PES succeeding only in isolated cases, with dedicated NGO-backing and the presence of niche markets. Beyond that, we observe significant challenges for PES and REDD+ in Cambodia, relating mainly to the apparent 'state capture' of these mechanisms. Such an outcome risks the erosion of conservation and local livelihood objectives that international donors and buyers of environmental services are seeking. It also presents the ethical problem of PES and REDD+ being absorbed into the Cambodian regime simply as adjuncts to the status quo.

Une revue des expériences de Paiements pour Services Environnementaux (PSE) au Cambodge

Résumé : Cet article présente un panorama général des expériences de Paiements pour Services Environnementaux (PSE) au Cambodge. Tout d'abord, nous décrivons les contextes juridiques et politiques dans lesquels se développent les PSE. Nous mettons en avant la manière dont le concept de PSE a été diffusé par les bailleurs de fonds internationaux et les organisations non gouvernementales (ONG) auprès des acteurs gouvernementaux. Ceci nous permet de mettre en lumière une incertitude quant à savoir si le gouvernement est prêt à soutenir les PSE, et un manque de clarté sur ce que les PSE représentent en réalité au Cambodge. Deuxièmement, en prenant une définition large des PSE, nous décrivons les différentes expériences cambodgiennes de PSE pour la conservation. Celles-ci comprennent des accords communautaires et des paiements directs pour la conservation de la biodiversité, des PSE bassins-versants et des projets REDD+. Dans l'ensemble, ces systèmes de paiements ont des effets environnementaux et sociaux mitigés. Ils font par ailleurs face à une série de défis techniques et pratiques, généralement liés aux spécificités du contexte institutionnel et politique cambodgien. De plus, en dehors des bailleurs de fonds, peu d'acteurs consentent à payer pour la fourniture de Services Environnementaux (SE). Plus fondamentalement, nos résultats montrent que « les marchés pour SE » ne naissent pas de manière spontanée mais à travers des processus politiques qui requièrent le déploiement de moyens discursifs, le renforcement des institutions et le financement de bailleurs de fonds. Pour cette raison, nous pensons que les PSE ne se mettront en place que dans des cas isolés, avec l'appui d'ONG et lorsque des marchés de niche existent. En dehors de ces conditions, les PSE et projets REDD+ feront face à des blocages politiques importants liés à une apparente « capture de l'État » de ces mécanismes. Un tel résultat risque de mettre en péril les objectifs de conservation et de consolidation des moyens de subsistance des populations locales visés par les bailleurs de fonds et les acheteurs internationaux de SE. Le fait que les projets PSE et REDD+ ne constituent alors que de simples compléments au statu quo pose également un problème éthique.

1 Introduction

Cambodia has just emerged from an unprecedented decade of peace, stability and economic growth. This new post-conflict era of ‘economic transformation’ (Hughes et Un, 2011) has delivered benefits for many, but costs have been incurred, too: notably in terms of rising social inequality and dramatic losses of natural resources, particularly in fisheries and forests. In a recent analysis of global deforestation (Hansen *et al.*, 2013), Cambodia is identified as having the world’s third highest national deforestation rate, having lost about 7% of its official forest cover between 2000–2012. Much deforestation has been caused by conversion of forested land for economic land concessions (ELC). However, there has also been significant on-going depletion of fisheries and degradation of forests at the expense of rural people who depend upon natural resources for their livelihoods (Vrieze et Naren, 2012 ; ADHOC, 2013). Thus, alongside Cambodia’s economic transformation there has been an on-going and deleterious ‘environmental transformation’, too. This has been fuelled in large part by the demands of Cambodia’s regime, which is widely recognised as neo-patrimonial in character, serving the interests of elite accumulation over the provision of public goods (Cock, 2007 ; Un et So, 2011).

In this governance context, policies that attribute economic value to nature through market-based mechanisms, notably Payments for Environmental Services (PES) and Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation (REDD+), are seen to offer some hope. International donors and non-governmental organisations (NGOs) in particular have invested substantial effort -financial, intellectual and political- in advancing these policy ideas over the last decade. For example, most major international conservation organisations working in Cambodia are now involved in some form of piloting or demonstration of either PES or REDD+ concepts, mainly in the context of local-level efforts to harmonise conservation and development. This experimentation began in 2004-2005, after the influential idea of ‘direct payments for biodiversity conservation’ emerged in full force, following the paper in *Science* by Ferraro and Kiss (2002). The approach, at the time, was seen as an antidote to the perceived failures and inefficiencies of conventional project-based or regulatory projects in conservation such as community-based natural resource management (CBNRM), integrated conservation and development projects (ICDP) and protected area management (Milne, 2009). However, in spite of early pioneering efforts by international NGOs, the adoption of PES more broadly in Cambodia has been slow and partial.

In this light, and given on-going interest in PES and REDD+ among donors and NGOs in the Lower Mekong region, we take stock of the experiences gained from nearly a decade of experimentation with payments-based or PES-like approaches to conservation in Cambodia. The overarching aim of this paper is to shed light on implementation issues and future possibilities of what may be termed broadly ‘environmental markets’ in Cambodia by focusing on the practical, technical and political challenges faced by implementers. We use the term ‘environmental markets’ deliberately, to signify that PES and REDD+ belong to a set of market-based approaches in conservation and development that have profound implications (Arsel et Buscher, 2012). While these approaches may not necessarily function as markets in the strict sense, they do employ a range of tools inspired by ‘market economics thinking’ such as buyer-seller contracts, behavioural incentives, performance-based payments, economic valuations of environmental services, and – in cases like forest carbon – commodity exchange through international markets. Many of these schemes also now aim to contribute to poverty alleviation goals, such as through ‘pro-poor’ PES and REDD+ (Wunder, 2008 ; Mohammed, 2011). Thus, what is of overarching importance here is that the *idea* and *form* of the market transaction has been adapted to achieve conservation and development goals, signalling a shift in environmental policy that has significant implications for nature and society, both practically and philosophically (Igoe et Brockington, 2007 ; Milne et Adams, 2012).

We proceed by examining the national legal and policy frameworks for PES in Cambodia, tracing how apparent ‘windows of opportunity’ (Kingdon, 1984) for PES adoption in the national context appear to have closed in recent years. We then review experiences with PES implementation in Cambodia, identifying common and contrasting features between schemes, and emerging lessons learned. Finally, we reflect upon the ethical and political dimensions of ‘environmental markets’ in Cambodia, identifying implications for future investment and action.

2 National policy and legal frameworks for PES

There is no legal basis for PES in Cambodia, but the idea of environmental services does feature in key policy documents. Typically, these documents are ‘owned’ by the Royal Cambodian Government (RCG), but their creation and adoption has been financed and guided by international donors and multilateral agencies, including: the Ministry of Foreign Affairs of Denmark (Danida), the Japan International Cooperation Agency (JICA), and various United Nations agencies. The notion of environmental services has therefore diffused into

Cambodian policy as a result of international influence over policy discourses and ‘sponsorship’ of ideas (Chervier, Déprés et Neang, 2012). Below we illustrate how this has occurred through: (i) the creation of policy and legal documents, and (ii) government discourse, as RGC officials themselves interacted with foreign advisors.

2.1 Cambodia’s policy and legal frameworks for PES

The language of environmental services and the idea of compensating for their provision through PES features in some key policies and strategies approved by the RGC. These include the National Green Growth Roadmap, the REDD+ Readiness Roadmap, and the National Forestry Programme (NFP) for 2010-2029; authored primarily by the Forestry Administration (FA) of the Ministry of Agriculture Forestry and Fisheries (MAFF) and the Ministry of Environment (MoE). In these policy documents, PES is seen either as an innovative financing tool and funding source for natural resource management, or as a distribution mechanism for potential REDD+ revenues, but there is no explicit mandate or legal basis for PES implementation.

In practice, the only real legal or policy traction around PES relates to the management of watersheds; either for hydropower dams, such as the Atai dam in Pursat province; or for the maintenance of urban water supplies, such as around Phnom Kulen in Siem Reap province (see Map 1). In both cases, the idea is to pay land managers in the watershed for their provision of watershed services. This involves promoting changes in land-use practices and forest-cover maintenance so as to reduce erosion and regulate water flow.¹³ Similarly conceived ‘watershed-PES’ schemes in Vietnam were identified by many RGC officials as the model to be replicated for PES in the Cambodian context.¹⁴ Following this, the main legal basis for PES implementation in Cambodia now derives from the MoE’s environmental and social impact assessment (ESIA) framework. The ESIA processes apply to large-scale investments like hydropower dams, and can involve the mandatory allocation of funds by companies for PES.

¹³ However, this is based upon assumptions about how forest cover and land use determine water quality and quantity. The scientific links between land-use practices and watershed services are still tenuous.

¹⁴ In particular, officials referred to a study tour in Vietnam during which they visited a prominent hydro-PES scheme (Dong Nai). e.g. see the 2008 review of hydropower and watershed PES schemes in Vietnam: http://iwlearn.net/abt_iwlearn/events/workshops/pes-workshop-hanoi/the-pilot-payments-for-forest-environmental-services-policy-in-vietnam-and-pes-pilot-sites-in-the-dong-nai-river-basin-peters

Inspired by the potential of watershed-PES or hydro-PES for achieving environmental and social gains, some conservation NGOs have been in steady dialogue with the MoE about the possibility of introducing a PES law and a PES policy framework. The MoE has encouraged and facilitated this dialogue over the last three to five years, mainly through collaboration with Flora Fauna International (FFI) and Wildlife Alliance. In particular, a key ‘pro-PES’ ministerial advisor asked these NGOs to join forces to draft a PES law and a PES white paper for Cambodia. This move, he explained, was basically a strategy to ‘build the case’ for PES in the Cambodian government, so as to overcome apparent high-level political blockages to the idea.¹⁵ However, as we explain below, progress has been slow and hesitant.

In addition, apart from the creation of PES-specific laws and policies, it is necessary to consider how PES schemes will interact with underlying legal and policy frameworks¹⁶. These include laws related to land, especially as PES often entail attempts to clarify land or other property rights (Sunderlin, Larson et Cronkleton, 2009 ; Milne, 2012); laws related to protected areas, since PES schemes are often implemented near or inside protected areas, and are used to strengthen compliance with conservation laws(Milne et Niesten, 2009); and laws related to investment and energy, since payments for watershed services schemes are increasingly being designed for dam catchments, with involvement of the private sector.¹⁷ In most cases in Cambodia, these policy-legal interactions can ‘make or break’ the design and implementation of PES, particularly when harmonisation challenges arise. For example, efforts to implement hydro-PES around the Atai dam have been challenged by contested and dynamic property rights, particularly around land that is officially state-owned but used customarily. Few local indigenous people had formal land titles in the area before dam construction began in 2009. But since then, there has been a wave of in-migration, new land enclosures by elites, and a hastily implemented government land-titling project called Order 01 in 2012. This has led to confusion over who the landowners are, and thus questions about who should be engaged as the PES ‘service provider’ and/or beneficiary (personal

¹⁵ For example, the official we interviewed said that the drafting of PES law and policy would be “necessary if we want to move forward with further implementation”. He argued that legal documents could help secure high-level endorsement for PES, which would in turn facilitate implementation in the field by NGOs and government partners. Notably, it has not been possible to obtain the drafts of either the law or the white paper, as they are held at MoE.

¹⁶ An early analysis of this can be found in the report: Chervier, C. 2012. PES governance and policy study. Phnom Penh: Consultancy report for Flora Fauna International - Cambodia

¹⁷ For example, see the Rectangular Strategy Phase II and the Electricity Law No. NS/RKM/0201/03.

communication from O'Som villagers 2010; personal communication from NGO staff in O'Som 2012). PES implementers have had to navigate through these complex property relations, leading inevitably to increased transaction costs and delays. The challenges in the case are indicative of the wider problem in Cambodia of harmonising PES with underlying property institutions that are unclear, contested or dynamic (e.g. Clements *et al.*, 2010 ; Mahanty *et al.*, 2012). Nevertheless, some experience shows that PES *can* be implemented on the basis of customary or informal rights, if local communities are cohesive (Milne, 2012).

2.2 PES uptake among key individuals in government agencies

In parallel with formal policy formation processes, the concept of PES also appears to have diffused informally into the discourses of some government officials, albeit in a patchy and inconsistent way. The officials engaging with PES in this way have typically received a technical education beyond that of their colleagues, and now hold high-ranking positions in ministries, such as deputy director general or under-secretary of state. This means they play the role of focal points or 'policy entrepreneurs' (Kingdon, 1984) within government; representing their ministries in the processes of policy formation, which often entail discussions in English with foreign advisors or donors. These individuals are therefore directly involved in negotiations around the design and implementation of PES. The piecemeal nature of these interactions, which generally lack inter-ministerial coordination, means that there is no shared knowledge of PES across the government as a whole, or even within ministries. Rather, the interpretation of PES is ad hoc and relies on key individuals.

This organic process has caused the concept of PES to diffuse through a range of government bodies in recent years. Mainly, this has resulted from the work of the focal point actors described above, working in collaboration with NGOs and donors. Notably, they adopted a strategy of 'broad engagement', seeking cross-ministerial support for PES. This was deemed necessary due to anti-PES rhetoric coming from Prime Minister Hun Sen, which has hampered the ability of FA and MoE actors to push independently for PES since 2009. The pivotal moment here was when the Prime Minister spoke on the subject of PES in a speech at the MoE's annual conference in 2009, referring in particular to PES schemes slated for implementation in dam watersheds. In his speech, the Prime Minister explicitly opposed PES, arguing that it would increase the price of electricity generated from hydropower dams. Keen to maintain a favourable investment climate, he conveyed the assumption that dam operators - typically Chinese companies- would pass the cost of environmental services payments onto consumers, rather than taking responsibility for the bill themselves. This understandably

hindered support for PES in the MoE; and, for this reason, PES promoters have tried to broaden their support base within other government agencies such as the Supreme National Economic Council (SNEC). SNEC is a think-tank that advises the Prime Minister and the Ministry of Economy and Finance (MEF) on macroeconomic issues. It is thus seen by some as a new route to influence leadership and promote PES, and has been somewhat involved in PES negotiations.

Overall, these dynamics illustrate how attitudes towards PES within the RGC are diverse and contradictory. For example, the Prime Minister initially expressed strict opposition to PES, because he saw it as a form of tax, with the potential to increase energy prices and create barriers to investment and development. But his position may be softening, given the influence of alternative policy discourses, and persuasive advice from NGOs and others (personal communication, international donor representative, 2012)¹⁸. Thus, some MoE and FA representatives still show interest in experimenting with PES, and believe that there is some political scope for this. Senior representatives in both agencies conveyed to us that, if appropriately designed, PES could lead to ‘win-win situations’ for businesses, local livelihoods and conservation (personal communication, 2013). However, they also recognized that many questions still needed to be addressed before PES could become a politically acceptable tool for environmental management. This is probably the reason why the MoE is still sitting on the draft PES law, with no signs of movement. The FA’s attitude is similar to MoE’s, although they show less leadership on PES and perhaps are more deferential to the Prime Minister. For this reason the FA has been reluctant to adopt the language of PES officially, but still recognises that PES can signify a ‘broad church’ of policy mechanisms, including a range of incentive or market-based approaches to conservation with local communities. Thus, it appears that deft use of terminology can sometimes be used to bypass political blockages to policy adoption.

2.3 When ‘policy windows’ open and close

Reflecting upon the Cambodian experience, it appears that a ‘window of opportunity’¹⁹ for PES policy opened in the early to mid-2000s. At that moment conservation efforts were quite

¹⁸ For example, an awareness-raising video about hydro-PES was recently produced by FFI, EU and Television Khmer, see: <http://www.ffi-spes.org/spes-video-ii.html>

¹⁹ See Kingdon (1984) for discussion of the different ‘streams’ of factors that must align to enable ‘policy windows’ to open, e.g. the problem, the policy and the politics must all ‘line up’ for policy change to occur.

well resourced and credible: they enjoyed strong backing from international NGOs, a relatively recent logging ban, and forested areas that were still in good condition. However threats were looming in the form of dams and concessions, and conservation agencies, both government and non-government, lacked resources and effective tools to manage the country's vast and complex protected areas system. This context provided a perfect opportunity to test out new ideas and strategies for conservation. Furthermore, the timing corresponded with the emergence of PES as an alternative policy tool for conservation at the international level, for example through Sven Wunder's widely-cited CIFOR Occasional Paper (2005), and earlier papers on conservation concessions and direct payments for biodiversity conservation (e.g. Ferraro et Kiss, 2002 ; Rice, 2002).

This combination of factors prompted some international conservation NGOs to experiment with incentive-based approaches or direct payments in their Cambodian field sites. In particular, two NGOs initiated early PES-like schemes that attracted international interest and investment: (i) Conservation International (CI), with a set of community-based conservation agreements for avoided deforestation and protection of critically endangered species in the Cardamom Mountains in 2005 (see Milne, 2009 ; Milne et Niesten, 2009); and (ii) Wildlife Conservation Society (WCS), with its direct payments for bird nest protection and other PES-like conservation schemes in Preah Vihear and Kompong Thom provinces, delivered chiefly through conditional benefit flows deriving from agricultural certification and eco-tourism ventures at the community level (see Clements *et al.*, 2010 ; Clements, 2012). These early schemes emerged because NGOs at the time were able to mobilise resources from international donors for piloting PES. In addition, these experimental schemes were not seen as a political threat by government partners, being relatively small-scale, localised, and sustained by the drive of key individuals and their personal relationships. Thus, a unique combination of personal networks, international resources and political 'room to move' enabled the innovative payments schemes to get underway.

However, the policy conditions have not been so favourable since the Prime Minister's speech of 2009. It now seems that Cambodia's PES schemes- old, new and variously named- can exist only under the direct care of international NGOs, while new efforts to disseminate PES *through* government are facing a range of blockages. For example, the new 'hydro-PES' schemes remain under negotiation, hinging upon different and more tentative institutional arrangements than th

mainly hosted locally:



2012). The incipient hydro-PES schemes now rely upon relationships with the MoE and MEF, so they involve different actors, new concepts and alternative discursive framings to the older set of PES experiments. Furthermore, this original set of schemes, while identified as PES by academic observers and foreign advisors, was frequently not labelled or perceived as such in practice.²⁰ In contrast, the more visible hydro-PES schemes appear to suffer from ‘image problems’ because: (i) the populist politics of Hun Sen, in an effort to keep energy prices low for the poor, have made hydro-PES a sensitive subject²¹; (ii) due to the anti-PES rhetoric, government staff are reluctant to engage in schemes explicitly labelled as such; and (iii) the proposed payers or buyers in these schemes are private investors involved in sectors where the RGC wants to remove potential barriers to investment²².

Compounding the problem, PES schemes have until now lacked evidence of their effectiveness or impacts in practice, whether for poverty alleviation or provision of environmental services. Indeed, critical scholars looking at PES in Cambodia and elsewhere have begun to illustrate the ambiguous and often insidious side-effects of PES schemes (McAfee et Shapiro, 2010 ; McElwee, 2012 ; Milne et Adams, 2012 ; Shapiro, 2013). Furthermore, apart from these emerging qualitative studies, there remains a dearth of deliberate ‘scientific’ attempts to examine the impact of PES using, for example, quasi-experimental methods (Ferraro et Pattanayak, 2006). Some very recent pioneering attempts do show encouraging evidence of PES ‘effectiveness’ in some places in Cambodia (e.g. Clements *et al.*, 2013 ; Clements et Milner-Gulland, 2015), but the impact of this research remains to be seen. For now, it is fair to say that lack of evidence on the impacts of PES presents a challenge for policy makers and implementers in Cambodia because there is increasing, and typically unrealistic, demand for evidence from various stakeholders that PES will lead to ‘win-win’ solutions.

²⁰ For example, few Cambodian staff implementing the conservation agreements in the Cardamom Mountains actually knew what PES meant (Milne, 2009).

²¹ For example, the policy of low energy prices features in RCG’s Rectangular Strategy.

²² Or, if they do engage, then they require stringent assessments of PES costs and benefits, as well as policy frameworks, which both hamper practical experimentation.

3 Overview of existing payments schemes in Cambodia

In this section we review experiences with PES in practice in Cambodia, examining in particular the variety of PES definitions and modalities that have been employed over time by a range of actors.

3.1 Definitions of PES in Cambodia: ‘a broad church’

Our interviews with government policy makers and practitioners in conservation NGOs overwhelmingly highlighted a lack of common understanding of PES in Cambodia. For example, no commonly identified criteria were used to define PES, nor were any common words in English or Khmer used to describe how PES functions. Interpretations of PES ranged from strict technical definitions (such as the case of hydro-PES schemes), to loosely defined ‘PES-like’ schemes that involve incentives or conditionalities for conservation, or simply market-based initiatives that bring economic value to forests and biodiversity such as the sale of products such honey and eco-tourism. The main common ground is that PES is open to interpretation, and that definitions can be flexible and creative depending upon circumstances.

Cambodian policy makers consider PES in very broad and conceptually vague terms. For example, one proponent in MoE considered that an emerging collaboration between a private guesthouse and national park managers in Kep province was a good model of PES, in which private sector actors were prepared to pay for conservation management, since it was in their business interests. Similarly, a proponent in the FA considered that any intervention that delivered ‘win-win outcomes’ for both conservation and economic development could be considered as PES, citing examples of eco-tourism, bird-watching and non-timber forest product (NTFP) collection. Thus, very broadly, PES is considered by government actors as any scheme that entailed a monetary transfer for the purposes of conservation from an ‘innovative’ or non-public source of financing, often sanctioned by a contract of some form. The National Forest Programme (NFP) is indicative of this view, referring to PES as ‘local forest protection contracts’ rather than PES itself.²³

²³ These contracts were seen to include eco-tourism projects (e.g. Tmatboey in Preah Vihear) and other payment programs (e.g. crocodile protection in the Cardamom Mountains, and wildlife-friendly products such as Ibis Rice).

However, in spite of the loose definitions of PES, some actors did take narrow and technical views. More than anything, this may reflect their lack of engagement with wider thinking and international literature on PES. For example, some consider PES to exist only in the context of watershed management schemes in which downstream beneficiaries or ‘users’ of environmental services paid the upstream ‘service providers’ or communities for managing the watershed. This is the user-pays modality of PES, which is only operational in very particular circumstances that manifest clear connections between the environmental services desired and local conservation actions that produce them. Such strict definitions sometimes fail to consider other PES-like schemes, including direct payments for bird nest protection or conservation agreements between NGOs and communities. These latter examples are now commonly viewed as members of the ‘PES family’ of policy tools in the international literature (e.g. Milne et Niesten, 2009 ; Clements *et al.*, 2010) , and we adopt the broader view here.

3.2 PES on the ground in Cambodia: A diversity of models and approaches

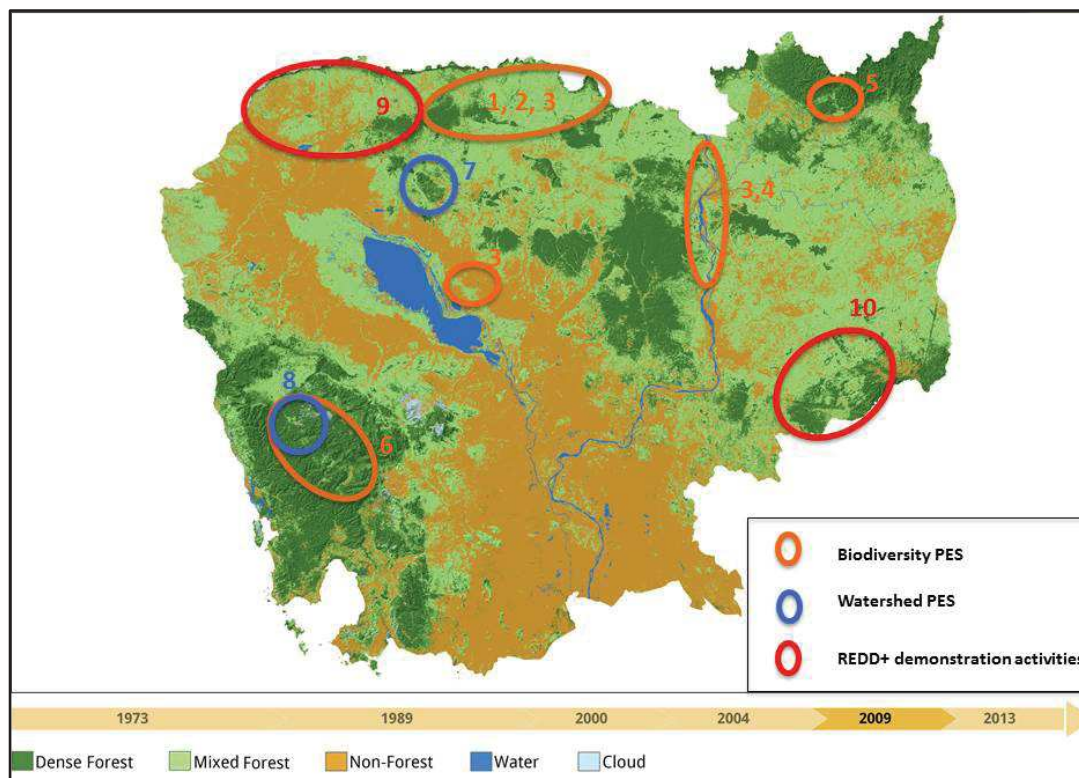
The diversity of ideas surrounding PES has also translated into a diversity of schemes on the ground. Schemes differ in their design according to the following variables: the ecosystem service(s) being targeted; the type of payer or buyer; the stated purpose of the scheme; and the intermediaries involved in design and implementation. Broadly, our review shows three main types of PES in practice in Cambodia:

- i. **Biodiversity PES** or payments for biodiversity conservation services. These schemes are driven by three main international NGOs, WCS, CI and WWF, that play the dual role of scheme implementer and buyer of services under contracts. These NGOs generally work in collaboration with the FA, and the schemes have been associated with broader management activities in protected forests.
- ii. **Watershed PES**, driven by international NGOs, chiefly FFI and Wildlife Alliance, in partnership with government partners from MoE, MEF and SNEC. These schemes aim to secure private investors or companies as the buyers of watershed services in the context of hydropower dams and town water supplies. None are operational; they are still being tested and negotiated.
- iii. **REDD+ demonstration activities** and other activities of the national REDD+ taskforce. In these schemes, the environmental service is carbon sequestration and the aim is to secure buyers from the voluntary carbon market. One transaction of this kind has already been successfully achieved in the case of Cambodia’s first REDD+ site in

Oddar Meanchey. Multiple actors and intermediaries are involved in REDD+ in Cambodia including NGOs (Wildlife Conservation Society, Pact), multilateral agencies and donors (JICA, UN-REDD+, US Agency for International Cooperation), government partners (FA, MoE) and various international carbon certification and marketing groups (Mahanty, Bradley et Milne, 2015).

A summary of the architecture of these PES schemes in Cambodia is provided in Table 1, which identifies the main design variables involved: implementing partners; buyers or payers; service providers or payees; and the environmental service being transacted. Schemes locations are indicated in Map 1; numbers correspond with those in Table 1.

Map 1: Location of PES schemes in Cambodia²⁴



²⁴ Base map is from Open Development Cambodia (open source), 2009 forest cover.

Table 1: Inventory of PES schemes in Cambodia according to main design variables

PES type	Name of the scheme	Payee	Lead implementer ²⁵	Payer	Target ES
Biodiversity PES	(1) Community-based Ecotourism in Preah Vihear	Village fund	WCS	Tourists	Protection of endangered bird species and their ecosystem
	(2) Agri-environment payments: Wildlife-friendly products ("Ibis-Rice") in Preah Vihear	Individual farmers	WCS	Urban consumers, hotels and restaurants	Protection of endangered bird species (e.g. Giant Ibis) and their ecosystem
	(3) A variety of direct payments schemes for bird nest protection, e.g. Preah Vihear and Kompong Tom (WCS); Kratie and Stung Treng (WWF); Ratanakiri (BirdLife International)	Individual villagers	WCS, WWF, BirdLife ²⁶	NGOs (WCS, WWF, BirdLife)	Protection of specific endangered bird species
	(4) Direct contracts for turtle nest protection in Kratie and Stung Treng	Individual villagers	CI	NGO (CI)	Protection of specific endangered turtle species
	(5) Conservation incentive agreements in Ratanakiri	Village fund and individual villagers	Poh Kao	NGO (Poh Kao)	Conservation of forest
	(6) Conservation incentive agreements in the Cardamom Mountains	Commune fund and individual villagers	CI	NGO (CI)	Conservation of forest and critically endangered species like Siamese crocodile and dragon fish (Asian Arowana).
Watershed PES	(7) Payments for fresh water provision	Not determined	Wildlife Alliance / MoE	Luxury hotels in Siem Reap	Refilling ground water table of Siem Reap
	(8) Sustainable Provision of Ecosystem Services (SPES) project, i.e. watershed protection for hydropower in Cardamom Mountains	Not determined	FFI / MoE and FA	Dam concessionaire (Chinese co.) and Electricity of Cambodia. A USD 3 million fund has apparently been committed by the concessionaire for 'catchment management'. It is still unclear if this can be used to finance PES.	Watershed service (sediment-free water flow into the reservoir).

²⁵ It is acknowledged that all schemes require cooperation and participation from the RCG, mainly the FA and MoE. Implementation without them would be impossible.

²⁶ These schemes are not linked, but we have aggregated them here due to their common features.

REDD+ pilots ²⁷ (9)	Oddar Meanchey Community Forestry REDD+ Project	Local community forest groups and the RGC	PACT /FA	Voluntary carbon market (certified)	Carbon sequestration (avoided deforestation)
(10)	Seima Protection Forest REDD+ Pilot in Mondulkiri and Kratie	Local communities and the RGC	WCS/FA	Voluntary carbon market (certified)	Carbon sequestration (avoided deforestation)

The governance arrangements and social-institutional effects of Cambodia’s PES schemes also vary significantly. To examine these differences, we take the three variables defined by Muradian et al. (2010) for the classification of PES schemes and apply them to three contrasting schemes in Cambodia, illustrating the different modalities at play (see Table 2, below). The variables are: the *directness of transfer* or “the extent to which individual providers receive direct payments from the ultimate beneficiaries of the environmental service”; the *level of commodification of the environmental service* or “the extent and clarity with which compensation received by the environmental service providers has been defined as a tradable commodity”; and the *importance of the monetary payment* or “the relative role of the transfer in steering the desired land use among providers of environmental services” (Muradian *et al.*, 2010). The use of these variables for analysis allows us to illustrate the diversity of PES schemes in Cambodia, which Wunder’s original definition (2005) fails to capture with its focus on bilateral transactions and the dichotomous classification schemes as either state or privately driven. In practice, Cambodian schemes are hybrids of individual and collective approaches, with composite actors involving state, private and NGO elements.

²⁷ These are the official REDD+ demonstration sites that are most advanced. There are other REDD+ preparatory activities underway elsewhere, but none of these is operational or close to certification.

Table 2: Illustration of PES governance arrangements and effects in Cambodia

Scheme	Directness of transfer	Level of commodification of ES	Importance of the economic incentive
<i>WCS</i> <i>Bird nest direct payment</i>	+++ WCS, as representative of the ultimate buyers, gives direct payments to individual service providers.	++ Bird nest protection is measured in the number of protection days, which is converted into monetary terms based on average daily wages in the area (USD 2.50 per day)	+++ Payments are monetary and individual. Monetary payment is the only form of intervention. The level of payment corresponds to local daily rates for labour.
<i>WCS</i> <i>Ecotourism program, mainly bird watching</i>	+ The ultimate beneficiaries, bird watchers, pay to a village committee, which distributes benefits collectively to villagers.	++ Tourists pay an extra fixed rate (USD 15.00 per tourist) if they see all protected birds during the tour. Otherwise, they pay the minimum rate (USD 15.00 per tourist).	+ Most forms of payment are in-kind and collective. The program also focuses on the clarification of rights and building of local institutions (other kinds of incentive and motivation for collective action).
<i>WCS</i> <i>Biodiversity-friendly "Ibis Rice" certification</i>	+ There are a number of intermediaries between the ultimate buyers, i.e. hotels and restaurants in Siem Reap, as well as urban consumers and the community service providers, e.g. the farmers' association.	+ The disbursement of the payment depends on compliance with land-use plans or non-logging and non-hunting rules. The premium is fixed and not linked to the level of environmental service provided (e.g. occurrence of birds).	++ Payments are individual and monetary, delivered through a premium on the paddy price. The program also focuses on the clarification of rights and building of local institutions (other kinds of incentive and motivation for collective action).
<i>CI</i> <i>Community conservation agreements</i>	+ CI, as the buyer, transfers funds through commune committees for agricultural support and local patrolling.	+ Commodification is low as disbursement of the payment depends on compliance with land-use plans or non-logging/non-hunting rules.	+ Most forms of payment are in-kind and collective. The program also focuses on clarification of rights and building of local institutions (also to incentivize or enable collective action).

^aNote that +++ = high, ++ = medium, + = low.

Broadly, the analysis above shows that PES in Cambodia has been operationalized to appeal to two main underlying models of human behaviour, or assumptions about the mechanisms that drive behavioural change. These are reflected in the way that payments are structured, either at the individual or communal levels. In other words, we find payments delivered in two main ways:

- *Bilateral or individual transactions*, such as direct payments to individual farmers for bird nest conservation, as implemented by WCS. These schemes assume that smallholder farmers behave as rational individuals who aim to maximize their pay-offs or utility. Monetary payments are therefore considered as the primary driver or incentive for behavioural change, and payments should at least cover the opportunity cost of conservation activities involved, e.g. economic benefits forgone, or time spent protecting nests. These schemes are more direct and have higher levels of commodification (see Table 2).
- *Community-based transactions*, such as CI's conservation agreements and WCS's eco-tourism scheme. These assume a certain degree of collective action among local resource users and seem to rely to some extent on the existence of social or moral pressure to achieve collective compliance or behavioural change (e.g. Travers *et al.*, 2011). This comes into play particularly where compensation for the opportunity costs of conservation is delivered at the community level; but research shows that this can lead to mismatches in who bears costs and who benefits within the community (Milne et Ouk, 2012). Nevertheless, in the context of community-level agreements, there is often a focus on collective non-monetary goods like building local institutions for the management of natural resources and clarification of resource rights (e.g. Milne et Niesten, 2009 ; Clements, 2012). These schemes are less direct and have lower levels of commodification.

Finally, these two modalities of PES do not need to be mutually exclusive. There is an emerging consensus that different forms of incentives can be combined in a given setting to maximise efficiency and effectiveness. For example, the REDD+ project in Seima will likely adopt a combination of individual and communal-level incentives for avoided deforestation, aimed at rewarding performance and effort in the most equitable and 'incentivising' way.²⁸

²⁸ Draft policy brief for UN-REDD+ on local-level benefit sharing by S. Milne et al. (2012).

3.3 Early lessons from PES implementation in Cambodia

There is an emerging body of research into PES schemes in Cambodia, which tells us something of their environmental and social effects, and their design and implementation challenges. Early findings from this research include that:

- Some PES and REDD+ schemes are affected by very high **transaction costs**, associated with performance monitoring, development of policy and institutional frameworks, and establishment of scientific evidence for carbon sequestration or watershed services as the ‘proof’ or basis for a scheme. This is particularly true for the development of REDD+ schemes, none of which have sold credits in sufficient amounts to recoup establishment costs (Mahanty, Bradley et Milne, 2015); but it is also true of emerging hydro-PES schemes (personal communication with NGOs and donors 2013). Indeed, the magnitude of the ‘side economy’ associated with PES and REDD+ establishment leads one to question the motivations of those who implement such schemes, who at this stage appear to be the main beneficiaries (e.g. see discussion in The Munden Project, 2011).
- In contrast, some PES schemes appear to have low transaction costs, especially where incentives are offered to individuals for a clearly defined service that can be readily measured. For example, WCS’s work with bird nest protection on the Northern Plains indicates high efficiency and effectiveness. Since this program’s inception in 2003, it has protected more than 2700 nests on more than 2000 km² of habitat at a cost of USD 30,000 annually, with 71%–78% of the costs paid directly to local people (Clements *et al.*, 2013, p. 50). Conclusive data and findings of this nature are hard for other PES schemes in Cambodia to achieve, indicating a need for rigorous research methodologies aimed at impact evaluation (e.g. Clements et Milner-Gulland, 2015), but which are also cognisant of the pitfalls of quasi-experimental methods in generation of ‘impact evidence’ (Adams et Sandbrook, 2013).
- There is emerging evidence about equity and **benefit-sharing** issues in PES, which points to the need for careful and contextually-informed implementation of payments schemes. For example, one community-level scheme in the Cardamom Mountains (see Milne et Ouk, 2012) that offered benefits for rice intensification in exchange for avoided deforestation shows that well-established farmers are most able to make use of benefits, while avoiding the costs or risks of conservation. Meanwhile, the poorest farmers missed out on benefits due to their lack of land and labour resources, and bore

the costs of avoided deforestation disproportionately due to their reliance on shifting cultivation at the forest fringes. These findings suggest that some PES and REDD+ schemes have the potential to increase social differentiation at the local level. However, this finding is not replicated everywhere, with evidence from the Northern Plains suggesting that PES has positive or neutral social effects (Clements, 2012). In any case, the need to distribute payments or benefits in appropriate and equitable ways is vital, otherwise PES can lead to jealousies or other unanticipated local social dynamics, as observed in some payments schemes in Cambodia (e.g. Sok *et al.*, 2012).

- It is widely acknowledged that PES schemes require clearly defined **property rights** to function (Wunder, 2013). However, experience from Cambodia shows how PES can be established in the context of informal, dynamic or customary property rights, which are the norm in Cambodia (Milne, 2012). Agreements based on informal property rights can only be sustained for short periods, however, and PES schemes must ultimately lead to rights clarification if they are to be sustained. For this reason, most NGO implementers of ‘land-based’ PES in Cambodia (e.g. CI, WCS, FFI) do engage in attempts to define property rights more clearly.²⁹ Early observations suggest that this process can either (i) be used to advance community rights to land and forest resources if carefully implemented (see Clements, 2012), or (ii) advance government territorial claims at the expense of communities if poorly implemented (Milne, 2009, 2012). Either way, the transaction costs of property interventions are high in Cambodia, with uncertain and often contested outcomes.
- Most PES schemes face **financial sustainability** issues due to their on-going reliance on donor funds. This has particularly been the case where payment levels were initially set quite high, for example to compensate directly for opportunity costs, such as in CI’s conservation agreements. In these cases, the rise of opportunity costs over time, combined with a lack of sustainable financing mechanisms, have led to a fundraising burden. For this reason, CI’s direct payments schemes to protect turtles in Kratie and Stung Treng remain uncertain from year to year. Furthermore, payment amounts in some of these schemes are being scaled down, with attempts to move away

²⁹ Such attempts at rights clarification are generally not necessary or attempted for ‘species-based’ PES schemes, such as nest protection.

from direct compensation for opportunity costs, while increasing reliance upon villagers' intrinsic motivations to achieve conservation goals³⁰.

- In this light, understanding how PES schemes fare over the **long-term** requires more research. Evidence shows some schemes adapting to changing circumstances, such as: increasing opportunity costs, emergence of new scientific evidence on ecosystem function, and local conflicts. But not all schemes are able to adapt, and some have been undermined by the rapidly changing institutional and development context in Cambodia³¹. In addition, some circumstances may not need payments-based approaches forever, particularly if other interventions or changes in local attitudes can reduce conservation threats over time (Sok *et al.*, 2012). Thus, the long-term effects of PES on local social dynamics and behaviour, whether payments are sustained or not, requires further investigation.
- Finally, a range of **design and implementation challenges** appears to persist with PES, many of which have been detailed elsewhere (e.g. Milne et Niesten, 2009). These include weak performance monitoring and inconsistent implementation of agreement sanctions, especially due to: local cultural norms, and a lack of local understanding of the PES concept and its voluntary or performance-based nature (Milne et Adams, 2012). Implementation efforts are also constrained by technical challenges around environmental monitoring and the need for 'proof' of the causal links between conservation actions and environmental services (e.g. links between forest conservation and water quality for dams). Another key issue is that, given the prominent role of NGOs and donors in PES, objective or third-party impact monitoring is hard to find.

³⁰ For example, benefit packages in most of CI's conservation agreements have been scaled back in the Cardamom Mountains due to funding shortages and high opportunity costs. In some locations, this caused villagers to object, claiming the NGO had broken its promise to compensate them indefinitely, raising the possibility of conservationists being 'held to ransom' by villagers if they did not pay.

³¹ For example, CI chose not to renew one of its agreements in the Cardamom Mountains due to local compliance issues that rendered the agreement unworkable (see Milne 2012).

3.4 Zooming out: Some common features of PES schemes in Cambodia

Having examined the different approaches and experiences with PES in practice in Cambodia, we now reflect upon what the various schemes have in common. Mainly the common ground relates to the way in which these schemes have emerged and been designed, as they often build upon pre-existing conservation projects, reflecting a degree of ‘path dependence’ in their evolution (Adams, 2010). In addition, many of the schemes now underway in Cambodia are viewed as pilot schemes, especially for REDD+ and hydro-PES, which means they have been susceptible to cautious and non-committal government behaviour, leading to limited replication or scaling-up.³² Indeed, the persistent idea of piloting implies that schemes should generate ‘lessons learned’ only, and that they should be implemented at a small-scale before any larger policy commitments are made. Path dependence in the creation of pilot schemes also means their location is not randomized. For example, PES projects are frequently located inside or at the border of protected areas, which have historically been managed by international NGOs in partnership with either the MoE or FA. This makes for patchy implementation, driven mainly by the motivation and expertise of international advisors, local circumstances, and availability of donor funding. In other words, PES implementation has not been underpinned by a systematic approach to environmental policy or land-use planning.

The rather ad hoc implementation of PES in Cambodia means that it is still regarded as a relatively small component of the country’s conservation and natural resource management sector. To date, the number of beneficiaries of PES and the quantity of rewards they have received (whether monetary or in kind) remain low in comparison to other approaches like protected areas and community forestry, which have been implemented at scale due to formal government legislation and targets. For example, the National Forest Programme has set a target of 1000 community forestry schemes by 2030, which is significant, and widely recognised. But there are no such targets or commitments in relation to PES. Furthermore, without government commitment and a secure means of sustainable financing, it remains unclear how/if conservation NGOs can continue to act as buyers of environmental services with donor funding only (Milne et Niesten, 2009 ; Sok *et al.*, 2012).

³² The exception to this is perhaps the attempt by CI and WWF to replicate the conservation agreements idea in more than one place. For example, CI scaled-up from two to six agreements at one point; and WWF has recently initiated a new conservation agreements scheme in Mondulkiri based upon CI’s model.

Our observations also highlight how PES in practice in Cambodia has diverged significantly from the ‘Wunder-like’ Coasian³³ schemes originally envisaged in the mid-2000s, in which it seemed that PES might come into being ‘naturally’ or through the force of its own logic, being driven by the rational interests of buyers and sellers (Wunder, 2005). Instead, we see a pronounced role for ‘intermediaries’ in the design and implementation of PES schemes, often including high transaction costs and overlapping of roles. For example, conservation NGOs and their government partners have played critical but various intermediary roles in the design and implementation of PES. They have acted as buyers of conservation services; conducted fundraising from donors to cover PES transaction costs; and in many cases maintained on-going direct involvement in performance monitoring and implementation of sanctions associated with PES contracts.³⁴ Thus, PES in practice begins to resemble a project or intervention, rather than a market mechanism (see Milne et Adams, 2012).

4 Implications of PES in the Cambodian context

Having reviewed the policy environment for PES in Cambodia and practical experiences to date, we now examine the wider implications of these findings for scholars and practitioners. Here we address two key issues that emerged in our review, namely that Cambodia presents: (i) a potential case of ‘state capture’ of environmental services markets, in keeping with findings from similar studies in China and Vietnam (Kolinjivadi et Sunderland, 2012 ; McElwee, 2012 ; To *et al.*, 2012 ; Pham *et al.*, 2013); and (ii) a context in which PES faces significant ethical and political challenges.

4.1 State capture of environmental services markets?

As suggested, while PES schemes may not function as markets in the pure sense, they do fall along a spectrum of policy approaches that can be broadly identified as elements in the formation of ‘environmental services markets’. Market-based approaches are appealing since they appear to be more efficient and effective than project-based, state-led or regulatory conservation approaches, which are often perceived as cumbersome or ineffectual (Rice,

³³ Coasian means that the underlying assumptions in Wunder’s PES model follow Coase’s theorem in economics: that efficient market outcomes will be achieved through bargaining. In practice, however, bargaining is often hindered by imperfect information and power asymmetries between actors.

³⁴ In PES theory, performance monitoring should normally be undertaken by an independent third party, not by the buyers and/or sellers themselves.

Guillison et Reid, 1997 ; Ferraro, 2001 ; Kiss, 2004). This thinking certainly inspired some of the early NGO-led PES initiatives in Cambodia. Since then, however, there has been a steady rise of state ‘ownership’ or control over payments schemes, especially for the new mechanisms like REDD+ and hydro-PES (Biddulph, 2011 ; Chervier, 2012)), but also within the original set of NGO-led schemes (Milne et Adams, 2012). Thus, while international NGOs still play a significant role in implementing PES and REDD+, and indeed continue to derive substantial funding from this, their role is now mainly technical and advisory, with the government retaining ultimate control over policy implementation.

This apparent state capture of PES and REDD+ means that most payments schemes must be carefully crafted to fit within political constraints and to harmonise with state agendas. While this process of ‘context-fitting’ should be expected for any PES scheme, and government ownership is a meritorious ultimate goal, it has caused frustrating delays and diversions from conservation goals in the Cambodian context.³⁵ For example, REDD+ implementation has been notably slow-paced due to the ‘mainstreaming’ of UN-REDD+ activities into a government-housed taskforce, which now controls most decision making on REDD+ transactions in the voluntary market and in relation to the formation of potential compliance markets as well.³⁶ Cambodia’s REDD+ policy process has also been hampered by tensions between government actors and ministries, particularly between FA and MoE, as well as by lengthy bureaucratic processes and transnational negotiations on behalf of donors. Thus, the original ‘selling point’ for payments-based approaches, that they could harness markets to bypass time-consuming and costly governmental processes, has been lost. In this way REDD+ and PES are starting to resemble conventional forest governance and ICDP approaches of the past, only couched in different discourses (e.g. Blom, Sunderland et Murdiyarso, 2010).

³⁵ Indeed most schemes are affected by direct policy *conflicts* that the government appears unwilling to reconcile. e.g. ELCs have been issued (in 2012) that overlay with the long-planned REDD+ project in Seima. This shows how the government is capable of implementing conflicting forest and land policies in parallel, with results on the ground apparently being driven by ‘informal bargaining’ and powerful interests. The problem, therefore, seems to be that *some* government officials genuinely believe that PES or REDD+ can lead to beneficial outcomes, but must contend with higher-level political dynamics that act against them. More cynically, the government may simply be paying lip service to donors and NGOs about its intention to implement PES or REDD+ schemes.

³⁶ Some international conservation NGOs have also had a great deal of influence over REDD+-related decision making, but they act as advisors only.

The government's prevailing view of PES and REDD+ as potential mechanisms for generating state revenue, ahead of other potential beneficiaries like communities, also reinforces the notion of state capture of environmental services in Cambodia. For example, the 2010 National Forest Programme document states: "Conservation of healthy forests will attract state revenue through payments for environmental services" (National Forest Program, p.11). In addition, "direct contracts... related to carbon storage or conservation concessions" (National Forest Program, p.26) are identified on the list of potential state revenue sources from forests. The evolution of REDD+ fiscal policy also reflects this state-centric thinking, with all REDD+ revenues to be channelled first through the MEF and then onto the FA. Only after the state extracts REDD+ transaction costs and other royalties will it share some of the proceeds with local stakeholders.³⁷ These overtures of state revenue generation through PES and REDD+ remain mainly discursive, however, as few real transactions for environmental services have actually occurred in the way envisaged.³⁸

The notion of state capture also applies to the micro-dynamics of PES schemes on the ground. For example, research into CI's conservation agreements reveals increasing influence of FA officials and local government authorities within the conservation project from 2005 to 2007 (Milne, 2009). This progressed to the point that the NGO, in this case also the buyer of conservation services, had relatively little control over the way in which PES contracts were interpreted, negotiated and implemented in practice. Ultimately, this led to a situation in which state territorial and extractive interests prevailed over concerns expressed by community members and project staff (Milne et Adams, 2012).³⁹

Finally, the outcome of state capture is not systematic across all PES schemes in Cambodia. Outcomes depend upon local contextual factors such as NGO practices; the interests and networks of government actors involved; and the kinds of threats to, and demands on, natural resources in each place. The characteristics of each PES scheme also appear to determine the

³⁷Early indications for Oddar Meanchey are that 50% of REDD+ profit will go to communities, but this is yet to occur and it is unclear how much money will be involved.

³⁸ For example, some funds for REDD+ have been 'absorbed' opaquely by the government in 'carbon cowboy' type deals, and the same has happened with earmarked 'environmental funds' associated with hydropower. Also, NGOs still capture a good portion of PES and REDD+ funds from donors.

³⁹The extent of 'perversion' of this scheme by state-elite interests was revealed in a series of media articles in 2011 and 2012 that showed illegal logging in the project area, and the inability of the NGO to control it (e.g. see Boyle et Titthara, 2012).

extent to which it will be influenced by powerful state interests. For example, schemes that entail land and property rights interventions, government-approved contracts or signatories, high financial stakes or opportunity costs, and reliance on formal markets and institutions appear more likely to attract government ‘interest’ and control.⁴⁰ However, where NGOs have been able to establish and maintain a favourable governance environment for PES implementation through careful partnerships with government and commercial actors, some positive results appear to be emerging (e.g. Clements et Milner-Gulland, 2015).

4.2 PES as an adjunct to the status quo?

The increasing state capture of PES and REDD+ in Cambodia has direct implications for the way in which nascent environmental services markets emerge and interact with the social and environmental context. As noted earlier, the Cambodian regime relies heavily on land and forests for revenue generation, often through illicit or sub-legal channels. This creates a challenging setting for all conservation activities, whether they are in partnership with government or not. Given this, the question for any environmental intervention, but particularly PES and REDD+, is: to what extent is government control over the process a help or a hindrance? With this question in mind, we examine the prospects for PES in Cambodia, along with the ethical and political implications of ‘regime-aligned’ PES.

The first issue that arises is how PES engages and interacts with local communities. As indicated, PES and REDD+ in Cambodia have typically been implemented as complements or add-ons to pre-existing conservation projects that include law enforcement, protected area management and community forestry. In such contexts, PES and REDD+ are assumed to have the potential to: (i) bring in new funding sources for conservation; and (ii) influence the ‘difficult-to-govern’ decision making of local farmers and communities, whose livelihoods activities impact upon natural resources and biodiversity. Thus, through the provision of incentives and rewards for conservation, local people become the primary targets for PES; in other words they become the service providers for conservation, or the actors whose behaviour must change (Milne et Adams, 2012).

This discursive re-working of the role and responsibility of local communities in conservation, through PES, requires scrutiny. It implies that local people *through their own actions* can curb environmental degradation and forest loss. However, in the Cambodian

⁴⁰ Indeed, it seems that the closer a scheme is to the Wunder model of PES (2005), the less likely it is susceptible to state capture. This requires further investigation.

context, it is now well known that local community livelihood activities are relatively small contributors to deforestation and biodiversity loss, when compared to the devastating effects of ELCs, illegal logging and land grabbing (Schneider, 2011 ; Vrieze et Naren, 2012 ; Peter, 2013). As a result, smallholders and subsistence communities in or near to conservation areas are increasingly the victims of dispossession and environmental change driven by powerful actors, generally through wider or high-level processes that these communities cannot control (Marschke, 2012 ; Milne, 2013). Therefore, if PES cannot be implemented in conjunction with deep governance reforms, it risks being ineffective or un-implementable. Worse still, it risks placing the burden of conservation onto local communities who are generally poorly equipped to tackle exogenous threats (e.g. illegal logging, land grabbing), and may therefore become demoralised, co-opted or intimidated by powerful ‘outside forces’. Evidence from practice in Cambodia already indicates how community demoralisation can occur where PES schemes fail to tackle serious governance challenges (Milne, 2012 ; Sok *et al.*, 2012).

The second, and perhaps more ethically challenging, issue is the potential use of PES in the context of Cambodia’s state-backed development projects, such as hydropower dams. PES schemes of this type present a moral ‘slippery slope’ for conservationists, particularly as evidence mounts of the dubious motivations and legitimacy of some dam projects.⁴¹ For mainstream conservation organisations working in partnership with government, questioning the development of hydropower schemes has been deemed ‘not politically feasible’. Thus, for them to stay engaged in forest conservation alongside their government partners, they have adopted PES as a more politically neutral strategy, enabling them to avoid raising sensitive questions about dams in principle. There are pros and cons to all conservation strategies, but this choice exemplifies how the ‘anti-politics’ of market-based conservation can work in practice (Ferguson, 1990 ; Arsel et Buscher, 2012). That is, it highlights the way in which PES can serve as an adjunct to the status quo; or as a policy that avoids any real governance reform⁴², while enabling and financing ‘conservation activities’ in a compromised form. Given the political constraints to conservation in Cambodia, some suggest that *any* ability for conservationists to engage in catchment management around dams is commendable; and is certainly preferable to walking away or being side-lined and labelled by

⁴¹ For example, illegal logging associated with dam construction has been shown to generate hundreds of millions of dollars in illicit revenue (anonymous source). See also Boyle and Titthara (2012).

⁴² That is, reform at an appropriate scale that actually tackles threats and modifies the governance context that is undermining conservation action.

the government as an ‘opposition party’ member or ‘advocacy’ group, as occurred with Global Witness in the early 2000s (Le Billon et Springer, 2007). Conservation requires a diversity of approaches, but an apolitical positioning around dams in Cambodia has the potential to be highly problematic.

Finally, in light of our observations on state capture, it may be that government-housed schemes like hydro-PES and REDD+ will never be fully implemented, due to political blockages and delays. That is, they may remain caught in the donor-funded preparation and piloting phases in which documents are produced and workshops are held, but no real actions emerge on the ground. This would essentially perpetuate the current situation with PES in Cambodia, in which only politically non-threatening and small-scale schemes (e.g. direct payments for nest protection) are able to survive. Thus, whether implemented or not, the prospect of state-controlled PES and REDD+ is likely only to reinforce the status quo.

5 Conclusion

In this paper we have presented a broad overview of PES experiences in Cambodia, drawing from primary and secondary data. First, we explored the legal and policy environment for PES, including its promotion by international donors and NGOs, and its uneven uptake by government actors. In this process, we identified the opening and closing of a policy window for PES, which has left behind a pervasive uncertainty over whether the government is willing to support PES or not, and a lack of clarity about what PES means. Second, taking a broad definition of PES, we examined the full range of schemes currently in operation in Cambodia, ranging from community conservation agreements and direct payments for biodiversity conservation, to PES schemes in the context of hydropower and REDD+. Our findings show that these schemes have mixed results in terms of environmental and social impacts; and that these impacts are difficult to measure and prove in a rigorous way. We also show that payments schemes continue to face a range of technical and practical challenges, relating mainly to the governance context of Cambodia. Indeed, the case of Cambodia illustrates that PES is not always implementable or replicable, and that the oft-cited political and institutional prerequisites for PES are important (Wunder, 2013).

More profoundly, our findings illustrate that ‘environmental services markets’ do not naturally come into being, driven by supply and demand, but rather require considerable political and discursive work, institution-building and donor funding to become established.

In Cambodia, this preparatory work has been driven mainly by foreign advisors and organisations, with high transaction costs in most cases. Thus, PES successes are observed in a set of isolated cases with dedicated NGO-backing and engagement of niche markets (e.g. WCS's certification and tourism schemes). Beyond such cases, we observe significant challenges for 'mainstreamed' PES and REDD+ in Cambodia. In particular, the apparent state capture of environmental markets and market-mechanisms risks a watering down or subversion of the conservation objectives that international donors and buyers are ostensibly seeking. This is because the government agencies seeking to host and control REDD+ and PES are also the ones protecting the regime's interests and revenues from logging and land concessions (Peter, 2013 ; Pheap et Woods, 2013); leading to key officials having to 'wear two-hats' (Mahanty, Bradley et Milne, 2015). If these circumstances prevail, then PES and REDD+ are unlikely to be effective at any meaningful scale, and they will face the ethical risk of being absorbed into the current regime merely as adjuncts to the status quo.

Article 4 : Changement institutionnel et paiements pour services environnementaux au Cambodge : l'intérêt de l'approche Commonsienne

Chervier C., Peresse A., Millet-Armani S., Méral P., 2016, *Revue du Développement Durable et Territoires*, sous presse

Résumé : Cet article propose une analyse des processus d'émergence et de diffusion des PSE au Cambodge à partir de la théorie du changement institutionnel de John R. Commons. Nous montrons que dans un contexte de conflits d'intérêts autour de l'utilisation des ressources, la mise en place ou le blocage de certains projets PSE correspondent à des stratégies mises en œuvre par les ONG de conservation et le gouvernement pour orienter la définition des règles encadrant la gestion des écosystèmes. Au final, le développement des PSE au Cambodge n'a pas permis une modification profonde de ces règles, le déséquilibre des rapports de force entre les différents acteurs impliqués ayant conduit au maintien du *statu quo*, au détriment des communautés locales.

Mots clés : John R. Commons, changement institutionnel, paiement pour services environnementaux, Cambodge, conservation de la biodiversité

Institutional change and payment for environmental services in Cambodia: towards a Commonsian approach?

Abstract: This article analyzes the processes of emergence and dissemination of PES schemes in Cambodia. Our analytical framework is based on the theory of institutional change of John R. Commons. In a context of conflicting interests in the use of natural resources, we show that the implementation or blocking of some PES projects reflect the strategies of conservation NGO and government bodies to influence the definition of rules governing the management of ecosystems. In practice, the development of PES schemes in Cambodia did not induce profound changes in these rules. Rather, the imbalance of power between the various actors involved in these processes strengthened a *statu quo*, at the expense of local communities.

Key words: John R. Commons, institutional change, payment for environmental services, Cambodia, biodiversity conservation

1 Introduction

Les mécanismes de Paiements pour Services Environnementaux (PSE) sont de plus en plus utilisés dans les politiques de conservation dans les pays émergents et en voie de développement (Pattanayak *et al.* 2010; Ferraro 2011). L'Asie du Sud-Est (ASE) n'échappe pas à cette tendance. Ce type d'instrument s'y diffuse rapidement même s'il existe des différences entre les pays, comme l'illustrent les travaux de la Banque asiatique de développement (Adhikari, 2009) ou plus récemment ceux du CIFOR (Tacconi, 2015). C'est en particulier le cas au Cambodge et au Vietnam (Suhardiman *et al.*, 2013 ; Milne et Chervier, 2014).

Or, comme l'ont souligné plusieurs auteurs (Muradian *et al.*, 2010 ; Matzdorf *et al.*, 2013), la mise en œuvre des PSE semble s'écarter sensiblement de la définition classique de ces instruments qui repose sur les 5 critères de Wunder (2005), à savoir : (1) des transactions volontaires, où (2) un service environnemental (SE) est bien défini, (3) est acheté par (au moins) un acheteur, (4) à (au moins) un fournisseur de SE, et (5) si et seulement si le fournisseur assure la fourniture des SE (conditionnalité). Ainsi, au Cambodge, les PSE prennent la forme de projets financés par des bailleurs de fonds suivant des modalités classiques de l'aide au développement (Chervier *et al.*, 2012), tandis qu'au Vietnam ils correspondent à une politique publique financée par des mécanismes assimilables à des taxes - contributions obligatoires des concessionnaires de barrages hydroélectriques (McElwee *et al.*, 2014). En d'autres termes, des acteurs intermédiaires - organisations non gouvernementales (ONG) de conservation et Gouvernements - jouent un rôle central à la fois dans le processus d'émergence et dans la mise en œuvre des dispositifs PSE. De plus, cette conceptualisation initiale des PSE cache une réalité plus complexe, notamment le fait que de nombreux mécanismes ne sont pas mis en œuvre en raison de blocages politiques (Pham *et al.*, 2013 ; Milne et Chervier, 2014). Cet écart à la théorie pose de nombreux problèmes qui sont aujourd'hui largement admis. Premièrement, la vertu supposée des PSE repose sur leur caractère direct, décentralisé et sur l'efficacité et l'efficience qui doit en découler. Si la réalité fait ressortir des dispositifs hybrides loin de la théorie, alors la justification même de cet outil est questionnée. Deuxièmement, si la définition théorique de Wunder n'est pas adaptée à la réalité, comment peut-on définir, caractériser cet instrument dans toute sa diversité ? Troisièmement, si la mise en pratique de cet instrument conduit à des formes institutionnelles

très variables, voire à son rejet ou à des lenteurs dans son application, la question se pose de savoir pourquoi et comment instruire analytiquement ce processus d'émergence ?

Afin de répondre à ces questions, certains auteurs qui s'inscrivent dans le courant de l'économie écologique ont développé un cadre d'analyse pragmatique, basé sur l'analyse des interactions entre les PSE et leurs contextes institutionnels (Vatn, 2010 ; Muradian *et al.*, 2010). Ces auteurs s'intéressent à l'ensemble des mécanismes de « *transfert de ressources entre acteurs sociaux qui visent à aligner les pratiques individuelles et collectives de gestion des ressources naturelles avec l'intérêt sociétal* » (Muradian *et al.*, 2010 : 1205). Le type de PSE mis en place dépend alors du contexte institutionnel, politique, social environnemental (Muradian *et al.*, 2010 ; Hiedanpää et Bromley, 2014).

Leur démarche les conduit également à repenser la manière dont ces instruments émergent en se basant sur la conceptualisation du changement institutionnel proposée par les institutionnalistes classiques (Veblen, Mitchell, Commons). Vatn (2010) conceptualise le changement institutionnel induit par les PSE comme un processus d'action collective qui implique la protection de certains intérêts au détriment d'autres à travers la définition de droits sur les ressources naturelles. Hiedanpää et Bromley (2014) s'inspirent quant à eux explicitement de John R. Commons et de sa « *psychologie négociationnelle* »⁴³. Ainsi, ces auteurs soulignent l'importance de l'intégration sociale et des relations de pouvoirs dans les processus de négociation. Ils analysent les PSE comme le résultat d'un processus politique influencé par différents groupes de pression (Muradian *et al.*, 2013).

Cette approche dite « *institutionnelle* » des PSE nous semble adéquate pour expliquer la réalité et la diversité des PSE que l'on peut observer sur le terrain. Cet article vise à l'appliquer au cas du Cambodge. Dans ce pays, différentes études ont apporté un éclairage très intéressant sur l'émergence et la conception (*design*) des PSE. Par exemple, Milne (2009) analyse comment une ONG de conservation a transféré un modèle de PSE inspiré de la définition de Wunder (2005), puis comment les négociations autour de cet instrument ont conduit à renforcer le contrôle du Gouvernement sur les ressources naturelles. D'autres montrent que si des projets PSE de petite taille ont été mis en place dès le milieu des années 2000, des dispositifs de plus grande envergure, des projets bassins-versants et des projets pilotes REDD+ (voir Tableau 1) n'ont pas vu le jour du fait de blocages politiques (Milne et

⁴³ Pratiques de communication et moyens discursifs que des individus mobilisent pour défendre leurs intérêts dans le cadre de transferts de propriété (Hiedanpää et Bromley, 2012).

Chervier, 2014). Ces résultats font échos à des études, réalisées dans d'autres contextes, qui mettent également l'accent sur des phénomènes d'adaptation via des processus politiques comprenant la société civile et des Gouvernements (Chervier *et al.*, 2012 ; Le Coq *et al.*, 2012 ; Bidaud *et al.*, 2013 ; Fuentes-George, 2013 ; Shapiro-Garza, 2013 ; Suhardiman *et al.*, 2013).

Cependant, ces études reposent généralement sur des cadres d'analyse de sciences politiques (Kingdon, 1984 ; Mahoney, 2000). En revanche, le recours à l'institutionnalisme classique se limite le plus souvent à des considérations assez générales. Ses applications à des expériences concrètes sont finalement marginales. Une des rares applications est celle proposée dans les travaux de Juha Hiedanpää (Hiedanpää, 2002 ; Hiedanpää et Bromley, 2012, 2014). Cet auteur a mobilisé l'institutionnalisme de John R. Commons pour expliquer l'évolution de plusieurs mécanismes de PSE en Finlande à travers l'étude de l'influence des discours et des jeux de pouvoirs notamment⁴⁴.

Notre article se propose de poursuivre ce travail d'opérationnalisation du cadre théorique de John R. Commons afin d'apporter des éléments de compréhension de l'émergence et des blocages de mécanismes PSE au Cambodge, ainsi que de leur mise en place sous des formes différentes de celle définie par Wunder. John R. Commons (1862-1945) est un des pères fondateurs de l'économie institutionnaliste américaine. Son œuvre⁴⁵ constitue un apport majeur à la compréhension de l'évolution des règles de l'activité économique, et leur passage dans le droit, avec une attention particulière à la *Common Law* américaine. Son approche du changement institutionnel⁴⁶ nous semble pertinente à deux niveaux : d'une part, pour comprendre l'origine du changement institutionnel, avec la place centrale accordée aux conflits et aux rapports de force entre acteurs, d'autre part, pour analyser le processus de

⁴⁴ Hiedanpää et Bromley (2012) décrivent la manière dont une initiative locale de PSE a été par la suite intégrée dans la loi finlandaise sur la biodiversité forestière, et quel rôle ont joué des éléments discursifs dans cette diffusion. Hiedanpää (2002) montre que l'émergence de PSE en Finlande est né de la contestation d'exploitants forestiers de voir leurs forêts privées intégrer le réseau Natura 2000, et s'explique par l'intervention de certains acteurs clés, ONG, Gouvernement, figures locales et scientifiques en l'occurrence.

⁴⁵ John R. Commons a laissé une œuvre composée de plusieurs ouvrages dont les principaux sont *Legal foundations of capitalism* en 1924 et *Institutional economics* en 1934.

⁴⁶ Voir aussi Ramstad (1994), Bazzoli (1999), Chavance (2012) pour une interprétation de la pensée de Commons.

changement institutionnel proprement dit, articulant actions individuelles et actions collectives.

Sur le plan méthodologique, ce travail repose sur une série d'entretiens conduits auprès des acteurs impliqués dans la diffusion, la mise en place et le suivi des divers projets PSE cambodgiens⁴⁷ (Annexe 1). Ces entretiens (46 au total) ont été réalisés sur trois périodes : 2009, 2012 et 2013-2014. Ils ont été complétés par une analyse de documents de projets, de la littérature grise et scientifique ainsi que des textes de lois en lien avec la mise en place de projets PSE dans le pays (Annexe 2).

Dans un premier temps, nous décrivons brièvement la pensée de John R. Commons et les principaux concepts de son analyse. Dans un second temps, nous analysons le rôle particulier « d'innovateurs » qu'ont joué les ONG internationales de conservation dans l'émergence des PSE au Cambodge. Enfin, dans une troisième partie, nous étudions le processus de négociation autour de la mise en œuvre (parfois avortée) de ces différents mécanismes PSE, et particulièrement le rôle clé joué par le Gouvernement.

2 L'économie politique de John R. Commons

Cette section propose de préciser les contours théoriques du changement institutionnel chez Commons en définissant les concepts clés qui seront repris dans la suite de l'article pour analyser les changements induits par l'émergence des PSE au Cambodge.

2.1 Institutions et origine du changement institutionnel

Selon Commons, les institutions émergent de situations de conflits d'intérêts qui naissent d'un contexte de rareté économique. La résolution de ces conflits requièrent la mise en œuvre

⁴⁷ L'échantillon comporte des bailleurs de fonds (bilatéraux et multilatéraux), des départements de l'administration du Gouvernement central (ministères en charge de l'agriculture et de la forêt et ministère en charge de l'environnement), des ONG internationales de conservation, des universités publiques nationales et des chercheurs internationaux. La première série d'entretiens s'est intéressée aux PSE biodiversité, les deux suivantes ont plus particulièrement porté sur les blocages associés aux PSE bassins-versants et mis en place dans le cadre des projets pilotes REDD+.

d'actions collectives organisées autour d'objectifs supérieurs (*going concerns*) et structurées par des règles partagées (*working rules*) (Commons, 1934 : 69). Ce sont ces actions collectives, associant objectifs supérieurs communs et règles partagées, qui constituent les institutions. Elles « restreignent, libèrent et étendent l'action individuelle » et visent alors à rationner les bénéfices et les contraintes économiques pour créer un accord acceptable (*workable mutuality*) à travers la définition et la mise œuvre de règles guidant le comportement économique (Commons, 1934 : 73-74). Les conflits apparaissent ainsi comme le moteur perpétuel du changement institutionnel (Valentinov, 2012). L'analyse économique de Commons repose sur la notion de transaction (dans le sens de *trans-actions*), considérée comme le socle des relations économiques. La transaction est rendue possible par l'existence d'accords mutuels sur les règles encadrant l'activité économique. C'est de la remise en cause de ces règles que vont naître les conflits et donc le changement. La transaction devient alors l'unité d'analyse fondamentale permettant d'appréhender les relations de conflit, de dépendance et d'ordre, nouées entre les individus comme base des relations économiques. Ce changement de perspective, par rapport à la conception individualiste des échanges dans l'économie classique, met davantage l'accent sur le contrôle légal des ressources que sur leur contrôle physique (Commons, 1934 : 58).

2.2 Une articulation entre action individuelle et action collective

Le changement institutionnel repose sur l'articulation entre, d'une part, une « causalité individuelle » (action individuelle comme source de nouvelles pratiques), et d'autre part, une « causalité institutionnelle » (action collective comme mécanisme de sélection) (Ramstad, 1990). Dans un premier temps, le changement institutionnel trouve son origine dans la création spontanée de nouvelles pratiques, coutumes ou règles par un individu qualifié d'« innovateur »⁴⁸ qui tente par cette démarche d'adapter les règles existantes face à une situation nouvelle et inattendue qu'il considère comme stratégique pour lui (Bazzoli, 1999 : 115). Commons distingue ainsi les situations routinières qui ne nécessitent pas d'attention particulière, des situations stratégiques qui sont associées à de nouvelles contraintes et opportunités et pour lesquelles les règles habituelles de gestion deviennent inadaptées

⁴⁸ Nous reprenons la définition de Bazzoli d'un individu innovateur : ce sont des « *personnes qui savent rompre avec les routines, voir ou créer de nouvelles opportunités, résister à l'action collective et l'engager dans de nouvelles directions* » (Bazzoli 1999 : 116).

(Commons, 1934 : 89-90). Dans ce cas, l'individu va devoir penser et répondre de manière créative à la situation telle qu'il l'évalue (Biddle, 1990b). Cette approche met en avant le rôle central de l'action individuelle mais aussi sa nature opportuniste et stratégique (associée à un but et à un effet anticipé). De plus, ce processus d'émergence de nouveaux comportements est socialement construit dans la mesure où il est le produit « d'esprits institutionnalisés » (Biddle, 1990a). Les individus réagissent à une situation problématique et créent une solution en modifiant spontanément leur comportement de manière compatible avec leurs impératifs sociaux, si bien qu'une nouvelle pratique dérive toujours des règles existantes, « *les perceptions et anticipations étant socialement formées* » (Bazzoli, 1999 : 116).

Puis, dans un second temps, l'existence de conflits associés à l'apparition de ces nouvelles pratiques rend nécessaire un processus de sélection de celles-ci (Bazzoli, 1999 : 117-118).

C'est le passage à l'action collective où une sélection artificielle des règles est faite par des figures d'autorité (*authoritative figures*), acteurs qui possèdent un pouvoir coercitif leur permettant de définir et de faire respecter les règles (Commons, 1934 : 376). Commons établit une hiérarchie entre les figures d'autorité et plus particulièrement pose une figure ultime qui correspond généralement à l'État souverain ou aux autorités judiciaires. Celle-ci n'intervient que si le conflit prend des proportions importantes. Dans le cas contraire, l'intervention de ses représentants est suffisante (Ramstad, 1994). Enfin, Commons insiste sur le caractère « artificiel » de cette sélection dans le sens où elle implique des choix autoritaires entre différents intérêts, pratiques, coutumes, afin d'atteindre un compromis au-delà des conflits d'intérêts. Cependant, les figures d'autorité opérant cette sélection sont également au cœur de jeux de pouvoir (*lobbying*) visant à contrôler ou à orienter le processus de sélection en leur faveur (Rutherford, 1996). Ainsi, le changement institutionnel n'est pas indépendant des intentions de certains acteurs et le problème majeur réside alors dans l'évaluation de ces rapports de forces (Chavance, 2012).

2.3 Théorie de la valeur raisonnable

Ce processus de sélection artificielle renvoie nécessairement à la question des valeurs ou critères de choix sur lesquels fonder cette sélection. Commons développe alors une théorie des « valeurs raisonnables » qui doit permettre de refléter les conceptions qu'ont les autorités de la façon dont les charges et les bénéfices doivent être répartis entre les membres de la

société (Ramstad, 1994). L'apport de cette approche se situe dans la conceptualisation du caractère pluriel, socialement construit et évolutif des critères de sélection des règles.

Commons a étudié les processus d'évaluation fondant les décisions des autorités judiciaires de la *Common Law* américaine (Commons, 1924). Premièrement, il montre que les juges fondent leurs décisions sur ce qu'ils considèrent être une pratique raisonnable en termes d'efficacité et d'équité, c'est-à-dire servant à la fois le bien public et les droits privés (Dugger, 1996). Deuxièmement, il met en avant que ces décisions sont sociales car fondées sur les précédents, les circonstances, l'expérience et la prise en compte des différents points de vue afin d'aboutir à un compromis social au-delà des conflits d'intérêts (Bazzoli, 1999 : 125). Troisièmement, ces décisions sont aussi évolutives, elles n'ont pas le statut de « valeurs vraies » dans la mesure où elles sont ancrées dans un contexte historique qui oriente les choix concernant les intérêts à protéger et les coutumes à favoriser (Commons, 1934 : 712).

Commons suggère ainsi que les individus peuvent orienter leur destinée à partir de leur liberté radicale de responsabilité, pour faire des choix et négocier des solutions (Bazzoli, 1999 : 126). De cette façon, il est possible d'intervenir sur la logique de l'action collective et ainsi d'orienter la sélection artificielle.

3 L'émergence des PSE au Cambodge, une action individuelle des ONG de conservation

Il existe différents types de PSE au Cambodge, qui diffèrent par le type de service environnemental concerné et le type de payeur envisagé (Tableau 1). À partir de ces deux critères, nous distinguons trois types de PSE : les PSE biodiversité, les PSE bassins-versants et les mécanismes de redistribution des crédits REDD+. Les premiers ont émergé au milieu des années 2000 comme des mécanismes de petite taille, locaux et mis en place par des ONG de conservation qui jouent parfois le rôle d'acheteur des SE et plus généralement celui d'intermédiaires entre le fournisseur de SE et l'utilisateur (consommateurs urbains, touristes, etc.). Ces projets visaient à inciter de petits agriculteurs à changer des pratiques considérées comme nuisibles à la biodiversité (ex. récolte d'œufs d'espèces menacées d'oiseaux, expansion de terres agricoles dans des habitats importants) en échange de paiements monétaires ou en nature. Depuis la fin des années 2000, les ONG de conservation ont

également tenté de mettre en place des PSE bassin-versant, notamment sur des sites de barrages hydroélectriques (Arias *et al.*, 2011), et des mécanismes de redistribution des crédits REDD+ (Pasgaard, 2013) qui n’ont pas encore vu le jour du fait de blocages politiques.

Dans cette section, nous proposons une lecture de l’émergence de ces différents types de PSE au Cambodge à l’aide du cadre de Commons. Cette analyse nous amène à mettre en avant le rôle des ONG internationales de conservation dans ces processus.

Tableau 1. Présentation générale des projets PSE au Cambodge

Nature du dispositif	Province concernée	Première année de mise en place / État d’avancement	Porteur du projet [#]	Service environnemental cible	Bénéficiaires paiements	Origine des paiements
PSE BIODIVERSITÉ						
Ecotourisme communautaire	Preah Vihear	2005	WCS	Protection d’espèces en danger d’oiseaux et de leurs écosystèmes	Fond communautaire	Touristes
Certification de riz “Ibis” respectueux de la biodiversité	Preah Vihear	2008	WCS	<i>Idem</i>	Agriculteurs	Consommateurs de riz “Ibis”
Paiements directs pour la protection de nids d’oiseaux et de tortues*	Preah Vihear et Kompong Thom; Kratie et Stung Treng	2005 ; 2008 ; 2007	WCS ; WWF ; CI	Protection d’espèces en danger d’oiseaux et d’une espèce de tortue d’eau douce	Agriculteurs volontaires	ONG
Accords de conservation*	Koh Kong et Pursat ; Ratanakiri	2006 ; 2009	CI ; Poh Kao	Conservation de la forêt et d’espèces en danger (ex. crocodile du Siam)	Fond communautaire et agriculteurs volontaires	ONG
PSE BASSIN-VERSANT						
Paiements pour la fourniture d’eau potable	Siem Reap	Non opérationnel (initié in 2009)	WA et MoE	Contribuer au remplissage des nappes phréatiques de Siem Reap	Indéterminé	Hôtels de luxe

Paiements pour la gestion du bassin versant d'un barrage hydroélectrique (SPES)	Pursat	Non opérationnel (initié en 2010)	FFI / MoE et AF	Diminuer l'accumulation de sédiments liés à des changements d'usage des sols dans le réservoir du barrage.	Indéterminé	Concessionnaire du barrage et Électricité du Cambodge.
---	--------	-----------------------------------	-----------------	--	-------------	--

PSE CARBONE						
Projet pilote REDD+*	Oddar Meanchey ; Mondulkiri et Kratie ; Siem Reap	Non opérationnel. Initiés en 2008 ; 2009 ; et 2011)	PACT /AF; WCS/AF; FFI / AF	Séquestration du carbone atmosphérique & déforestation évitée	Communautés locales et FA	Marché carbone

*Ces PSE ont été mis en place de manière indépendante par différents partenaires dans différentes régions du Cambodge. Nous les avons rassemblés car ils présentent des caractéristiques communes.

Wildlife Conservation Society (WCS), Conservation International (CI), World Wildlife Fund (WWF), Fauna and Flora International (FFI), Wildlife Alliance (WA) sont les principales ONG internationales de conservation présentes au Cambodge. L'administration forestière (AF) et le ministère de l'Environnement (MoE) sont les principaux gestionnaires des ressources naturelles du pays.
Source : Les auteurs

3.1 Les conflits comme moteur de l'émergence des PSE au Cambodge

Au Cambodge, l'utilisation des écosystèmes forestiers riches en biodiversité fait l'objet d'un certain nombre de transactions (au sens de Commons, des relations d'échange) entre différents groupes d'acteurs aux intérêts divergents. Par exemple, ces écosystèmes ont une importance commerciale pour les entreprises privées qui se voient octroyer des droits d'usage temporaires par le Gouvernement sous forme de concessions économiques ou de permis d'extraction. Ils jouent par ailleurs le rôle de filet de sécurité pour des communautés rurales pauvres qui utilisent les terres forestières pour mettre en place une agriculture vivrière et des produits forestiers pour satisfaire d'autres besoins de base. Ce type d'usage est en pratique gouverné par les autorités locales et dans certains cas par l'administration forestière par l'octroi de concessions pour des communautés forestières. Enfin, les ONG internationales de conservation considèrent que les écosystèmes forestiers du Cambodge ont une importance globale en termes de biodiversité. Celles-ci sont impliquées dans le montage de financements auprès des bailleurs de fonds et dans la gestion du système d'aires protégées (AP) en partenariat avec le Gouvernement.

Les règles qui gouvernent les transactions entre ces différents usages, qui préexistaient aux PSE, n'ont pas enrayeré la dégradation et la perte des écosystèmes forestiers du pays, parmi les

plus fortes au monde (Hansen *et al.*, 2013). De plus, ces règles semblent de moins en moins capables de contenir et gérer les conflits croissants, constamment renouvelés et exacerbés par la nature rivale de cette ressource.

Ainsi, la dégradation des écosystèmes est telle que ses conséquences commencent à se faire ressentir localement, comme par exemple à Siem Reap (au centre du pays) où le tarissement des nappes phréatiques inquiète le secteur hôtelier. Cette situation entraîne également des conflits sociaux autour de l'éviction de petits agriculteurs par les entreprises concessionnaires dans les zones forestières. Les restrictions associées à la mise en application des aires protégées entraînent des contestations parfois violentes des communautés locales, comme cela a été le cas dans les Cardamomes avant la mise en place des accords de conservation. De plus, l'arrivée de nouveaux utilisateurs de ces écosystèmes, par exemple les concessionnaires des barrages hydroélectriques, renouvelle constamment les conflits autour de ces ressources et bouleversent les fragiles règles collectives (*working rules*) qui prévalaient jusqu'ici. Finalement, le tarissement des sources de financement classiques de la conservation amène les ONG à en chercher de nouvelles.

3.2 Les PSE, une transaction stratégique pour les ONG de conservation

Ce contexte de conflits a été interprété par les ONG de conservation comme un signal que les règles habituelles de gestion des ressources naturelles étaient devenues insuffisantes pour satisfaire leur intérêt, i.e. la prise en compte de la conservation de la biodiversité dans les décisions des utilisateurs des ressources et les décideurs politiques. En reprenant les termes de Commons, les ONG identifient dans ces changements de contexte une situation stratégique offrant de nouvelles contraintes (contestations des communautés locales, développement de barrages hydroélectriques) et opportunités (nouvelles sources de financement) qui rendent les règles habituelles de gestion inadaptées (Commons, 1934).

Cette situation a amené les ONG à revoir leurs stratégies d'intervention et plus particulièrement à proposer de nouvelles pratiques de gestion des ressources naturelles et de la biodiversité, en l'occurrence les différents types de PSE. Les ONG endossent alors le rôle d'innovateurs, au sens de Commons. Ce processus est illustré par l'évolution des stratégies des ONG de conservation dans les Cardamomes, qui ont fait évoluer le design des PSE en fonction des conflits d'usage. Dans ce massif forestier du Sud-Ouest du Cambodge, l'approche réglementaire très contraignante avait entraîné une contestation forte des

communautés locales, ce qui a convaincu CI d'opter pour une approche incitative, les accords de conservation. Plus tard, les barrages hydroélectriques sont devenus un enjeu de conservation majeur dans cette région et FFI a alors choisi la mobilisation de PSE pour permettre d'améliorer la prise en compte de l'environnement dans les décisions des concessionnaires des barrages et du Gouvernement en particulier.

Néanmoins, le choix d'opter pour une approche incitative et pour un type de PSE en particulier est également socialement contraint. En effet, il est tout d'abord fortement influencé par des stratégies plus globales du siège des ONG ou des bailleurs de fonds, principaux financeurs des bureaux nationaux des ONG de conservation. Par exemple, le REDD+ est le résultat de processus de négociations internationales sur le climat ; les accords de conservation ont été conçus au siège de CI comme l'outil principal de mise en œuvre du « *conservation stewardship program* ». La nature institutionnalisée de l'émergence des projets PSE se retrouve également dans le fait que les ONG visent à reproduire les pratiques informelles, les habitudes qui gouvernent leurs interactions avec le Gouvernement dans le domaine de la conservation des ressources naturelles. En effet, l'émergence et la mise en place d'autres principaux instruments de politique publique pour la conservation (AP et communautés forestières) ont suivi des processus similaires, c'est-à-dire le transfert depuis l'international d'un modèle d'instrument piloté par une ONG, puis la mise en place d'expériences pilotes sur financement international, avant que, plus tard, ces expériences soient répliquées et le cadre légal défini.

Argumentaire en faveur des PSE et stratégie de diffusion du concept de PSE par les ONG

Le passage du changement de pratiques individuelles au changement de règles sociales se fait en premier lieu par une tentative des ONG de diffuser les nouvelles pratiques, notamment auprès du Gouvernement. Ce processus de diffusion repose avant tout sur la mobilisation de deux principaux types d'argumentaires. Premièrement, ces mécanismes sont présentés comme des solutions triplement gagnantes, permettant à la fois de conserver la biodiversité, de lutter contre la pauvreté et de participer au développement économique du pays. Par exemple, le programme de FFI vise à « *explorer des approches de développement durable et de gestion des ressources naturelles qui profitent à la protection de l'environnement, au développement des moyens de subsistance des communautés locales et qui permettent la production d'énergie*

hydroélectrique durable à travers le développement de mécanismes de PSE »⁴⁹. Deuxièmement, les discours tendent également à mettre en avant le fait que ces projets constituent des mécanismes de financement innovants pour la mise en œuvre des politiques de conservation. Ce type de discours se retrouve ainsi associé aux trois types de PSE dans des stratégies gouvernementales telles que le Programme forestier national et la Stratégie nationale pour la croissance verte⁵⁰.

Les ONG de conservation ont également mobilisé un certain nombre de moyens financiers pour appuyer la diffusion de ces discours et nouvelles pratiques. Ceux-ci prennent la forme de financement de projets par des bailleurs de fonds internationaux. Par exemple, FFI a obtenu un financement de 1,5 million de dollars sur 4 ans (2010-2014) de l'Union européenne pour un projet intitulé *Sustainable Provision of Ecosystem Services in the Cardamom Mountains Landscape* qui vise à mettre en place un projet pilote PSE bassin versant. Une part non négligeable de ces crédits finance des activités qui visent à produire de l'information sur les services écosystémiques et sur les bénéfices économiques induits par ce projet. Ceci a pour objectif de faciliter les rencontres et échanges d'information, d'idées et d'expériences entre acteurs. Néanmoins, l'analyse de Commons suggère que la seule diffusion de nouvelles pratiques (ici le concept de PSE) n'est pas suffisante pour les « institutionnaliser », c'est-à-dire en faire de nouvelles règles.

4 Négociations et blocages autour des PSE au Cambodge, une action collective différenciée selon le type de PSE

Les PSE bassin-versants et les mécanismes de redistribution des crédits REDD+ sont confrontés à des blocages politiques qui entravent leur mise en place effective depuis la fin des années 2000. Les processus de négociation sous-jacents sont caractérisés par la mise en

⁴⁹ <http://www.ffi-spes.org/about.html>

⁵⁰ Le concept de PSE apparaît dans le Sous-programme 6.5 du Programme Forestier National intitulé *“Innovative Financing from Payments of Environmental services and Carbon Credit”* et dans la stratégie nationale pour la croissance verte dont un des objectif est comme suit: *“Develop a scheme for innovative investments that can carry on through - out medium and long terms and consist of: a. Payment for Ecosystem Services”*.

place de coûteuses études de faisabilité et par leur extrême lenteur. Dans cette section, nous cherchons à comprendre cette situation en analysant les négociations autour des différents types de PSE à l'aide du concept de sélection artificielle de Commons.

4.1 Des niveaux d'intérêts économiques et politiques en jeu différents selon les PSE

Selon Commons, la diffusion de nouvelles règles engendre de nouveaux conflits d'intérêts qui expliquent le passage à l'action collective. L'analyse de ces conflits et de l'action collective qui en découle apparaît comme cruciale pour comprendre les blocages de certains types de PSE au Cambodge. En effet, nous identifions des différences importantes entre les PSE biodiversité et les deux autres mécanismes.

Ainsi, les blocages politiques autour des projets REDD+ et des PSE bassin-versant se matérialisent autour de la répartition des coûts et bénéfices associés aux règles encadrant la gestion des écosystèmes et plus spécifiquement sur deux questions principales : qui paye ? Et comment est redistribué l'argent ? Le problème est plus particulièrement lié au fait que ces deux types de projets envisagent des modifications des coûts et des bénéfices significatifs qui affecteraient des groupes d'acteurs stratégiques pour le Gouvernement. Par exemple, un des points de désaccord principaux sur les PSE bassin-versant vient du fait que les concessionnaires des barrages ou les abonnés des réseaux d'électricité ont été proposés comme payeurs potentiels par les ONG. Ceci a provoqué une forte opposition du Gouvernement. Le Premier ministre a ainsi prononcé un discours en 2009 où il a publiquement exprimé son opposition à ce type de mécanismes car ils conduiraient à l'augmentation du prix de l'électricité, ce qui affecterait les intérêts de ces groupes. Dans la même optique, l'essentiel des négociations des projets REDD+ porte sur la question de la répartition de l'argent issu de la vente des crédits carbone (estimé au début du projet à environ 4 millions de dollars), notamment entre communautés locales et gestionnaires d'aires protégées tous deux éligibles.

Dans le cas des PSE biodiversité, les volumes financiers envisagés sont moins importants et les groupes d'acteurs potentiellement concernés par une modification des coûts et bénéfices, moins stratégiques. Par exemple, les transferts annuels aux communautés des accords de conservation de CI sont de l'ordre de 60 000 USD. Néanmoins, les conflits d'intérêts ne sont pas pour autant inexistantes. Ainsi, Milne (2009) rapporte que l'introduction des accords de conservation a fait émerger des conflits d'intérêts entre les deux partenaires du projet,

l'administration forestière et CI. Leurs divergences sur la manière dont les activités devaient être mises en œuvre et les règles de conservation appliquées, a conduit à une lutte pour le contrôle du pouvoir de décision au sein du projet, sans pour autant conduire à un blocage.

Au final, les conséquences anticipées par les acteurs de la mise en place de nouvelles règles dans le cadre de projets PSE engendrent des conflits d'intérêts plus ou moins importants. Ceux-ci conduisent différents groupes d'acteurs à s'engager dans des négociations pour défendre leurs propres intérêts et influencer sur la sélection des nouvelles règles afin qu'elles leur soient favorables.

4.2 Entraînant un degré d'intervention différent du Gouvernement dans les négociations

Le Gouvernement joue le rôle de figure d'autorité dans les processus de sélection artificielle des nouvelles règles. Nous distinguons deux niveaux hiérarchiques principaux qui interviennent dans les négociations autour des PSE : le Gouvernement central, notamment le Premier ministre, le Conseil économique national suprême⁵¹ et le Conseil des ministres, d'une part, et les administrations sectorielles notamment le ministère de l'Environnement (MoE) et l'administration forestière (AF), d'autre part. Ainsi, l'action du Gouvernement central vise à contrôler les conflits d'intérêts engendrés par les PSE. Dans le cas du REDD+, il désigne l'AF comme vendeur légal des crédits carbone et définit des règles générales de répartition (publication de la lettre n°699 par le conseil des ministres). Dans le cas des PSE bassin-versant, il s'oppose à l'idée de faire payer le SE par les concessionnaires de barrages ou par les usagers de l'électricité. La culture politique cambodgienne reposant sur un respect strict de la hiérarchie, les administrations sectorielles s'alignent généralement sur la position du Gouvernement central. Ceci contribue à expliquer les blocages sur les PSE bassin-versant, les administrations partenaires des ONG de conservation ayant préféré se retirer du processus. Dans le cas des PSE biodiversité, seules les administrations sectorielles interviennent directement (pas le Gouvernement). Elles ont la tâche de valider ou non les décisions relatives aux modalités de mise en œuvre des projets PSE biodiversité en fonction des intérêts du Gouvernement (Milne, 2009).

⁵¹ *Think tank* qui conseille le Premier ministre et le ministère de l'Économie et des Finances sur les questions macroéconomiques.

La qualité de figure d'autorité du Gouvernement s'explique dans le cas du Cambodge en grande partie par le cadre légal. Celui-ci rend nécessaire et légitime sa participation aux négociations en établissant une forme de relation hiérarchique avec les ONG. Il s'agit, d'une part, des accords internationaux, auxquels le Cambodge est signataire (principalement déclaration de Paris, Accra et Busan), qui définissent des principes et modalités de consultation avec le Gouvernement et d'alignement avec les stratégies nationales. D'autre part, depuis, 1979, les ONG doivent faire une demande d'enregistrement auprès du ministère des Affaires Étrangères pour pouvoir opérer au Cambodge, ce qui confère au Gouvernement le pouvoir de bloquer leurs activités. Ce pouvoir est aussi lié aux lois sectorielles qui confèrent aux administrations des prérogatives légales sur des secteurs et des types de territoire (ex. la loi forestière qui désigne l'AF comme étant en charge de la gestion des forêts protégées où sont généralement mis en place les PSE).

Finalement, la distinction que fait Commons entre les niveaux hiérarchiques des figures d'autorité est particulièrement éclairante pour affiner notre analyse. Elle permet d'expliquer le fait que le Gouvernement central ne soit intervenu que lorsque les nouvelles pratiques associées aux PSE ont présentée des enjeux importants en terme de volumes financiers et qu'elles sont entrées en conflit avec des intérêts stratégiques (le sien ou celui des investisseurs). Dans le cas des PSE biodiversité, les administrations sectorielles qui ont des prérogatives légales sur les secteurs (selon le type de SE) et les territoires concernés (selon la localisation envisagée du projet) ont agi en tant que représentantes du Gouvernement car les nouvelles pratiques associées aux PSE n'entraient pas en conflit avec les intérêts du Gouvernement central.

4.3 Reposant sur des critères de décision en mouvement

La théorie de la valeur raisonnable de Commons apporte également un éclairage intéressant pour comprendre la manière dont les figures d'autorité – notamment le Gouvernement central - prennent leurs décisions concernant la sélection des nouvelles règles de gestion des écosystèmes. Selon Commons, il n'existe pas de critère universel tel que l'efficience qui guide les choix des décideurs. Ainsi, dans le cas du Cambodge, le Gouvernement est au cœur de jeux de pouvoir qui impliquent différents groupes d'intérêts qui visent à orienter ses décisions en leur faveur. Dans ce cadre, les critères de choix semblent être guidés par la protection des intérêts de certains groupes d'acteurs. Ils s'agit de ceux qui permettent de maintenir la stabilité du régime et/ou de sécuriser l'accès à un certain nombre de rentes : les

investisseurs privés qui sont une source légale et illégale de rentes et contribuent également au maintien d'une croissante économique forte ; les consommateurs d'électricité qui composent la base électorale du Gouvernement ; dans le cas du REDD+, le Gouvernement lui-même qui revendique la propriété des crédits carbone car ceux-ci présentent un potentiel de rente important.

Néanmoins, Commons met en avant le fait que ces critères ne sont pas immuables mais évolutifs. Le revirement récent de la position du Premier ministre sur les PSE est à ce titre un bon exemple. D'une opposition complète aux PSE, il a récemment exprimé une position plus ouverte⁵². Ceci est en partie dû à l'action des ONG de conservation. Elles ont mobilisé les ressources nécessaires pour maintenir la question des PSE sur la table de négociations après le discours de 2009 du Premier ministre à l'échelle nationale et obtenir la prise en compte des critères financiers et utilitaristes qu'elles promeuvent (cf. partie 2.3). En effet, les ONG ont été en mesure de maintenir d'étroites relations de travail avec un certain nombre de hauts fonctionnaires clés capables de promouvoir des idées à l'intérieur de leurs institutions (pouvoir de réseau). Elles ont aussi été capables de réunir suffisamment de financements pour couvrir les coûts associés à la production et à la diffusion d'information visant à appuyer leur position en faveur des PSE.

5 Conclusion

L'institutionnalisme de John R. Commons offre de nouvelles clés de lecture pour comprendre les processus d'émergence et de diffusion des PSE, notamment au Cambodge. En mettant les conflits au cœur de l'analyse, ce travail met en lumière le rôle particulier que jouent le Gouvernement et les ONG dans la mise en place ou les blocages des projets PSE. Nous avons montré que, dans un contexte de conflits autour de l'utilisation des écosystèmes forestiers, l'introduction des PSE au Cambodge constitue une stratégie pour les ONG visant à faire évoluer les règles de gestion de la biodiversité pour les rendre compatibles avec leurs propres intérêts (conservation de la forêt). En important les modèles de PSE et en les diffusant dans la sphère politique sous forme de projets, les ONG endossent ici le rôle d'individus innovateurs

⁵² H.E. Hun Sen, Premier ministre du Cambodge, à la journée de l'Environnement, novembre 2013.

décrit par Commons. L'introduction de ces nouveaux outils va alors rapidement nécessiter l'intervention de l'administration qui va agir en tant que figure d'autorité en contrôlant les conflits d'intérêts engendrés par l'introduction des PSE. Nous montrons que le Gouvernement intervient seulement lorsque les PSE concernent des enjeux stratégiques (protection des investisseurs étrangers, des consommateurs d'électricité), dans une logique de protection de ses intérêts politiques, (stabilité du régime politique, rente économique, etc.). Ceci permet de mieux comprendre pourquoi les PSE bassin-versant et les PSE carbone n'ont pas pu voir le jour au Cambodge. Au final, on constate que l'introduction des PSE au Cambodge n'a pas été en mesure pour l'instant de changer fondamentalement les règles d'utilisation des ressources naturelles. Le processus de sélection artificielle des règles a conduit au maintien d'un certain *statu quo*, c'est-à-dire à la protection des intérêts du Gouvernement et des investisseurs privés qui exploitent les ressources naturelles, et ce au détriment d'autres acteurs – notamment les communautés locales et les ONG de conservation.

Pour dépasser ce *statu quo*, certains travaux préconisent de travailler au niveau local avec les communautés rurales, via la mise en place de petits projets pilotés par les ONG de conservation (Milne et Chervier, 2014). Cette stratégie d'évitement peut se justifier d'un point de vue opérationnel, mais n'apporte pas de solution aux conflits entre, d'une part, les communautés locales et les ONG de conservation, et, d'autre part, les concessions économiques. En ce sens, elle ne nous semble pas en mesure d'engendrer des changements majeurs en terme de gestion durable des écosystèmes. Il conviendrait plutôt de trouver des leviers d'action permettant d'orienter les processus de décisions vers plus de justice sociale et environnementale. À ce titre, Commons considère qu'il est possible d'intervenir sur la sélection des règles en modifiant les critères de décision, notamment en renforçant le poids politique des groupes d'intérêts les plus faibles. Dans cette optique, nous pensons que les ONG de conservation devraient poursuivre leurs actions visant à renforcer les capacités des communautés locales à faire entendre leurs voix et à faire valoir leurs intérêts dans les processus de décisions politiques au Cambodge.

Finalement, cette analyse tente de renouveler les réflexions autour de la conception et la mise en œuvre des PSE dans les pays du Sud. Nous apportons de nouveaux éléments d'explication au décalage entre théorie et pratique des PSE en montrant que l'adaptation de cet outil au contexte économique et social traduit des stratégies pour certains acteurs. De plus, contrairement à l'approche « wunderienne » des PSE, qui présente ces mécanismes comme des solutions purement privée, entre un fournisseur et un acheteur de service

environnemental, au problème de gestion des écosystèmes, nous montrons que l'État détient une place centrale dans les négociations. Le rôle de l'État se voit donc conforté mais en insistant davantage sur son action en tant qu'institution possédant le pouvoir coercitif. En appliquant la théorie du changement institutionnel de Commons à l'essor récent d'instruments économiques, ce travail illustre l'intérêt de cette approche pour appréhender l'évolution des règles encadrant les activités économiques. À ce titre, il pourrait être intéressant de reproduire ce type d'exercice à d'autres contextes et de poursuivre la compréhension des travaux de Commons, dont la pensée reste encore largement méconnue.

6 Annexes

6.1 Annexe 1 : liste des entretiens réalisés avec les acteurs impliqués dans la diffusion, la mise en place et le suivi des PSE au Cambodge au cours de trois séries d'entretiens (2009, 2012, 2013-14)

2009	
Bailleurs de fond	Agence Française du Développement (AFD) Danish International Development Agency (DANIDA) European Union in Cambodia Japan International Cooperation Agency (JICA) United States Agency for International Development (USAID) Swedish International Development Cooperation Agency (SIDA)
Organisation Internationales des Nations-Unies	The Economic and Social Commission for Asia and the Pacific (UNESCAP) Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) United Nations Development Programme (UNDP)
Administration gouvernementales	Forestry Administration (FA) Ministry of Environment (MoE)
ONG de plaidoyer	East-West Management Institute (EWMI) NGO Forum
ONG Conservation	PACT Fauna and Flora International (FFI) Conservation International (CI) Wildlife Conservation Society (WCS)
ONG de développement	World Wildlife Fund (WWF) Cambodian Center for Study and Development in Agriculture (Cedac) Cambodian Organic Agriculture Association (Coraa) Groupe Énergies Renouvelables, Environnement et Solidarités (Geres) Gret ONF International
Organismes de recherche	Royal University of Phnom Penh (RUPP)
2012 - Specific focus on watershed PES	
Administration gouvernementales	Ministry of Environment (MoE) Supreme National Economic Council (SNEC) Ministry of Industry, Mines and Energy (MIME) Council for Agricultural and Rural Development, Agriculture and Rural Development (CARD)

		National Committee for Sub-National Democratic Development Secretariat (NCDD)
ONG conservation	de	PACT Wildlife Alliance (WA) Wildlife Conservation Society (WCS) National Biogas program (NBP) Conservation International (CI)
2013-2014		
ONG conservation	de	Fauna and Flora International (FFI) Conservation International (CI) Wildlife Conservation Society (WCS) World Wildlife Fund
Bailleurs de fond		European Union in Cambodia Agence Française du Développement (AFD)
Administration gouvernementales		Ministry of Environment (MoE) Forestry Administration (FA)
Organismes recherche	de	International College of London - 3 chercheurs Australian National University - 1 chercheur

6.2 Annexe 2 : liste des Lois et autres éléments du cadre légal cambodgien revus pour l'étude.

<i>Loi</i>	<i>Année</i>	<i>N° de la Loi</i>
Stratégies nationales du gouvernement		
Royal Government of Cambodia-Rectangular Strategy - phase II	Update 2008	-
Cambodia National Strategic Development Plan	Update 2009-2013	NS/RKM/0610/012
Cambodia Millenium Development goals	Update 2010	-
Forêt		
Law on Forestry	2002	No. NS/RKM/0802/016
Sub-Decree on Community Forestry Management	2003	No. 79 ANK/NK
Letter of support for CFI carbon foresty project	2008	No. 699 Sar.CHor.Nor
Cambodia REDD+ roadmap v.4	2011	-
National Forest Programme 2010-2029	2010	-

Environnement		
Law on Environmental Protection and Natural Resource Management	1996	No.NS/RKM/12/96/36
Anukret on EIA process	1999	No. 72 ANK/BK
Protected Area law	2008	No. NS/RKM/0208/007
Green Growth Map	2009	-
Community protected area subdecree and guidelines	Draft (2012)	-
Agriculture		
Agricultural Sector Development Strategic Development Plan	2006-2010	-
National Strategy Agriculture and Water	2010-2013	-
Décentralisation et finances		
Law on Administration and Management of Commune/Sangkat	2001	No.NS/RKM/03/01/05
Sub-Decree on Commune/Sangkat Land Use Planning Procedure	2009	No. 72 ANK.BK
Law on Public Finance System	2008	NS/RKM/0508/016
Law on Administrative Management of the Capital, Provinces, Municipalities, Districts and Khans	2008	No. NS/RKM/0508/017
Law on Financial Regime and Property Management for Subnational Administrations	2011	No. CS/RKM/0298/03
Investissement et concessions		
Law on Investment	1994	No 03/NS/94
Law on Concessions	2007	NS/RKM/1007/027
Sub-Decree on Economic Land Concessions	2006	No. 146 ANK/BK
Sub-decree on social land concessions	2007	No. 19 ANK/BK
Announcement by the Royal Government of Cambodia on Economic Land Concessions	2012	-
Energie		
Law on electricity	2001	No. NS/RKM/0201/03
Regulations on General Principles for regulating electricity Tariffs	2007	-
Gestion des ressources en eau		
Law on Management of Water Resources in Cambodia	2007	No. NS/RKM/0607/

		016
Sub-Decree On River Basin Management (draft)	2011	-
Foncier rural		
Land law	2001	No.NS/RKM/08 01/14
Circular illegal land grabbing (illegal occupation of State land)	2007	No. 02 S.R
Sub-decree on State Land Management	2005	No. 118 ANK.BK
Key-note speech land titling-H.E. Hun Sen	2012	-
Sub Decree #83 on Registration of land of indigenous communities	2009	No 83 ANK/BK

Conclusion de la partie 2

Au Cambodge, les PSE n'émergent pas, comme par exemple dans le cas de Vittel (Perrot-Maitre, 2006), comme des négociations directes entre deux parties concernées par une externalité. Ils sont mis en place par des ONG de conservation en partenariat avec des agences du gouvernement et sous forme de projets financés par des bailleurs de fonds. Le design et la mise en place des PSE requièrent en outre des moyens financiers et discursifs importants et l'intervention de multiples intermédiaires (ONG et Gouvernement).

Le moteur de ces processus est dans la plupart des cas la résolution de conflits d'intérêts autour des règles de gestion, d'utilisation des ressources naturelles. Les conflits d'intérêts expliquent d'une part l'émergence des PSE. Nous avons ainsi montré que les ONG ont généralement initié des projets PSE lorsque les règles préexistantes étaient devenues insuffisantes pour satisfaire leurs intérêts i.e. (i) la prise en compte de la conservation de la biodiversité dans les décisions des utilisateurs des ressources et des décideurs politiques et (ii) le maintien d'un niveau de financement suffisant pour assurer la mise en œuvre de leurs activités. Elles ont ainsi réagi à l'apparition de nouvelles contraintes (contestations des communautés locales, accélération de la déforestation) et opportunités (nouvelles sources de financement) en initiant des projets de PSE. Les ONG de conservation ont dans certains cas cherché à justifier la mise en place de PSE en terme d'externalités et en utilisant un cadre utilitariste de la protection de la nature (pour les PSE bassins-versants). Or, cette approche a été confrontée à des blocages politiques et à la difficulté de fournir des preuves de l'existence de ces externalités. Les conflits d'intérêts sont d'autre part clés dans l'interprétation des processus de design qui suivent l'émergence des différents projets PSE. Le concept de PSE a en effet engendré des attitudes différentes selon le type de mécanisme et selon les acteurs. Nous avons montré que ces différences de points de vue donnent lieu à des négociations plus ou moins conflictuelles lors de la phase de design des PSE (ex. le rejet du Premier Ministre qui s'est positionné publiquement contre la mise en place de projets PSE en 2009). Ces résultats font écho à la plupart des études portant sur l'émergence des PSE, comme par exemple celle de Shapiro (2013) qui met en avant l'influence de mouvements sociaux et autres types de conflits comme un des processus d'hybridation des PES.

A partir de ce constat, notre recherche a permis de préciser les rôles respectifs du Gouvernement et des ONG dans l'émergence et le design des PSE au Cambodge. Elle a d'une part confirmé le rôle important que jouent les ONG internationales de conservation dans ces processus en tant que ce que les chercheurs en sciences politiques appellent des « *policy entrepreneurs* » ou « *brokers* » (Hrabanski *et al.*, 2013) et ce que nous appelons à la suite de John R. Commons des « *innovateurs* » : celles-ci importent des modèles de PSE depuis l'étranger et les diffusent dans la sphère politique sous forme de projets financés par des bailleurs de fonds. Néanmoins, bien que situé dans un pays où l'Etat est souvent considéré comme faible en terme de capacités à définir et mettre en œuvre les Lois de manière autonome, notre recherche a mis en évidence le rôle prépondérant du gouvernement central et de ses administrations sectorielles dans les processus de design des PSE. Ils prennent le rôle de ce que Commons appelle des « figures d'autorité », qui interviennent pour sanctionner les conflits d'intérêts générés par l'introduction des PSE. La capacité de ces deux types d'acteurs à influencer les processus s'explique en particulier par des jeux de pouvoir entre les participants aux négociations : au sein des administrations, entre le Gouvernement et les ONG, entre ces deux types d'acteurs clés et leurs « patrons » (investisseurs et électeurs d'un côté, bailleurs de fonds et sièges de l'autre). Les asymétries de pouvoirs trouvent leur origine dans le cadre légal, mais aussi dans la capacité des ces acteurs à mobiliser des ressources financières et politiques.

Notre recherche a également permis d'illustrer le fait que la compréhension des processus de design et d'émergence passe en particulier par l'étude de la manière dont les acteurs clés prennent leurs décisions. Il s'agit d'un aspect qui est à notre connaissance peu traité dans la littérature sur les PSE. Au Cambodge, nous avons montré que l'intervention des acteurs clés est avant tout expliqué par une propension à vouloir satisfaire leurs propres intérêts ou ceux de groupes d'acteurs qu'ils représentent. Leur attitude se construit alors en fonction de la nature de ces intérêts et de comment ils anticipent les conséquences de la manière dont la mise en place des PSE va changer les règles d'utilisation des ressources naturelles. Nous avons aussi montré que les intérêts des figures d'autorité sont avant tout d'ordre économique. Le gouvernement central intervient dans les processus de design des projets PSE uniquement lorsque la modification anticipée des coûts et bénéfices a concerné des volumes financiers importants et est entrée en conflit avec des intérêts stratégiques (i.e. le sien ou celui des investisseurs) afin de les protéger. Ceci a probablement eu pour conséquence d'inciter les ONG à justifier la nature de manière utilitariste et en termes économiques.

Ainsi, l'essentiel des négociations porte sur des décisions relatives aux règles de répartition des coûts et bénéfices résultants de l'introduction des PSE dans les systèmes de gestion et d'exploitation des ressources naturelles ou sur des questions de contrôle des projets les mettant en place. De plus, une part non négligeable des budgets des projets PSE finance des activités qui visent à produire de l'information sur les services environnementaux, leurs valeurs monétaires, et sur les bénéfices économiques des projets PSE.

Néanmoins, l'influence des institutions formelles et informelles sur les processus et les attitudes des acteurs clés n'est pas nulle. D'une part, les idées et discours inspirés de la rhétorique des PSE « coasiens » (compensation du coût d'opportunité, efficacité, etc.), de l'approche utilitariste de la conservation de la nature (services écosystémiques, analyse coûts / bénéfices, etc.), des perspectives qu'offre ce type d'outil en terme de financement des stratégies de conservation, de l'arbitrage théorique entre développement et conservation influencent les attitudes des acteurs et particulièrement la manière dont ils anticipent la modification des coûts et bénéfices individuels induite par la mise en place des PSE. D'autre part, nous avons vu que, bien qu'il n'existe pas de cadre légal spécifique dédié pour les PSE (ce type d'outil apparaît uniquement dans certaines stratégies gouvernementales comme source de financement innovante de la conservation), le cadre légal formel influence tout de même de manière significative leur design. Par exemple, les politiques foncières sont mobilisées en parallèle de la mise en place des PSE pour clarifier les droits d'usages des ressources qui sont soumises à contractualisation ; les orientations cadres du gouvernement et les stratégies des sièges des ONG influencent les attitudes respectives des administrations et bureaux locaux des ONG de conservation ; il y a finalement une forme de dépendance au sentier par rapport aux politiques publiques préexistantes en matière de gestion des ressources naturelles, notamment les aires protégées (les PSE visent souvent à appuyer la mise en œuvre de la Loi Forestière ou de la Loi sur les Aires Protégées à l'intérieur ou en périphérie de celles-ci). Ces résultats confirment les résultats des études empiriques sur le design des PSE que nous avons présentés en introduction de cette partie.

La compréhension plus fine de ces processus nous a permis d'expliquer une caractéristique frappante du panorama des PSE au Cambodge i.e. le fait que le concept de PSE a du mal à s'opérationnaliser de manière significative et autrement que par quelques expériences pilotes de petites tailles. En effet, l'existence de différences dans les processus de négociation permet d'interpréter la lenteur du processus de définition des pilotes REDD+ et les blocages politiques associés aux PSE bassin versant. Ces mécanismes engendrent des conflits de plus

grande ampleur du fait qu'ils concernent des transferts financiers importants et affectent les futurs coûts et bénéfices d'acteurs stratégiques pour le Gouvernement (notamment les investisseurs privés). Ceci a pour conséquence l'intervention de figures d'autorité de niveaux hiérarchiques supérieurs (dont le Premier Ministre lui-même) qui sanctionnent alors les décisions dans le sens de la protection de ces intérêts stratégiques et de la création ou le maintien de l'accès à des rentes (ex. la vente des crédits carbone REDD+).

Au final, il semble que ce type de processus tend à renforcer le contrôle de l'État sur les décisions relatives à l'utilisation des ressources naturelles (ce que nous avons appelé le « *state capture* ») et *in fine* à maintenir le « *statu quo* » - i.e. le fait qu'il n'y ait pas de changements fondamentaux dans les règles d'utilisation des ressources naturelles et dans la répartition des coûts et bénéfices qui en sont issus. En nous inspirant des travaux de Commons, nous avons également cherché à identifier des leviers d'action pour orienter les processus de décision vers la meilleure prise en compte de critères de justice sociale et environnementale dans la gestion des ressources naturelles au Cambodge. Il nous apparaît ainsi envisageable d'intervenir sur la logique de l'action collective, en particulier sur les valeurs sur la base desquelles le gouvernement prend ses décisions. Ceci pourrait se faire en renforçant, par exemple, le poids politique des groupes d'intérêts les plus faibles (Bazzoli, 1999, p. 126-127). Les arènes de négociation autour du design et de la mise en place des PSE pourraient alors potentiellement constituer un moyen d'actionner ce type de levier. Au Cambodge, ces stratégies sont utilisées par les ONG impliquées sur les questions environnementales, mais plutôt au moyen d'actions de « plaidoyer » plutôt qu'à travers le design et la mise en place d'instruments incitatifs. Ce travail semble commencer à porter ses fruits car la conservation et les conséquences environnementales et sociales des modes actuels d'utilisation des ressources naturelles prennent de l'importance dans le débat politique et la presse nationale. Certains voudraient ainsi voir dans plusieurs décisions récentes du gouvernement – par exemple le moratoire sur les concessions économiques, le non-renouvellement des lots de pêche sur le Tonle Sap, l'arrêt temporaire de certains projets de barrages hydroélectriques- des conséquences de ces actions.

Cette partie a également permis d'illustrer le fait que le cadre théorique de John R. Commons offre des clés de lecture pertinentes des processus d'émergence des différents types de PSE au Cambodge. Premièrement, le fait de conceptualiser les conflits d'intérêts et leur résolution comme le moteur du changement institutionnel permet d'avoir une compréhension plus réaliste des mécanismes d'émergence. Deuxièmement, sa conceptualisation du processus

d'évolution à travers une articulation entre causalité individuelle et causalité institutionnelle nous semble très éclairante pour analyser les rôles de chaque acteur et les jeux de pouvoir en place (Gouvernement au sens large et ONG de conservation). Le concept de « psychologie négociationnelle » de Commons permet ainsi de conceptualiser la nature duale du comportement des décideurs i.e. à la fois « volitionnelle » (résultat de la volonté individuelle de satisfaire ses intérêts) et sociale (contraint par le contexte institutionnel et les relations avec les autres). Cependant, il nous paraît indispensable d'approfondir la question de la manière dont les figures d'autorité prennent leurs décisions dans le contexte cambodgien. Il conviendrait alors de mieux analyser les jeux de pouvoirs qui visent à contrôler les décisions du gouvernement et les systèmes de patronage politique associés. Il s'agit d'une thématique que nous n'avons pas abordée dans le détail au cours de cette étude pour des raisons de difficulté d'accès à l'information et aux acteurs clés (notamment investisseurs privés).

Par ailleurs, nous avons vu qu'au Cambodge, les facteurs économiques jouent un rôle important dans les processus d'émergence des PSE. Or, nous n'avons pas traité de l'influence des coûts de transaction sur ces processus. C'est une question qui nous semble pertinente dans le contexte cambodgien car ces coûts sont généralement importants⁵³, correspondent à des activités indispensables pour faire avancer le concept de PSE dans l'agenda politique et pour concevoir des mécanismes pilotes et sont couverts par des financements limités en volume et dans le temps (projets). Cette question n'est à notre connaissance pas non plus formellement traitée empiriquement dans la littérature. Les cadres d'analyse institutionnalistes se réfèrent à la théorie des coûts de transaction pour expliquer le choix d'arrangement institutionnels hybrides (Muradian, 2013). Les travaux empiriques qui mobilisent cette notion cherchent alors principalement à identifier les sources de coûts de transaction en mettant en avant des caractéristiques du contexte institutionnel qui favorisent leur existence (Grolleau et McCann, 2012 ; Fauzi et Anna, 2013).

⁵³ A titre indicatif, le projet de FFI dans les Cardamomes a coûté environ 1,5 million d'Euros sur 4 ans. D'un autre côté, le programme de CI dans les Cardamomes a coûté 1.7 million d'Euros entre 2006 et 2007, la période où ce PSE biodiversité a été mis en place) dont seulement environ 30% portaient spécifiquement sur des activités liées aux accords de conservation (le reste finance principalement les activités répressives d'application de la Loi).

PARTIE 3 : VERS UNE MEILLEURE
COMPRÉHENSION DE L'EFFICACITÉ
ENVIRONNEMENTALE D'UN CAS DE PSE
CAMBODGIEN

Introduction de la partie 3

Dans cette partie, nous cherchons à mesurer et expliquer l'efficacité environnementale d'un cas d'étude de PSE au Cambodge.

Les accords de conservation (« *conservation agreements* ») ont été mis en place à partir de 2006 par l'ONG Conservation International (CI) dans le principal massif forestier du pays, les Cardamomes. Un accord de conservation fournit aux communautés des « bénéfices tangibles » en échange du respect d'un certain nombre de règles de conservation qui conduisent à « la conservation efficace des zones et des espèces hautement prioritaires ». Ainsi, l'efficacité environnementale semble constituer la priorité de ce programme. Or, celle-ci n'a jamais été mesurée de manière rigoureuse. De plus, deux constats nous amènent à penser qu'elle n'est à priori pas évidente. Premièrement, les paiements visent à modifier la manière dont les communautés locales ont jusqu'alors traditionnellement utilisé les ressources naturelles, c'est-à-dire vers une ségrégation accrue entre stratégies de subsistance (*livelihoods*) et l'utilisation de la forêt. Les conditions des contrats incluent notamment la non-expansion de la zone de culture d'abatis-brûlis et l'arrêt du braconnage et de la coupe de bois précieux. Or, dans un contexte de dépendance forte aux ressources naturelles, nous nous attendons à ce que les valeurs d'usage de la forêt et de la biodiversité constituent des motivations partiellement autonomes pour la conservation de ces ressources. L'érosion de celles-ci peut donc potentiellement amener à des conséquences négatives en terme d'efficacité environnementale. Deuxièmement, le programme vise aussi à atteindre des objectifs environnementaux via un renforcement de l'action collective pour la gestion de la forêt, i.e. en redéfinissant les règles collectives et en renforçant les capacités et moyens des leaders locaux de les faire appliquer. Ainsi, les contrats sont signés à l'échelle de la commune et une part importante des bénéfices est gérée à l'échelle communautaire (compléments financiers versés aux enseignants locaux pour pérenniser leur présence, achat de matériel collectif pour le développement d'activités agricoles). CI met également en place et finance via les accords de conservation des institutions locales pour organiser la distribution des paiements et la gestion des ressources naturelles locales. Or, Milne (2009) montre que cette stratégie a eu pour conséquence de renforcer les asymétries de pouvoir et de richesse préexistantes aux bénéfices des leaders

locaux et suggère que cette tendance est au détriment de la conservation des ressources naturelles locales. Ainsi, nous postulons que les facteurs et mécanismes qui expliquent l'efficacité environnementale peuvent se situer aussi bien à l'échelle individuelle que collective.

Dans cette partie, nous nous inspirons de trois corpus de textes (cf. le cadre conceptuel de la partie 3 à la fin de l'introduction). Pour développer des méthodes qui nous permettent d'isoler l'impact des accords de conservation, nous nous inspirons des méthodes quasi-expérimentales de plus en plus souvent utilisées pour évaluer les politiques de conservation (aires protégées et PSE en particulier). Pour conceptualiser le lien entre incitations économiques et comportements individuels, nous utilisons la théorie du « *motivation crowding* » développée en psychologie et en économie comportementale (Bowles, 1998 ; Ryan et Deci, 2000 ; Frey et Jegen, 2001). Pour conceptualiser les facteurs spécifiques qui sont à même de pouvoir influencer l'efficacité environnementale de PSE communautaires, nous nous référons à l'abondante littérature sur les biens communs (CPR pour « Common Pool Resources »). Ce corpus a notamment identifié des conditions qui favorisent l'émergence d'institutions locales et efficaces pour la gestion collective de ressources communes. Dans la suite de cette introduction, nous présentons de manière synthétique la manière dont ces trois corpus ont été mobilisés dans la littérature sur les PSE et quels sont « les lacunes de recherche » auxquelles que notre cas d'étude cherchera à combler.

Un nombre croissant d'études vise à déterminer de manière rigoureuse l'efficacité environnementale des PSE, notamment sur la déforestation. Étant donné le caractère très contextuel des mesures d'impact, le principal apport de ces études pour notre recherche a été d'ordre méthodologique. Les méthodes utilisées permettent en effet de prendre en compte les principaux biais associés aux études d'évaluation d'impact, notamment le biais de sélection, particulièrement fort dans le cas des politiques de conservation (Ferraro, 2009 ; Pfaff *et al.*, 2010 ; Miteva, Pattanayak et Ferraro, 2012). Les PSE sont rarement mis en place de manière aléatoire dans un territoire donné, de telle sorte que la zone de contrôle sélectionnée peut avoir une probabilité d'observer des variations du résultat étudié comme la déforestation, très différente de celle où a été mis en place le programme. Par exemple, la nature volontaire de la participation aux PSE peut avoir comme conséquence le fait que les agriculteurs engagent leurs terrains les moins facilement valorisables dans les programmes environnementaux. De plus, dans le cas où les PSE viennent en appui à la mise en place d'aires protégées, ceux-ci vont avoir tendance à être placés dans des zones isolées et où le risque de déforestation sont

plus faible que dans d'autres zones. Une mesure d'impact rigoureuse doit comparer deux zones qui ont le même risque de déforestation afin de pouvoir déterminer un contrefactuel valide, c'est à dire ce qu'il se serait passé si le programme PSE n'avait pas été mis en place. La plupart de ces études utilisent ainsi le *matching*, une méthode statistique qui recherche le plus proche voisin d'une unité qui a reçu le programme parmi un pool d'unités de contrôle selon une mesure de distance créée à partir des valeurs prises par différentes variables observables qui expliquent la localisation de l'intervention et le résultat lui-même.

Or, ces études ont rarement cherché à améliorer la compréhension des mécanismes sous-jacents à l'impact qu'elles mesurent. Quelques études prennent tout de même en compte dans leur design l'influence sur l'impact des politiques qu'elles évaluent de différentes conditions initiales, de différentes caractéristiques des interventions et de la durée d'exposition à l'intervention (Mu et Van de Walle, 2007 ; Alix-Garcia *et al.*, 2010 ; Ferraro, Hanauer et Sims, 2011 ; Rasolofoson *et al.*, 2015). L'analyse de l'hétérogénéité de l'impact semble ainsi contribuer à valider ou préciser les modèles sous-jacents et donc à avancer dans la compréhension du « pourquoi » et du « comment » de l'impact. Par exemple, Alix-Garcia *et al.* (2010) montrent qu'un programme de PSE au Mexique est plus efficace lorsque les niveaux de pauvreté initiaux sont bas tandis que Ferraro, Hanauer et Sims (2011) arrivent à la même conclusion dans le cas d'aires protégées. En outre, ces études ont rarement réussi à isoler l'effet de PSE collectifs. Par exemple, l'étude de Clements et Milner-Gulland (2015) évalue conjointement trois mécanismes PSE directs et collectifs. Elles reposent également pour la plupart sur des modèles génériques de déforestation où les décisions de conserver la forêt ou de la couper dépend de la profitabilité relative des deux situations. Dans ce cas, l'impact des PSE sur les capacités d'action collective locale n'est généralement pas mesuré, probablement du fait que généralement les données de gouvernance ne sont pas disponibles (Miteva, Pattanayak et Ferraro, 2012).

Un nombre croissant d'études empiriques suggèrent que les PSE peuvent avoir sous certaines conditions un effet positif ou négatif sur les motivations partiellement intrinsèques des bénéficiaires des paiements (Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015). Cet effet dépend non seulement des caractéristiques du paiement (ex. collectif ou individuel), de son niveau, mais aussi du type de motivation préexistante (Vollan, 2008 ; Narloch, Pascual et Drucker, 2012 ; Muradian *et al.*, 2013 ; Wunder, 2013 ; Agrawal, Chhatre et Gerber, 2015). Les phénomènes d'éviction sont ainsi plus probables dans les situations où des motivations intrinsèques pour protéger la nature sous-tendent aux comportements cibles (Vollan, 2008), où les paiements

sont faibles (Agrawal, Chhatre et Gerber, 2015). Un certain nombre de mécanismes psychologiques ont également été identifiés (Bowles et Polanía-Reyes, 2012 ; Ezzine-de-Blas, Corbera et Lapeyre, 2015 ; Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015). Ils dépendent de la manière dont le paiement est perçu. Ainsi, un PSE peut renforcer les motivations intrinsèques s'il entraîne un renforcement de l'estime de soi (la valeur personnelle, la réputation, les capacités personnelles) ; éroder les motivations intrinsèques si la distribution des coûts et bénéfices est perçue comme inéquitable, injuste ou insuffisante ; éroder les motivations intrinsèques si les intentions des personnes qui l'administre sont perçues comme négatives ou si ces administrateurs sont perçus comme illégitimes (gestion inefficace, manque de compétences, etc.) ; éroder les motivations intrinsèques si le programme est perçu comme imposé de l'extérieur (les règles sont contraignantes, strictement appliquées et sont perçues comme restreignant la liberté d'action) ; un PSE peut également constituer un signal normatif (« *frame-shifting* ») qui entraîne l'internalisation d'une norme, un changement de valeurs.

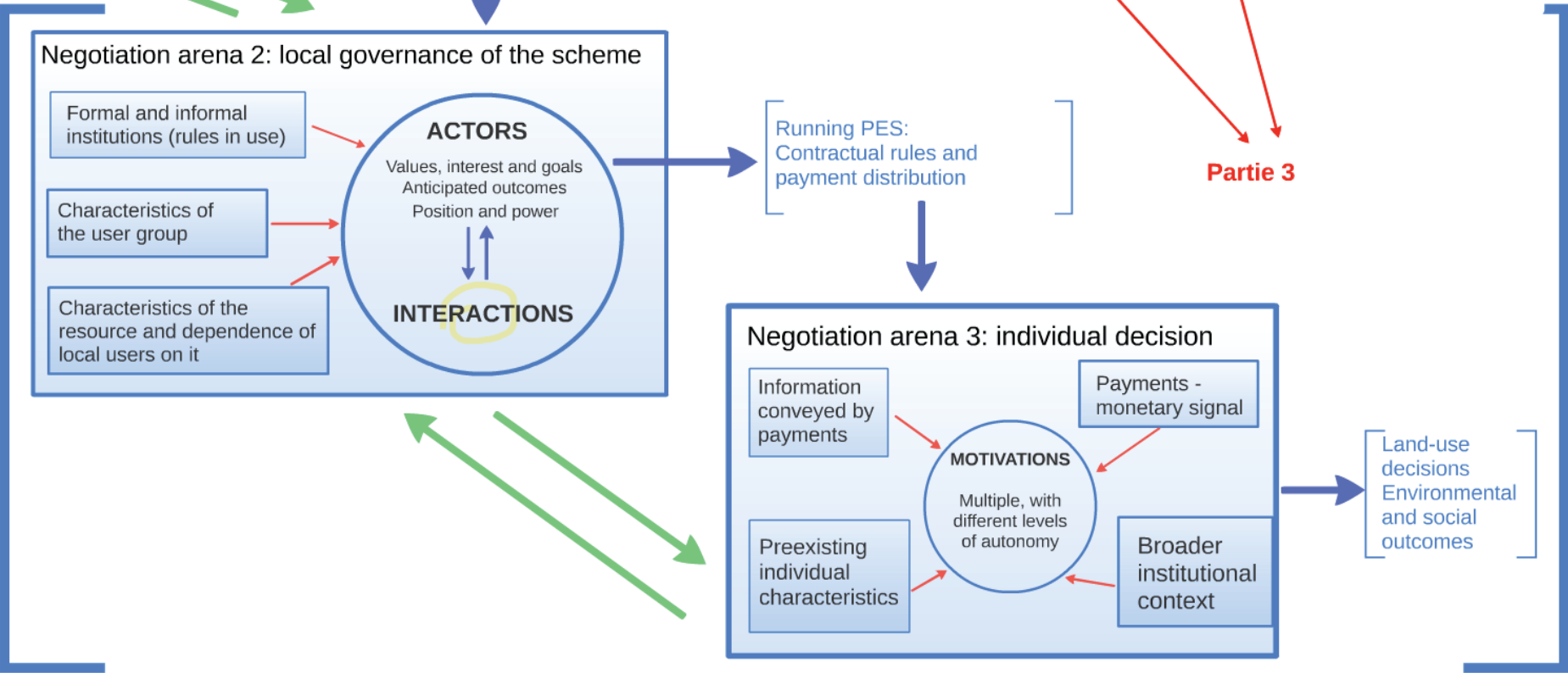
Ces études s'intéressent généralement à l'effet des paiements sur les normes sociales telles que l'altruisme, la réciprocité ou la culpabilité (Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015). Elles n'ont par contre jamais porté sur les perceptions des valeurs d'usage de la forêt et de la biodiversité, qui peuvent également constituer, dans le contexte de notre étude une motivation partiellement autonome pour la conservation des ressources naturelles. De plus, elles sont rarement parvenues à isoler l'effet des PSE sur les motivations de manière rigoureuse, notamment du fait du manque de données sur les motivations préexistantes. Sur ce dernier point, il est intéressant de noter que les méthodes de type « *framed field experiments* », basées sur des jeux dits de « *common pool resource* » ou de « *public goods* » (Narloch, Pascual et Drucker, 2012 ; Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015), sont communément utilisées et présentent l'avantage de mieux fixer les possibles facteurs confondants. Or, le lien entre différence de comportement observée et changement de motivation est généralement difficile à établir. Deux études ont néanmoins réussi à mesurer directement les motivations à conserver et à construire un groupe de comparaison robuste pour établir des inférences causales réalistes. Rico García-Amado *et al.* (2013) utilisent une variable temps (la durée d'exposition au PSE) en plus de variables socio-économiques comme variable indépendante dans une régression logistique avec le type de motivation comme variable à expliquer. Agrawal *et al.* (2015) utilisent des méthodes quasi-expérimentales pour sélectionner des ménages de contrôle qui présentent une distribution similaire pour des variables antérieures à l'intervention

censées influencer les motivations pro-environnementales. Nous nous sommes inspirés de ces travaux et des méthodes d'analyse développées pour construire notre étude.

Les PSE visent dans certains cas à atteindre des objectifs environnementaux en renforçant l'action collective pour la gestion de ressources, dont les bénéficiaires prennent au moins localement les caractéristiques de biens communs (Muradian et Rival, 2012 ; Muradian, 2013). Des PSE collectifs ou communautaires comme les accords de conservation sont ainsi mis en place dans plusieurs pays en voie de développement (Clements *et al.*, 2010 ; Sommerville, Jones, *et al.*, 2010 ; Milne et Adams, 2012). Nous avons vu qu'il n'existait pas d'évaluation d'impact rigoureuse de l'efficacité environnementale de ce type de PSE. Par contre, il a été mis en avant le fait que l'efficacité environnementale des PSE collectifs dépend de leur capacité à prendre en compte les spécificités locales des contextes institutionnels, sociaux, environnementaux, etc. (Muradian et Rival, 2012). À cet égard, certains chercheurs ont fait valoir l'idée qu'il conviendrait d'adapter le design des PSE collectifs afin qu'ils contribuent à établir les conditions qui ont été identifiées par la littérature sur les CPR comme favorisant la gestion durable et locale des biens communs. Par exemple, Fisher *et al.* (2010) appliquent ainsi ces principes de gestion communautaire à un programme PSE-bassin-versant en Tanzanie et identifient une série de risques liés par exemple au surdimensionnement du projet ou au manque de légitimité des contrats et de ses règles. Travers *et al.* (2011) montrent que les politiques qui favorisent la prise de décision locale sont plus à même de promouvoir la coopération entre les utilisateurs d'une ressource et favorisent sa gestion efficace. Aucune étude *ex-post* n'a jusqu'à présent confirmé ces hypothèses.

Le plan de cette partie est comme suit. Dans un premier article, nous cherchons à mesurer et expliquer l'effet des accords de conservation sur les perceptions des valeurs d'usage de la forêt et de la biodiversité. Dans un deuxième article, nous cherchons à estimer et expliquer l'effet de ce même cas d'étude sur la déforestation. Nous explorons également l'effet des différences initiales de certaines caractéristiques des systèmes socio-écologiques qui influencent la gestion durable et locale des biens communs ainsi que l'impact de l'augmentation de la pression exogène sur les ressources forestières sur l'efficacité de notre étude de cas.

Cadre conceptuel de la partie 3



Article 5 : The influence of positive incentives on the perception of use-values of forest conservation: the case of a payment for environmental services program in Cambodia

Chervier C.

Cet article a été sélectionné pour un numéro spécial intitulé : « *Crowding-out or crowding-in? Behavioral and ethical responses to economic incentives for conservation* » édité par Driss Ezzine-de-Blas (CIRAD), Esteve Corbera (ICTA-UAB) and Renaud Lapeyre (IDDRI). Ce numéro spécial a été accepté par la revue *Ecological Economics*. L'article a été soumis le 10 janvier 2016.

Abstract: In contexts of strong dependence of poor rural people on biodiversity-rich ecosystems, preserving the use values of biodiversity might constitute a local motivation to conserve, even in the absence of external regulations. This paper draws on the motivation crowding literature to postulate that in such context, the implementation of a Payment for Environmental Service (PES) scheme that would transfer incentives to local communities and meanwhile set barriers to the use of ecosystems will undermine these partially autonomous motivations. This paper explores the impact of such a scheme on the perceptions of use values of forest conservation in Cambodia and provides clues to understand its underlying causes and environmental consequences. We conducted a household survey with project participants (N=205) and non-participants (N=120). To estimate the impact, we compare the prevalence of different types of perceptions of use values classified according to their level of autonomy in the participant group with a control group of non-participants with the same baseline for factors that we believe influence this type of motivations. We find that the program emphasized externally regulated values i.e. linked to market demand and reduced the prevalence of values with a higher degree of autonomy i.e. closely linked to key subsistence

goals. We argue that the PES program changed people mindsets regarding forest use by emphasizing “segregation” between livelihoods and forest use, and the idea that forest should be conserved to satisfy an external demand. Finally, our results suggest that these effects may have implications for scheme effectiveness in the long run, as individuals that are externally motivated reported that they would break conservation rules significantly more than other people if the payment stopped.

Keywords: Cambodia, Payment for environmental services, motivation crowding, conservation

L'influence d'incitations économiques positives sur la perception des valeurs d'usage de la conservation de la forêt: le cas d'un programme de Paiements pour Services Environnementaux au Cambodge

Résumé : Lorsque la dépendance de populations rurales pauvres aux écosystèmes riches en biodiversité est forte, les valeurs d'usage de la biodiversité peuvent constituer des motivations pour conserver ces ressources, même en l'absence de réglementations externes. En empruntant le concept de « *motivation crowding* », nous postulons que dans un tel contexte, la mise en œuvre d'un mécanisme de paiement pour services environnementaux (PSE) qui transférerait des incitations aux communautés locales et qui, en même temps, fixerait des restrictions sur l'utilisation des écosystèmes pourrait éroder ces motivations partiellement autonomes. Ce document explore l'impact d'un tel mécanisme sur les perceptions des valeurs d'usage de la conservation des forêts au Cambodge. Nous cherchons également à comprendre les facteurs et mécanismes sous-jacents et les potentielles conséquences environnementales d'un tel phénomène. Nous avons réalisé une enquête avec les participants au projet (N = 205) ainsi qu'avec des non-participants (N = 120). Pour estimer l'impact, nous comparons la prévalence de différents types de perceptions des valeurs d'usage de la forêt, classées en fonction de leur niveau d'autonomie, entre un groupe de participants et un groupe de non-participants que nous avons sélectionnés afin qu'ils présentent des niveaux de référence comparables pour des facteurs qui sont susceptibles d'influencer les motivations à conserver. Nous constatons que le programme a renforcé les motivations exogènes, c'est-à-dire celles pour lesquelles la conservation est justifiée afin de répondre à une demande externe. Le programme a également érodé la prévalence de valeurs avec un degré d'autonomie plus élevé, c'est-à-dire celles étroitement liées à des objectifs de subsistance clés. Nous soutenons que le PSE a changé les mentalités des gens relatives à l'utilisation de la forêt parce qu'il a cherché à accentuer la « ségrégation » entre les moyens de subsistance et l'utilisation des forêts, et à diffusé l'idée que la forêt doit être conservée pour satisfaire une demande externe. Enfin, nos résultats suggèrent que ces effets peuvent avoir des implications environnementales sur le long terme. En effet, les individus qui présentent des motivations exogènes dominantes ont rapporté qu'ils seraient

susceptibles de ne pas respecter les règles de conservation si le paiement s'arrêtait beaucoup plus fréquemment que les autres.

Mots-clés : Cambodge, Paiement pour Services Environnementaux, conservation, effet d'éviction des motivations

1 Introduction

Payments for Environmental Services (PES) have become popular tools to halt the loss of biodiversity, particularly in developing countries. It aims at making conservation an attractive option for rural users of natural resources and thus inducing them to adopt it. In theory, this is achieved when ecosystem service users who no longer receive the benefits from conservation become willing to provide ecosystem users payments that cover at least the forgone profits from their alternative land use options (e.g. conversion of forest for agriculture) (Ferraro et Kiss, 2002 ; Engel, Pagiola et Wunder, 2008). The original conceptualization of PES thus relies on the assumption that individuals – and particularly resource users- behave solely following the maximization of their own material payoffs and that this type of preference is independent from the institutional context (Eggertsson, 1990 ; Vatn, 2005b ; Becker, 2013).

However, some scholars argue that the way human beings make decisions in real-world situations is more complex. Firstly, individual actions are not only motivated by the maximization of self material payoffs but are also influenced by “social preferences” (Bowles et Polanía-Reyes, 2012). “Social preference” is a rather broad concept that encompass both strict intrinsic preferences “*which refers to doing something because it is inherently interesting or enjoyable*” and the range of extrinsic motivations, “*which refers to doing something because it leads to a separable outcome*” (Ryan et Deci, 2000), that involve some degree of autonomy. Autonomy is here understood as “*the sense of being internally in control of decisions and actions*” (Ezzine-de-Blas, Corbera et Lapeyre, 2015, this issue). Thus, “social preferences” are generally distinguished from strict *external regulations* under which “*behaviors are performed to satisfy an external demand or obtain an externally imposed reward contingency*”. Reciprocity or trust are for instance reported to be key enabling factors supporting the sustainable management of common pool resources (CPR) in contexts where external regulations are limited (Ostrom, 2014). Secondly, institutions are also believed to play a role in shaping individual preferences (Vatn, 2005b ; Bowles, 2008).

Failing to take into account these complexities in the design of PES might lead to unintended consequences that would undermine conservation efforts (Kosoy et Corbera, 2010 ; Muradian *et al.*, 2013). Indeed, a potential problem arise because economic incentives – a concept that encompasses both environmental taxes and positive incentives such as PES – do not only operate as an “*external regulation*” that modifies the costs and benefits of the target activity but also complement or even undermine motivations that involve some degree of autonomy

(Frey et Jegen, 2001). These effects are respectively called motivation crowding-in and crowding-out. Besides, motivation crowding is believed to have effectiveness implications as it might “*under certain conditions, outweigh the stimulating effect of monetary incentives and reduce the propensity to engage in the desired activity*” (Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015). Besides, this effect can remain invisible until the payments stop (Bowles et Polanía-Reyes, 2012).

A rising number of empirical studies have provided evidences for motivation crowding-out and crowding-in in the case of economic incentives for biodiversity conservation. Reviewing the results of these studies, several scholars have attempted to specify and classify the psychological mechanisms and contextual factors that affect the extent and the sign of the motivation crowding effect (Ezzine-de-Blas, Corbera et Lapeyre, 2015, this issue ; Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015). On the one hand, both the scheme characteristics and the preexisting conditions in which it is implemented matter. For example, small payments generally lead to adverse effects (Kerr, Vardhan et Jindal, 2012). Narloch et al. (2012) also show that individual payments lead to crowding-in while collective payments to crowding-out. Other scholars suggest that crowding-out is more likely in situations where intrinsic motives or social norms guide target behaviors (Muradian *et al.*, 2013 ; Wunder, 2013). Agrawal et al. (2015) also show different effects on pro-environment motivations according to the nature of benefits received from a payment scheme (communal, individual, information). On the other hand, underlying psychological mechanisms commonly derive from the way individuals perceive the meaning of payments. These include in particular control aversion, adverse reaction to perceived bad intentions from the PES administrators (Muradian *et al.*, 2013) and frame shifting i.e. “*the focus on economic reasoning can be such that it changes mindsets and values*” of beneficiaries (Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015).

However, despite increasing knowledge on the effect of PES on motivations, a number of significant gaps remain. This paper aims at contributing addressing two of them. Firstly, these studies have focused on social preferences, such as social norms like altruism, reciprocity or guilt (Cardenas, 2004 ; Rodriguez-Sickert, Guzmán et Cárdenas, 2008) or intrinsic pro-nature motives (Rico García-Amado, Ruiz Pérez et Barrasa García, 2013 ; Agrawal, Chhatre et Gerber, 2015). However, we also expect the perception of use values of natural resources to constitute a partially autonomous motive to conserve natural resources, particularly when PES recipients are poor and resource-dependent forest dwellers. One reason is that under these

conditions, use values support people's key life goals including daily small cash-generation but also food security, shelter and health (Bawa et Gadjil, 1997), so that people identify with the personal importance of conserving these resources. This assumption seems to be supported by the large body of literature on common pool resources (CPR), which identified the “*high level of dependence by group members on resource system*” as one of the factors that facilitate the sustainable management of the resource (Agrawal, 2001).

Secondly, these studies rarely manage to isolate the impact of PES on motivations and thus discard alternative explanations in a robust manner (Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015). Framed field experiments are commonly used methods to provide evidence for motivation crowding because they allow an increased control over a number of biases (Bowles et Polanía-Reyes, 2012). However, they generally draw conclusions based on the interpretation of the differences between theoretical and observed behaviors. Inferences about motivation change are somehow hazardous in this context (Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015). Isolating the PES effect is also commonly complicated by the fact that there is generally a lack of adequate baseline information about the nature of preexisting pro-nature motivations. Two studies have both managed to directly measure motivations and to design a robust comparison group on which drawing causal inferences. However, Rico García-Amado et al. (2013) asked PES recipients to elicit the reasons why it is important to conserve the forest – and to isolate the impact. They compared the answers for groups of individuals that entered the program at different periods and for non-participants and by controlling the influence of a number of covariates using a logistic regression. Agrawal et al. (2015) used quasi-experimental research design to select control households with similar distribution for baseline variables that are believed to influence pro-environmental motivations. Our study will draw on these experiences.

In this paper, we use quasi-experimental research design to provide empirical evidence for the effect that a positive incentive scheme for biodiversity conservation has on motivations that are associated with the perception of use values of forest conservation (UVFC). We focus on a particular case study, the Conservation Agreement (CA) program implemented by Conservation International (CI) in the Cardamom Mountains, a dense rainforest at the southwest of Cambodia. The CA is the main tool of CI's international Conservation Stewardship Program, which aimed at making biodiversity conservation a viable choice for local resource users located in biodiverse areas (Conservation International, 2007). The goal is to provide communities with tangible benefits in exchange of the compliance with a

number of conservation rules (Conservation International, 2007). Since 2005, 51 agreements have been signed in 14 countries.

In the first section, we describe our case study, a PES scheme for biodiversity conservation implemented in Cambodia by Conservation international (CI). In the second section, we introduce our methodology, which is based on a household survey with project participants and a control group of non-participants. In the third section, we evaluate the net impact of the scheme on motivations. In the fourth section, we endeavor to better ascertain what aspects of the PES scheme induced these motivation changes. In the fifth section, we look at the effectiveness implications of such motivation changes. The sixth section discusses the validity of our method and results, the validity of the tested hypotheses regarding the underlying mechanisms leading to changes in motivations, and the potential implications of these results for the effectiveness of the scheme.

2 Study area

2.1 Local economies, livelihoods and perception of forest use values

In this study, we use the overall conceptual framework developed by Sunderlin et al. (2005) to link the overall context characteristics with the type of local economies / livelihoods and the perception of the use values of forest resources.

Different types of forest-based livelihoods have been identified in the literature, generally depending on the main type of forest use (Byron et Arnold, 1999 ; Sunderlin *et al.*, 2005 ; Castella *et al.*, 2013). Typologies generally encompass hunters and gatherers, shifting cultivators, sedentary farmers at forest frontier and people whose livelihoods are based on commercial forest products activities (artisans, traders, employees in forest industries, etc.). Like in the rest of the world (Sunderlin *et al.*, 2005) and in Laos (Castella *et al.*, 2013), shifting cultivators and sedentary farmers compose the vast majority of the population of the Cardamoms (Fox, 2007 ; Milne, 2007 ; Long, 2009).

These different types of livelihoods are often conceptualized as the different stages of a loose evolutionary process. Transition from shifting agriculture to permanent agriculture has been evidenced in Laos (Thongmanivong et Fujita, 2006 ; Castella *et al.*, 2013). Sarou (2009) also suggest that such dynamic is also taking place in the Cardamoms. It is generally associated with increasing market demand and access and with growing population densities. These two

stages are also characterized by differences in terms of forest cover and forest density: the former is located inside the forest while the second is located at the forest frontier. Research also suggest in some contexts an ethnic determinant to these different types of forest-people relationship (Sunderlin *et al.*, 2005 ; Castella *et al.*, 2013). Besides, we also expect that the Cambodian government's policies related to natural resource management (e.g. the Forest law, the Protected Area law, the Land law), particularly the implementation of a protected area system, have influenced such transitions (Long, 2009). Indeed, they make new encroachment on forest and the extraction of forest products subject to authorizations (permits, concessions). Smallholder farmers are in practice not eligible so that slash-and-burn practices and commercialization of forest products are illegal.

Sunderlin *et al.* (2005) eventually conceptualize the link between these stages and the type of values that are attached to forest use. In the earlier stage forest resources tend to have high “use value (direct use in the household)” and a low “exchange value (income through sale)”. The importance of these values respectively decreases and increases while moving through the transitions.

This conceptual framework is quite general and in reality much more complex. However, we believe that it is relevant for the Cardamom case. A baseline survey for the CA program conducted in 2006 in three target communes was able to link (in a qualitative manner) the reasons why households came to live in the area (homeland vs. in-migration for farming land), the type of local economy (subsistence vs. mixed economies) and reasons why forest and wildlife conservation are important to local residents (utilitarian values are more or less important) (Milne, 2007).

2.2 Placement of the conservation agreements program

CI has been working in the area since 2002, financially and technically supporting the Forestry Administration (FA) to enforce the law in one of the 13 protected areas (PA) covering the landscape: the Central Cardamom Protected Forest (CCPF). The CA program was later implemented as a complementary tool for the management of this particular PA. Indeed, it aims at supporting the enforcement of the Forest Law amongst local communities. More specifically, CI signs CA contracts with target commune councils, government bodies that were considered as able to work as legal signatories on behalf of commune inhabitants (Milne *et Adams*, 2012). CI agrees to transfer a mix of collective in-cash incentives (salary for contractual teachers in local schools), individual in-cash incentives (salary for community

patrollers) and individual in-kind incentives (financial support to community mechanical mules and buffalo banks). The total value of this package was originally estimated so that it equals the opportunity costs of communities to give up the target illegal activities, which in turn were calculated based on a socio-economic survey where individual farmers were reporting their intention to engage in these activities the following year (Niesten et Zurita, s. d.). Until 2011, each commune received between 8,000 and 21,000 USD per year. From 2011 onwards, CI reduced the size of the benefit package due to a financial shortage, so that it now ranges from 1,700 to 8,200 USD.

In exchange, commune inhabitants have to comply with a number of conservation rules. Conditions include giving up illegal activities such as clearing of new slash-and-burn plots in pristine forest, poaching and logging for commercial purpose. As an alternative for slash-and-burn-based systems for rice production (the staple food), CI invites farmers to rehabilitate their former lowland rice fields, which had remained abandoned for more than twenty years during the civil war. CI also set up Commune Natural Resources committees, who are in charge of making decisions regarding the distribution of benefits, including patrolling and buffalo-bank shifts while communal mechanical mules are managed within smaller user groups. Compliance with the CA rules is monitored through FA's and communities' patrols. Sanctions are enforced at the commune level: if one individual breaks a rule in a given commune, the benefits for all the villages composing the commune are cut.

CI signed CA contracts with 2 communes⁵⁴ in 2006 and then expanded the program to a maximum of 6 communes in 2009 before dropping two communes in 2011 and 2012 (because of a lack of budget and repeated non-compliance with conservation rules). However, it is worth noting that the CA contracts were not signed in all communes bordering the CCPF. In practice, decision about what commune signs a CA contract strongly depends on the results of CI's feasibility studies. According to the CA guidelines (Niesten *et al.*, 2008), priority target communes are selected according to three main sets of criteria relevant to local context characteristics: the importance of the site in terms of biological diversity, the nature of threats and particularly how difficult it is to address them and the ability of resources users to be an effective conservation partner (considering interest, capacity as well as conservation tradition).

⁵⁴ Administrative division of Cambodia: Cambodia is composed of 25 provinces. Each of them is divided into districts. The subdivision of districts is a commune, which is in turn composed of several villages.

As a result of this placement strategy, the CA program was implemented in places of the Cardamom Mountains where local economies are likely to be based on subsistence-based small-scale farming. We also expect that a significant share of livelihood strategies are also dependent on forest fallows for agriculture land and on the use and marketing of forest products - type B in (Sunderlin *et al.*, 2005) Indeed, target communes are located in places that were more preserved (higher forest cover and density), more remote and less connected to markets as compared to other human settlements in the rest of the Cardamoms. Human population was also less dense. Finally, all these communes' territories are overlapping with the CCPF so that there are also active law enforcement activities. The Forest Law allows the extraction of forest products for family consumption but requires permits to market significant amount of these and to log forest to open new agricultural land (in the form of concessions).

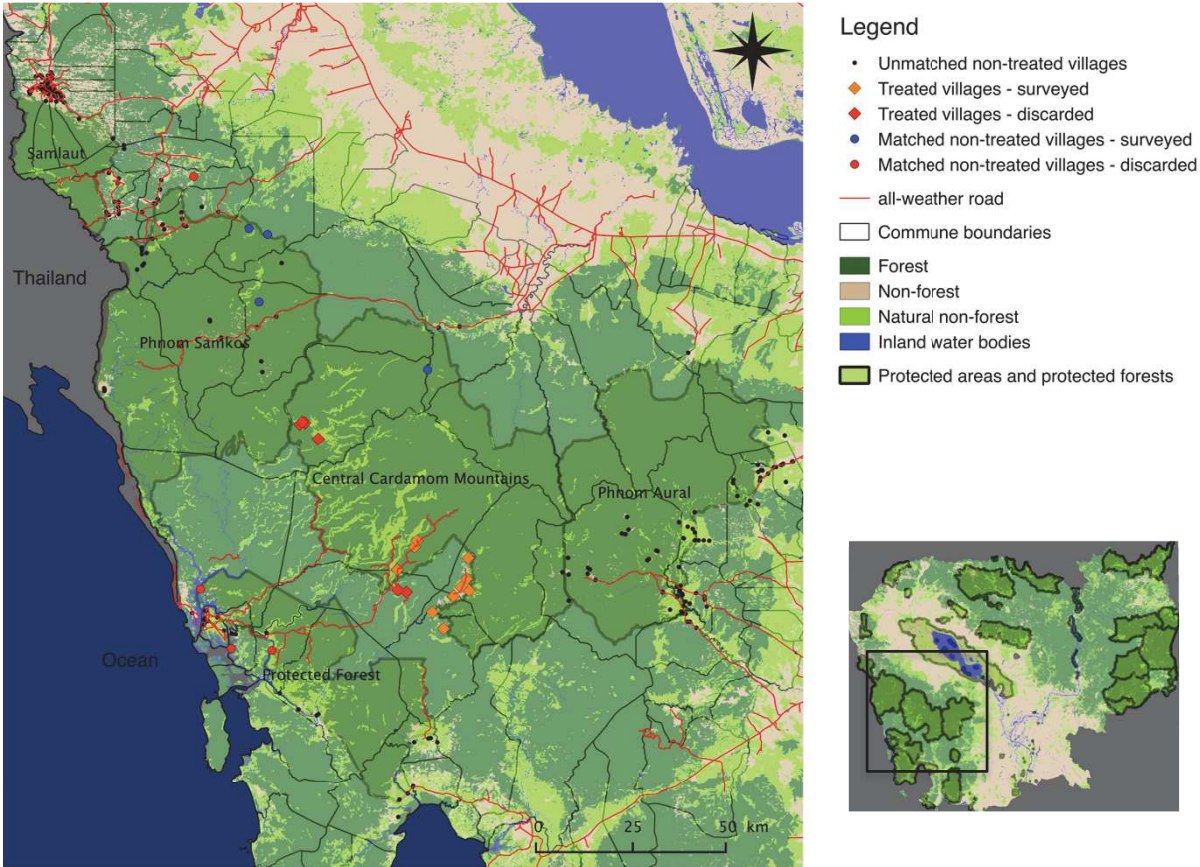


Figure 1. Map of the larger Cardamom landscape with the target and discarded control and treated villages of the survey.

3 Methods

3.1 Empirical design and matching specifications

The main objective of this study was to isolate the impact of the CA program on perception of UVFC. Due to missing data, we were not able to compare motivation before and after the program implementation. Our research design is thus based on a with-without impact evaluation. We compared current individual motivations (8 years after the program initiation) between one non-participant and one participant group.

Identifying a robust counterfactual, in our case a control group of individuals whose changes in the perception of UVFC would have been the same as the CA participants in the absence of the scheme, is challenging. Indeed, these control individuals cannot be picked amongst the residents of the CA target communes because all residents inside a given target commune are *de facto* part of the contract. Besides, we believe that beneficiaries of the CA program have endogenous unique characteristics, which make the selection of a control group in further communities subject to a strong risk of “selection bias” (Ferraro, 2009 ; Miteva, Pattanayak et Ferraro, 2012). Indeed, we have seen in the previous section (2.2) that the way the placement of the CA was decided might have lead to the selection of communities with very specific initial conditions that we believe affect the type of UVFC that are emphasized locally. Thus, any difference in outcomes between a control and a treated group of individuals picked randomly in the landscape has good chance to be explained by differences in initial conditions.

To select a robust counterfactual, we rely on matching, a statistical method that selects two groups of units –treated and control – with similar distributions for observable confounding variables that we believe influenced the probability of being selected in the program and to be correlated with the outcome (Imbens et Wooldridge, 2009). More specifically, matching pairs each treated unit with the nearest (most similar) non-treated unit based on a distance measure. The propensity score is one commonly used measure in impact evaluation studies of conservation policies (Pfaff, Robalino et Sanchez-Azofeifa, 2008 ; Robalino *et al.*, 2008). It is defined as the probability to receive the treatment given the observed covariates (Stuart, 2010).

There was no relevant household database available at landscape level before the program started. Thus, following Clements and Milner-Gulland (2012), we decided to conduct a two-step matching, at the village and then at the household level.

As a first step, we selected a group of control villages with similar selected pre-program characteristics as a subset of the CA target villages. We decided to discard two communes that had participated in the program for a shorter period of time (2 years) because we expect changes in motivations to occur only in the long run. In order to have a similar level of external law enforcement, we considered control villages that are located within a 5km buffer of the 5 protected areas that are both located in the Cardamom Mountains and financially supported by an international conservation NGO⁵⁵. We also discarded control villages, which overlap with an active economic land concession as we expect this type of investment to significantly disrupt both local economies and forest resources. Overall, we obtained a database composed of 11 treated villages and 228 control villages (map in figure 1). We then used R version 3.0.2 and the Matchit package (Ho *et al.*, 2011) to perform nearest neighbor propensity score matching (PSM) without replacement and using a 0.5 caliper. We used preexisting observable characteristics of the villages extracted from spatially explicit national datasets (see appendix) that we believed influenced both the assignment of the CA and the type of local economy and more specifically the dominant type of forest-people relationship. These covariates include the forest cover in 2006, the population density 2006, the accessibility to secondary roads, the surface of fertile soils, the surface of land with a slope below 7% and the forest loss between 2002 and 2006.

As a second step, we aimed at controlling for potential remaining bias associated with observable differences in individual characteristics that have possibly affected the motivation changes and that we could not take into account at the village level. We carried out a household survey in 5 out of 11 control villages selected by the matching software (N=91, sampling intensity = 20%) and in all the CA treated villages minus those located in the two communes we discarded (N=205, sampling intensity = 40%), based on random sampling organized by village. We discarded 6 control villages for logistics/costs (access from the other side of the Cardamoms) and safety reasons (landmines are found in some of the villages). The survey data were used to create variables on which to perform the second round of matching. These covariates are those for which we can reasonably argue that they are independent from the intervention over the time period we consider and that are believed to influence UVFC

⁵⁵ We could not focus only on the CCPF as the pool of control villages was too small. We also selected Phnom Samkos and Phnom Aural Wildlife Sanctuaries supported by Fauna and Flora International, Southern Cardamoms Protected Forest supported by Wildlife Alliance, and Samlout Protected Area supported by the Maddox Jolie-Pitt foundation.

changes: age, education level, year of settlement, dummy variable for households that have more than 4Ha of shifting cultivation land at the time of the survey, dummy variable for households that derive more than 150 USD per year from NTFP sale at the time of the survey, dummy variable for the involvement in illegal hunting or selective logging for at least 3 years since the CA program started. We performed a nearest-neighbor propensity-score-matching test with a caliper of 0.5 and replacement. The matching gave us two groups of 139 participants and 67 non-participants. Impact is obtained by comparing the differences in outcomes between the treated and the control group.

Overall, we obtained two separate databases: the first was a database compiling data for individuals living in matched villages (N=206) and is analyzed in section 4.2 to estimate the impact of the conservation agreement program on motivations. The second was a database that encompassed data for all individuals interviewed in the CI target villages (N=205) and which was used in sections 4.2 and 4.3 to identify factors that influence motivation types and assess the links between motivation types and reported behaviors.

3.2 Elicitation method for motivations

We designed three different formulations for the central question dealing with the perception of UVFC based on review of questions used in similar studies (Sarah Milne 2009; Rico García-Amado, Ruiz Pérez, and Barrasa García 2013; Fisher 2012): (1) Why do you think it is important to conserve the forest and what is inside? (2) What are the benefits of living near the forest? (3) What are the benefits that you derive from forest conservation? We then tested these different options during an exploratory mission and ended up selecting option 3 because it proved to be the one that led to the broadest range of answers⁵⁶, that did not compromise on the elicitation of use values, which was the central topic of this study, and that remained connected to personal motivation.

In order to account for the relative importance of each benefit for a given individual, we also asked them to rank the top three benefits out of all the ones they listed (“Which ones are the most important?”). We then attributed a weighted score to each of the top three benefits of each respondent. This score was primarily based on the position in the ranking: 3 points were allocated to the first motive, 2 to the second and 1 to the third. We also weighted these basic

⁵⁶ We found strong bias towards non-use value with option 1 and strong bias towards use values with option 2

scores as follows: if the respondent quoted only one benefit, the basic score was multiplied by three; if two, each score was multiplied by two; and if three or more, by one.

Finally, we classified the respondents' responses following the typology of Ryan and Deci (2000) i.e. based on the level of autonomy of each motivation type. A dominant type of motive was determined for each individual based on the motivation class that obtained the highest sum of weighted scores.

3.3 Other variables

We also asked respondents to report on three behaviors that corresponded to the three key conservation rules stipulated in conservation agreement contracts: the clearing of new forest plots, the collection of luxury wood and the poaching of wildlife for sale. We asked participants how many years they had conducted these behaviors within the last 8 years (i.e. since the CAs started) and whether they would carry out any of these target activities if CI stopped the payment program.

We finally asked different types of closed-ended questions, including 4-point scales for perception questions; in order to create a number of cofounding and explanatory variables that we expected might affect motivation to conserve. We asked respondents to report for the benefits they received from the program, the number of attendances at CA meetings in the last two years but also to share their perception about the PES scheme and managers (perception of fairness, scoring of CA managers' work, level of pressure perceived from the enforcement of rules). We also collected data about basic descriptive (age, special position, education, ethnicity) and livelihood characteristics (household demography, settlement year, access to land, reliance on NTFP) of respondents. Finally, we asked respondents to report their perception of level of pressure on the surrounding forests and how many percent of their land received a land paper during the last land titling campaign in 2012.

4 Results

4.1 Perception of forest conservation values

The values of forest conservation quoted by respondents cover a broad range of the value types of the Total Economic Value approach (Pascual, Muradian, Brander, *et al.*, 2010): we obtained 10 categories that correspond to direct-use values, indirect-use values and non-use

values (table 1). These values are characterized by different levels of autonomy and can be classified according to three types of motivations following to Ryan and Deci's typology:

- *External regulation (ER)*: protection is reported to be important in order to satisfy an external demand such as for landscape beauty or leisure (ecotourism) and the selling of forest products such as timber, non-timber forest products and wildlife.
- *Identification (ID)*: these values are linked to key life subsistence needs such as family food security, shelter and health. They encompass both consumptive use of forest products (food, construction timber) and regulation services for subsistence agriculture and quality of life (soil fertility, local climate regulation).
- *Intrinsic (INTR)*: inherent satisfaction to know that these resources will be available for future generations or the satisfaction derived from knowing that wildlife exists (protection of habitat).

In both control and treated groups, the most quoted values are related to climate regulation for agriculture (regular rainfall, no flood or drought events), timber for house construction and NTFPs for sale. Overall, ID motives are the most frequently quoted in both groups. These results probably reflect the fact that people's livelihoods are based on subsistence strategies and are closely dependent on forest use. The low prevalence of non-use values is low is probably linked to the way we framed the question to focus more specifically on use values. Finally, it is also interesting to note that CA payments are not quoted as a benefit from conservation, which may suggest that they are not perceived as significant enough to constitute a motivation or that the conditionality of the scheme remains unclear.

Table 1. Perceptions of the use-values of forest and wildlife conservation

Types	Benefit name	Non-participants			Participants		
		N	Percent	Total / type	N	Percent	Total / type
EXTERNAL REGULATION	NTFPs	36	14.81	20.16	115	20.00	27.30
	Luxury wood	9	3.70		8	1.39	
	Wildlife hunting	4	1.65		13	2.26	
	Ecotourism	0	0.00		21	3.65	
IDENTIFICATION	Food & medicine	12	4.94	67.90	21	3.65	61.57
	Timber for housing	55	22.63		127	22.09	
	Soil fertility	23	9.47		69	12.00	
	Climate regulation	75	30.86		137	23.83	
INTRINSIC	Next generation	17	7.00	11.93	42	7.30	11.13
	Wildlife habitat	12	4.94		22	3.83	

Note: this table lists the reported benefits from forest and wildlife conservation. It introduces the typology of benefits based on Ryan and Deci (2000). It shows a frequency analysis of both participants' and non-participants' answers to the question "what are the benefits that you derive from forest conservation?"

4.2 Impact of the Conservation Agreements on motivations

Before matching, control villages are on average more densely populated, more accessible (better connected to markets), more forested and less sloppy (more land potentially suitable for agriculture) than treated villages (table 2). We thus expected local economies to be significantly different between these two groups, especially in terms of how important subsistence strategies and dependence on natural resources are for local households. We also expected these initial differences to have influenced the evolution of the perception of UVFC. At the individual level, these differences are not completely removed particularly regarding the extent to which people rely on natural resources for their livelihoods. Indeed, people living in the CA villages relied more strongly on extraction of high value forest products (NTFP, timber, rare wildlife) and on shifting cultivation for their livelihoods. Besides, they are also significantly less educated. These differences are removed after matching i.e. standardized mean differences for all covariates are below 0.25 (Stuart, 2010).

Table 2. Results of the balancing tests for the two matching tests

		Balance for all data			Balance for matched data			% improve Std. Mean. Diff
		Means Treated	Means Control	Std. Mean Diff.	Means Treated	Means Control	Std. Mean Diff.	
(a) Village- level	Sample size	11	41	-	11	11	-	-
	Forest cover 2005 (%)	77.36	71.70	82.92	77.36	78.46	-15.97	80.74
	Density population 2006 (HH)	90.18	196.87	-209.92	90.18	94.00	-7.51	96.42
	Travel time to the closest all-weather road (min)	101.18	62.30	58.19	101.18	97.55	5.44	90.65
Sample size		195	111	-	136	65	-	-
(b) Individual level	Age	40.48	39.19	0.09	39.29	39.69	-0.03	69.23
	Education level (grade)	2.12	3.83	-0.75	2.63	3.20	-0.25	66.69
	Settlement year	1999.05	2000.45	-0.20	1999.60	2000.49	-0.13	36.12
	Shifting area more than 4 Ha (Dummy)	0.47	0.11	0.72	0.24	0.32	-0.16	77.44
	Derive more than 150 USD per year selling NTFPs (dummy)	0.49	0.30	0.38	0.35	0.35	0.01	96.13
	Involved in illegal for at least 3 years (dummy)	0.39	0.21	0.38	0.30	0.26	0.08	80.41

Note: at the village level (a), we conducted a nearest-neighbor propensity-score matching (PSM) without replacement and using a 0.5 caliper with the following covariates: the level of dependence on natural resource, which we expect are correlated with the local perception of UVFC. It includes the forest cover in 2005, the population density 2006, the accessibility to secondary roads, the surface of fertile soils, the surface of land with a slope below 7% and the forest loss between 2002 and 2006. At the individual level (b), we performed a nearest-neighbor propensity-score-matching test with a caliper of 0.5 and replacement with the following covariates: age, education level, year of settlement, dummy variable for households that have more than 4Ha of shifting cultivation land at the time of the survey, dummy variable for households that derive more than 150 USD per year at the time of the survey, dummy variable for the involvement in illegal hunting or selective logging for at least 3 years since the CA program started. Statistics include the means for both treated and control groups and the standardized means difference for all data and matched data, and the percentage of balance improvement in means difference between unmatched and matched samples.

In order to assess the impact of the CA program on the perception of UVFC, we compared the motivation outcomes, i.e. the sum of weighted scores for each type of motivations (ER, ER, ID), for matched participants and non-participants (table 3).

Table 3. Impact of the conservation agreement program on motivations to conserve

	Mean non-participant	Mean participant	T-test results
INTR	0.48	0.72	t-value = 1.35, p-value = 0.18
ER	0.57	1.70	t-value = 5.35, p-value = 2.42e-07***
ID	6.08	5.26	t-value = -2.22, p-value = 0.028*

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Note: we give the means scores for both matched participants and matched non-participants and for each type of motivation. We also give the results of a two-sample weighted Welsh T-test conducted between both these groups for each motivation type.

Results show that the means weighted scores for ER motives are significantly higher and those for ID motives significantly lower in the treated group. On the other hand, we did not find any significant difference for INTR motives between matched participants and non-participants. Provided that matching assumption is verified, i.e. unobserved differences between treated and control groups exist but are correlated with observable variables, we conclude that the CA emphasized ER motives and eroded ID motives.

4.3 What aspects of PES matter?

This section aims at identifying the mechanisms that influenced the differences in motivations between control and treated groups. To this aim, we assess which explanatory variables influenced the probability for a given individual living in one of the treated villages to be ER motivated- the overrepresented motive. We implement a backward/forward stepwise logistic regression on the large database of treated individuals, which we divide in two groups according to their dominant motive i.e. the type of motive with the highest sum of weighted motivation scores.

Results show that the level of benefits received from the scheme significantly positively influenced the log odds of being ER motivated (table 4). This variable encompassed the individual in-cash benefits linked to the participation in community patrolling (money perceived) and the monetary value of in-kind benefits that aim at inducing the abandonment of slash-and-burn systems (borrowing the community mechanical mule and juvenile buffaloes received from the buffalo bank).

In addition, none of the variables intended to capture the way respondents perceive the message conveyed by the scheme and the PES management practices happened to be significant. These extra variables were aimed at potentially revealing mechanisms such as disappointment linked to bad news regarding the CA managers' intentions (e.g. lack of distributive fairness) or control aversion (due to high enforcement pressure associated with the CAs).

Finally, the results also suggested that the broader institutional context might also significantly influence motivations. Indeed, ER-motivated people perceived higher levels of threats on surrounding natural resources.

Table 4. Factors influencing the probability to report dominant externally-regulated

	Mea ns non- ER	Mea ns ER	Coeffici ents	Estimate Std. Error	z valu e	Pr(> z)
(Intercept)			- 2.946e+ 00	0.7307	- 4.03 2	5.53e-05 ***
Monetary of benefits received from the scheme (USD)	154. 11	260. 99	3.937E- 07	1.838E-07	2.14 2	0.03221 *
Level of exogenous pressure on surrounding natural resources (1-4 scale)	2.14	2.56	0.6658	0.2533	2.62 9	0.00857 **
Share of land with a land title (%)	54.3 9	30.2 3	-5.625e- 03	0.003973	- 1.41 6	0.15682

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Note: results of a forward/backward stepwise logit regression model for the “dominant ER-motive”. Dependent variables are: age, education, settlement year, revenue derived from NTFP collection, total land, benefits received from the scheme (monetary value), mark given to the scheme administrators to assess the quality of their work managing the scheme, perception of distributive fairness, average number of CA meetings attended over the past two year, perception of the level of exogenous pressure on surrounding natural resources, percentage of land with a land title

4.4 Environmental effectiveness

In order to assess whether the effect of the scheme on ER motives had implications both in terms of short term and long term environmental effectiveness, we compared the level of reported rule-breaking behaviors (non-compliance) between two groups of participants, one with dominant ER motives and the other with both ID and INTR dominant motives. We focused on two types of behaviors, i.e. the opening up of new upland fields in pristine forest on the one hand, and wildlife poaching or luxury wood logging for sale on the other hand. The earlier corresponds to the CA rule that is strongly linked with subsistence purposes while the two latter illustrate the two main types of economic-drive behaviors. We also looked at two different periods of time, i.e. while the scheme was running (number of years they broke conservation rules over the past 8 years) and if the payments stopped (binary variable that reflected whether they would break conservation rules for sure, or not, next year).

We find three main results. First, we do not find any significant differences between the ER-motivated group and the other two motivation groups (INTR and ID) in terms of rule compliance while the scheme was still running (results of the Mann Whitney U test in table 4.a). Second, having dominant ER motives significantly explain the odds of breaking rules related to illegal trade of forest products, i.e. luxury wood logging and wildlife poaching for sale, if payments stopped (results of the Pearson's Chi Square test in table 4.a and the logit forward/backward regression in table 4.b). Third, being ER-motivated does not significantly explain the probability of opening up new upland fields if payments stopped.

Table 5. Compliance with conservation rules according to motivation types.

Behavior	During		Mann Whitney U test	Illegal acts	After				Pearson's Chi-squared test
	Non-ER	ER			Non-ER		ER		
	Mean nb years	Mean nb years			N	%	N	%	
Participation in illegal trades	2.26	2.65	W = 2992.5, p-value = 0.3427	NO	128	84.2	27	62.8	X-squared = 9.4316, df = 1, p-value = 0.002133**
				YES	24	15.8	16	37.2	
Opening up of illegal upland plots	0.71	1.18	W = 2943, p- value = 0.1592	NO	141	92.8	26	83.7	X-squared = 3.2708, df = 1, p-value = 0.07052
				YES	11	7.2	7	16.3	

Note: compliance with conservation rules (participation in illegal trade such as wildlife poaching and luxury wood logging, opening up of illegal upland plots) per type of motivation type (binary variable ER) during CA implementation and if the CA stopped. Comparison of means between ER and non-ER participants: Mann Whitney U test for the non-compliance with conservation rules during the CA (number of years they broke the rules since the CAs started) ; Chi-squared test for the non-compliance with conservation rules if the CA program stop (binary variable: intention to break the rule or not) between ER and non-ER participants

5 Discussion

We argue that the effect of the CA on the perception of use values of forest conservation is a case of motivation crowding-out. Overall, our findings suggest that motivation-crowding studies should broaden the definitions of intrinsic and extrinsic motivations, building on Ryan and Deci (2000) classification. Intrinsic motivations would then be understood in a broad sense as motivations that involve some degree of autonomy. Extrinsic motivations would correspond to all kinds of external regulations such as rewards, incentives demand and punishments, which involve low degree of perceived autonomy. Broadening these definitions would allow scholars to better adapt the selection of the target intrinsic and extrinsic motivations of their studies according to the local context. In our case, the Cardamoms populations were engaged in a transition from subsistence-based economies characterized by high reliance on shifting cultivation and the use of forest products for home consumption towards forest-frontier market-oriented economies, which depend on permanent agriculture for cash crops production and the marketing of forest products and services. Forests use values play a critical role in both types of economies. However, we found that forest conservation is justified in different manners, either to respond to a market demand or to

satisfy key subsistence goals. We considered that these reasons constitute respectively ER and partially autonomous conservation motives. This interpretation is supported by the fact that ER-motivated people would tend to break conservation rules significantly more than non-ER respondents if payments stop.

Our results suggest that there is a correlation between CI's intention to accompany the transition from shifting cultivation to forest-frontier permanent agriculture and the nature of motivation changes we evidenced. Indeed, we showed that when people received more material benefits (both in-cash and in-kind) from the scheme, ER motives are emphasized. Meanwhile, the composition of the benefit packages is aimed at modifying people's use and relationship with the forest in such a way that it supports the transition from shifting cultivation to forest-frontier permanent agriculture. Indeed, CI intends to induce a shift in rice production practices, from shifting cultivation to lowland rice production. CI also aimed at changing the nature of the "monetary frame" regarding the use of natural resources by reducing the reliance on destructive extraction of forest products and promoting alternative ways to generate income from forest use. This result invites scholars and practitioners to look at the land sparing / land sharing debate in a different way, particularly when it comes to the matter of disconnecting people from nature (Fischer *et al.*, 2014). Indeed, CI's land sparing strategy, which is also consistent with the Cambodian legal framework, did not only induce changes in people's land-use practices but also resulted in deeper changes in their mindsets and values.

We also argue that our study provides evidence for a psychological phenomenon called frame shifting (Bowles et Polanía-Reyes, 2012 ; Ezzine-de-Blas, Corbera et Lapeyre, 2015, this issue ; Rode, Gómez-Baggethun et Krause, 2015): personal motivations moved towards external motivations because the scheme provided new information about the decision situation framing the target behaviors. Indeed, we postulate that monetary payments worked as a signal, materialized a market demand for standing forest. For example, CI reports that community patrolling is perceived as a supplementary source of income, that CI is regarded as an employer and that these sentiments "*can jeopardize the notion of community participation, significantly ownership, and eventually affecting the effectiveness and sustainability of a project*" (Ouk, 2011). Besides, we argue that the fact that people increasingly implement rice cultivation practices that are less forest-dependent (particularly for soil fertility renewal) (Ouk, 2011) might have contributed eroding motives that are dominantly linked to non-use values of forest. Overall, if practitioners want to avoid such

crowding-out effect to occur, they would have to adjust the way they design PES schemes, particularly how the characteristics of payments and the selection of target communities are decided.

To our knowledge, the long-term consequences of motivation crowding on the effectiveness of economic incentives for biodiversity conservation have not been addressed in the literature. Agrawal et al. (2015) show that changes in motivations are associated with changes in behaviors while the program is running and calls for further investigations beyond the life of the intervention. In theory, motivation crowding effect might remain hidden while payments are still running because the effect on the costs and benefits of the target activity might overweight or complement the effect of changes on motivations (Bowles et Polanía-Reyes, 2012). Our results seem to confirm this assumption. Despite the fact that the CA program strengthened ER motives, ER-motivated people do not break conservation rules significantly more than other motivation groups until the payments stop. What is also interesting is that these long-term consequences seem to materialize only for illegal activities supporting cash generation purposes. We argue that ER-motives are more receptive to external regulations that take the form of economic or price signals. In the absence of benefits from the CAs, they would thus be more prone to respond to such signals as middlemen offering a high price for luxury wood or wildlife. From an operational perspective, these effects are worth taking into account because in Cambodia, PES financing depends on foreign aid and is thus not guaranteed on the long run. Besides, the use of natural resource is locally guided by rent seeking behaviors and organized through economic signals to which local communities are generally directly exposed. From a methodological perspective, this preliminary result calls for additional research to investigate the links between motivations and behaviors, particularly in situations where payments actually stopped.

We also found that the perception of the level of exogenous pressure on natural resources also positively influenced the probability to be ER motivated. During the exploratory phase of our study, local people complained that investors or outsiders are ripping the benefits from the surrounding natural resources with impunity while locals are being asked to comply with conservation rules. Thus, we argue that this context has induced a form of disappointment and frustration, which strengthened the effect of the scheme on motivations. The mechanism involved is probably the opposite of what Rode et al (2015) call “reducing pressure by forcing non-moral individuals to compliance”. This result suggests that motivation-crowding studies

should take into account the effects of the broader setting on motivations, in addition to finding ways to isolate the impact of PES on motivations.

Further research should also try to improve models of change that specify how the PES intervention affects the motivational outcome. This could be achieved by improving the availability of relevant pre-intervention data at the household and individual scale. Having access to panel data on motivation and socio-economic variables would also allow us to conduct, like Agrawal et al. (2015), difference-in-difference matching that also remove time-invariant hidden bias.

6 Conclusion

In this paper, we show that the conservation agreement program, which is one type of Payment for Ecosystem Services scheme, had a significant effect on the participants' individual perception of the use values of forest conservation. Indeed, it highlighted values linked to the generation of cash and that are driven by market demand, and undermined values linked to subsistence goals, such as family food security, health and shelter. We argue that in the context of poor forest dwellers, the perception of use value is closely linked to motivations to conserve, as these values are generally intimately linked to a number of key life goals. We further link this result to the literature on motivation crowding because it consists in emphasizing externally regulated motives (ER) and reducing motives with a higher degree of autonomy (with strong identification through key life goals, ID).

Our results also suggested that this effect deserves further attention because of its effectiveness implications. Indeed, respondents with dominant ER motives reported lower levels of compliance with key conservation rules, as compared to those reporting dominant ID motives. This is significant for practices that are directly linked to the generation of cash (poaching and logging of luxury wood) and only in the event that payments stopped. We suggest that ID-motivated people have more "intrinsic" reasons to conserve the resource sustainably as compared to ER-motivated people. The latter were more receptive to price signals, which rarely integrate environmental concerns in the Cambodian context (ecotourism has yet to really occur) while the former valued a number of benefits that were integrated with their life goals and that were based on a standing and healthy forest.

In addition, we also showed that the level of benefits people received at individual level was the only aspect of the CA that significantly influenced these differences in motivations. We

postulate that exposure to PES and its benefits changed the decision-situation frame regarding forest use by emphasizing “segregation” between livelihoods and forest use and the role of forest resources in contributing to family income. This eventually changed the preexisting relationship between people and the forest and in turn the perception of values of forest conservation.

Our research also allowed us to give thought to methodological challenges in measuring motivation crowding. Our research design was based on a with-without method, and used a matching to build a control group, which we can reasonably argue has similar baselines for variables that affect the perception of use-values of forest conservation. However, we argue that the accuracy of causal inference would be improved if pre-intervention data were available at the household or individual level because it would give the researcher more options to select covariates and to potentially combine matching with difference-in-difference estimations.

7 Appendix

Data sources

Type of data	Corresponding variables	Source and methodology to create the variable
Forest Cover maps	Forest cover (in 2005) for a buffer of 5km around a given village point	<p>CI. 2014. « Distribution and change in forest and natural habitat in Cambodia: 2001 to 2011. » Conservation International, unpublished data.</p> <p>Based on: Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, et al. 2013. « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. » Science 342 (6160): 850-53.& JICA. 2001. « Cambodia Reconnaissance Survey Digital Data, Meta-database. » Ministry of Public Works and Transportation (MPWT)</p> <p>Forest cover is defined as natural mature forest, generally over 5m in height and closed-canopy, meaning that tree crowns overlap when fully leafed-out. Bamboo would normally fall into our forest class, and secondary forest will be a non-forest class because they are young fallows associated with agriculture. In the JICA map, bamboo and secondary forest are combined, and it was thus impossible to split the two. The distribution of the class being near farmland, CI assumed it corresponds to natural non-forest.</p>

		<p>The map classes are: forest (including flooded shrubs) mangrove, non-forest, natural non-forest (bamboo, secondary forest, forest plantation, flooded grassland, grass savannah, grassland, marsh and swamp, shrub, shrubland and woodland), water bodies, deforestation 2005, deforestation 2010 and deforestation 2012. Forest cover change between 2000 and 2012 was defined as observed loss (based on the UMD Hansen dataset), superimposed on the forest and mangrove class from the JICA land-cover product.</p>
Accessibility	<p>Travel time from the village point to the closest all-weather and all-year-round road accessible by four-wheel vehicle (min)</p>	<p>Using land use (JICA, 2003), road network (JICA, 2003), road network (DANIDA) and topography (SRTM, 2001)</p> <p>Land use from JICA was reclassified in speed indicator (km/h). All weather, hard surface road, two or more lanes wide = 60; All weather, hard surface road, one lane wide = 60; All weather, loose surface, two or more lanes wide = 30; All weather, loose surface, one lane wide = 30; Dry weather, loose surface = 20; Cart track = 10; Streets in built-up areas = 20; Ferry = 1. The shape was converted to raster with the same cell size as topography raster (SRTM, 2001)</p> <p>The topography data was derived into a slope shape file</p> <p>The slope data was reclassified into a walking coefficient and used as a correction on the speed for the land use raster</p> <p>The “corrected land use speed raster” and the “road speed raster” were combined using the maximum value for each cell.</p> <p>A cost distance analysis was calculated with the combined raster. The source of the cost distance analysis is the road network of DANIDA (CODE category: 20, 21, 22 and 27).</p> <p>The accessibility raster values were extracted on each selected villages.</p>
Population density	<p>Total number of HH living in all the villages located within a 5km buffer of the village point.</p>	<p>Commune database (CBD) 2006</p>
Village localization	<p>Villages located in a 5km buffer of two protected forests (Southern Cardamoms Protected Forest, Central Cardamoms Protected Forest) and 3 protected Areas (Phnom Samkos Wildlife sanctuary, Phnom Aural Wildlife Sanctuary, Samlout Protected Area)</p>	<p>Protected areas and forests: shape file downloaded from Open Development Cambodia (www.opendevlopmentcambodia.net), based on government data provided by the Ministry of Environment (PA) and the Forestry Administration</p> <p>Village localization based on the « cphum07 » shape file produced by the Department of Cadastre and Geography, Ministry of Land Management, Urban Planning and Construction (2011)</p> <p>Villages localization was updated with data from CI and FFI</p>

Article 6 : The effectiveness of a collective payment for environmental service scheme in reducing deforestation in Cambodia

Chervier C., Costedoat S.

Cet article a été soumis à la revue World Development le 10 décembre 2015.

Abstract: Payments for Environmental Services (PES) are increasingly used in tropical countries as incentives to improve the local management of common resources and subsequently achieve environmental outcomes, particularly avoided deforestation. However, little is known about the performance and the suitable conditions under which collective PES can be effective. We assess the impact of a collective PES on avoided deforestation in the Cardamom Mountains, Cambodia. We use a quasi-experimental approach combining covariate matching with difference-in-difference estimation as a non-biased procedure to assess program effectiveness. We find that between 2005 and 2012, the PES program contributed additionally saving the equivalent of 1.1% of forests in the studied area. Besides, we show that a number of socioeconomic factors contributed to heterogeneity in the measured impact. In particular, environmental effectiveness appears larger in the place where local communities are small, homogenous in social identities, dependent on forest for their livelihoods and when the level of external pressure on surrounding forests is high. Overall, our results suggest that this type of scheme is more successful if it also promotes local collective action. We finally call for improving both data availability and impact assessment methods in order to better reveal collective action dynamics in the measure of environmental outcomes of collective PES.

Keywords: Cambodia, impact evaluation, matching, deforestation, Payment for Environmental Services, collective action

L'efficacité d'un mécanisme de Paiements pour Services Environnementaux collectif pour réduire la déforestation au Cambodge

Résumé : Les paiements pour services environnementaux (PSE) sont de plus en plus utilisés dans les pays tropicaux comme des incitations qui visent à améliorer la gestion locale des ressources communes pour atteindre des résultats environnementaux, notamment la déforestation évitée. Toutefois, il y a un manque de connaissances à la fois sur la performance environnementale des PSE collectifs et sur les conditions dans lesquelles ils peuvent être efficaces. Nous évaluons l'impact d'un PSE collectif sur la déforestation évitée au Cambodge dans le massif des Cardamomes. Nous utilisons une approche quasi-expérimentale combinant le « *covariate matching* » avec une estimation de la double différence comme procédure non-biaisée d'évaluation de l'efficacité du programme. Nous constatons qu'entre 2005 et 2012, le programme a contribué à empêcher la perte de l'équivalent de 1,1% des forêts de la zone étudiée. En outre, nous montrons qu'un certain nombre de facteurs socio-économiques ont contribué à l'hétérogénéité de l'impact mesuré. Ainsi, l'efficacité environnementale est plus élevée à l'endroit de notre zone d'étude où les communautés locales sont de petites tailles, sont homogènes en terme d'identités sociales, sont dépendantes de la forêt pour leur subsistance et lorsque le niveau de pression exogène sur les forêts environnantes est élevé. Dans l'ensemble, nos résultats suggèrent que ce type d'instrument est plus efficace s'il favorise également l'action collective locale. Nous appelons enfin à améliorer la disponibilité des données et les méthodes d'évaluation d'impact afin de mieux révéler l'influence des dynamiques d'action collective sur les résultats environnementaux des PSE collectifs.

Mots-clés: Cambodge, évaluation d'impact, matching, déforestation, Paiements pour Services Environnementaux, action collective

1 Introduction

Programs of Payments for Environmental Services (PES) have become popular instruments to reach biodiversity conservation goals, particularly in emerging and developing countries (Landell-Mills, Porrás et al., 2002 ; Ferraro, 2011). PES are classically based on the principle that the transfer of conditional payments from beneficiaries of environmental services (or other stakeholders acting as their representatives such as Governments or Non-Governmental Organizations) to providers (e.g. forest-owners) will increase the supply of these services (Engel, Pagiola et Wunder, 2008 ; Ferraro, 2011). Typical PES contracts are adequate for situations where there is a spatial divide between the places where the environmental services are produced and where they are used (Wunder, 2015).

However, while the theory of PES generally implies that ecosystem services have public good characteristics (Farley et Costanza, 2010), many ecosystem services have the characteristics of common pool resources (CPR) at local level, i.e. they are rival (their consumption reduce the quantity available for others) and it is costly to exclude people from using them (Muradian et Rival, 2012). Costly excludability means that local users are likely to be tempted to free ride i.e. to enjoy the benefits of ecosystems without contributing to their sustainable management (Ostrom, 1999). The rivalry characteristic implies that externalities also exist among ecosystem services producers because they are also local resource users. This situation poses a collective action problem: coordination and communication between resource users is needed to manage the resource sustainably and avoid overharvesting (Ostrom, 2010).

Therefore, PES effectiveness can be critically dependent on coordination of local resource users (Travers *et al.*, 2011 ; Muradian et Rival, 2012). In these cases, PES programs need to put more emphasis on fostering the local management of the resource in order to increase the flow of benefits from ecosystems to humans (Fisher *et al.*, 2010 ; Muradian *et al.*, 2010). Community-based and collective payments are encountered in different tropical countries such as Madagascar (Sommerville, Jones, *et al.*, 2010), Cambodia (Clements *et al.*, 2010) or Mexico (Costedoat *et al.*, 2015). Several PES schemes thus allow for collective contracts (Engel, Pagiola et Wunder, 2008 ; Mahanty, Suich et Tacconi, 2013). Payments are in these cases eventually transferred through community-based institutions, which are in turn responsible for the distribution of benefits to community members and the enforcement of contractual rules. Successful improvement of local management further depends on how PES programs fit in the local social, economic, institutional, environmental contexts (Muradian et Rival, 2012 ; Muradian, 2013). In this regard, some scholars have argued that the set of

conditions highlighted by the literature on CPR management should be taken into account to design effective collective PES (Fisher *et al.*, 2010 ; Muñoz Escobar, Hollaender et Pineda Weffer, 2013).⁵⁷

From an empirical point of view, evidences regarding PES environmental effectiveness are emerging (Pattanayak, Wunder et Ferraro, 2010 ; Miteva, Pattanayak et Ferraro, 2012), especially facilitated by the availability of satellite images (Blackman, 2013). They are often concentrated in central America where national PES programs have been implemented in various tenure systems (private properties and communities) to achieve environmental outcomes (Honey-Rosés, Baylis et Ramírez, 2011 ; Alix-Garcia, Shapiro et Sims, 2012 ; Costedoat *et al.*, 2015). In southeast Asia, Clements and Milner-Gulland assess three PES in northern Cambodia without treating differently collective and individual PES in their impact evaluation (Clements et Milner-Gulland, 2015). We attribute the lack of information about the factors explicitly explaining the effectiveness of PES to the fact that most of the literature on PES effectiveness rely on rent-driven land use model (Alix-Garcia *et al.*, 2015). In this model, the choice to conserve forest or change land use depends on the relative profitability in each situation. Consequently, PES effectiveness relies on its ability to reduce the profitability gap known as opportunity cost (Engel, Pagiola et Wunder, 2008).

Rigorous research design can be used to disentangle the environmental impact of PES from other factors and dynamics likely to contribute to forest conservation and deforestation (Ferraro, 2009 ; Baylis *et al.*, 2015). More specifically, scholars have increasingly relied on econometrical methods based on robust counterfactuals (Greenstone et Gayer, 2009 ; Pattanayak, Wunder et Ferraro, 2010). In particular, quasi-experimental counterfactual techniques using control groups are helpful to define a credible baseline, i.e. comparing conservation outcomes with what would have happened in the absence of the program (Ferraro, 2009 ; Pattanayak, Wunder et Ferraro, 2010). Attention has been particularly paid to address different types of biases that can overestimate or underestimate the exact impact of the program. Specifically, selection bias can occur because PES schemes are generally implemented in places with a moderate risk of deforestation (Wunder, 2005). Therefore, a simple comparison with non-PES areas facing different deforestation risk could bias impact figures, as it has been evidenced for in the case of protected areas (Andam *et al.*, 2008).

⁵⁷ These include well defined resource boundaries, an homogeneous user group, legitimate rules of access and use to the resource and the capacity to enforce such rules (Agrawal, 2001 ; Basurto et Ostrom, 2009).

Similarly, simple comparisons of the PES area before and after the program might also give wrong impact measures. This is particularly the case when contemporaneous changes in the overall political and economic setting also affect deforestation (Ferraro, 2009 ; Miteva, Pattanayak et Ferraro, 2012). Lastly, spillover effects such as environmentally-harmful behaviors displaced outside the PES program target area can lead to overestimating the impact of the program (Alix-Garcia, Shapiro et Sims, 2012). Nevertheless, the impact of enhanced collective action on PES outcomes is usually not directly measured by such models.⁵⁸ This is probably constrained by the lack of governance data at community level (Miteva, Pattanayak et Ferraro, 2012).

This paper uses quasi-experimental counterfactual design to evaluate the impact on deforestation of a collective PES in Cambodia, Southeast Asia. We also consider how heterogeneous initial socio-environmental conditions and differences in external threats on forest resources affect the effectiveness of our case study. We analyze the Conservation Agreement (CA) program implemented by Conservation International (CI) in the Cardamom Mountains, a dense rainforest at the southwest of Cambodia. The goal of the CA is to « conserve biodiversity as a community choice, by building agreements that provide communities with benefits and capacity building in exchange for delivering effective conservation of high priority areas and species » (Milne et Adams, 2012). Conservation Agreement is the main PES-like tool of CI's international Conservation Stewardship Program. Since 2006, 51 agreements have been signed in 14 countries. However, to our knowledge, no rigorous impact evaluation has been carried out to-date.

We show that the CA program had an overall significant impact on avoided deforestation: it contributed saving on average about 1.1% of the PES area per year between 2005 and 2012. Besides, the CA program is more effective when the external pressure on natural resources is high. Indeed, effectiveness depend on local context specificities, particularly characteristics that are likely to influence not only the opportunity cost to deforest but also the incentive to participate in collective management of the resource. Our discussion call for improving both data availability and impact methods in order to better take into account collective action dynamics in the assessment of environmental impact of collective PES. The next sections introduce the study area and the method used. Section four presents our results and section

⁵⁸ The model is generally used, as in our case, to measure program effectiveness but no necessarily to rule-out alternative explanation regarding the factors enhancing effectiveness (Baylis et al. 2015).

five discusses them in the light of debates around the effectiveness of conservation policies in relation with problems of collective action.

2 Study area

2.1 Deforestation in the Cardamoms

Cambodia is one of the most biodiverse countries of Southeast Asia (Clements *et al.*, 2010). However, it is also among the countries with the highest proportion of tree cover loss these last 15 years (Hansen *et al.*, 2013 ; FAO, 2015). Deforestation is significantly accelerating since 2009 in a context of rise of international commodity prices, especially rubber (Petersen, Sizer et Hansen, 2015). Indeed, the main cause of deforestation is linked to the expansion of Economic Land Concessions (ELC) for large-scale plantations. ELC corresponds to a Government's strategy to develop the industrial agricultural sector to sustain economic growth. According to the 2001 Land Law, the Government can grant up to 10,000 ha of land per ELC, which include logging rights.

Conservation strategies are mainly developed by the Ministry of Environment (MoE) and Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries (MAFF) with the support of international NGOs (Milne et Chervier, 2014). Historically, they have mostly relied on a command-and-control approach and the management of a large protected areas network (Clements *et al.*, 2010). However, since the mid-2000's, NGOs have shown a growing interest for communal management of forest resource based on the development of legal provisions for formal communal land tenure, in addition to the recognition of traditional/customary use rights. The emergence of PES programs in the country is also due to international NGOs so a significant share of programs implemented to-date take the form of collective PES contracts (Chervier, Déprés et Neang, 2012).

The CA program has been implemented since 2006 in the Cardamom Mountains in the southwest of the country (figure 1). This region is home to the largest remaining continuous forest in mainland Southeast Asia and is widely recognized as being of global and local conservation importance (Daltry et Momberg, 2000 ; Killen, 2012). However, like the rest of the country, the Cardamom Mountains also face increasing pressure and ecosystem loss and degradation. This pressure is also due to the development of hydropower, which is promoted by the Government as a response to national electricity shortage. The construction of the two large-scales hydroelectric dams of the Cardamoms – Stung Tatay and Stung Atay, started at

the end of 2009 and 2010.⁵⁹ These infrastructures were reported to have significant side-effects in this area not only on roads improvement and in-migration but also on the development of forest-destructive legal and illegal trades (Fauna & Flora International, 2012). Cambodian forests are state property and the extraction of forest products or the opening of new land is subject to restrictions and requires official permits or temporary transfers of rights. However, despite NGO support, the institutional capacity of MAFF and MoE to enforce the law remain weak (Travers *et al.*, 2011).

At community level, unplanned illegal deforestation is also occurring. The main causes are the expansion of small-scale commercial and subsistence agriculture by smallholder farmers around existing villages. It is in turn strongly linked to demographic growth. People resettled in the area after the civil war starting in the late 90's and, more recently, in-migration from the overpopulated Cambodian lowlands have reached this region (Pillot, 2008). In practice, access to and use of forest resources are grounded in the traditional patron-client relations that underpin the whole Cambodian society (Turton, 2004). Collective action indeed traditionally materializes through the delegation of power to a leader responsible for ensuring the protection of the group and its harmony (Pillot, 2008). In practice, local rules governing the use of forest resources are set outside the formal institutional framework (the legal system) notably according to the material interests of local authorities (Turton, 2004). All in all, the lack of formalization of communal tenure implies that boundaries are not well defined, rules are not clearly established at constitutional level and exclusion is difficult.

⁵⁹ <http://www.opendevelopmentcambodia.net/hydropower/hydropower-dams/>, consulted on Sept. 28, 2015

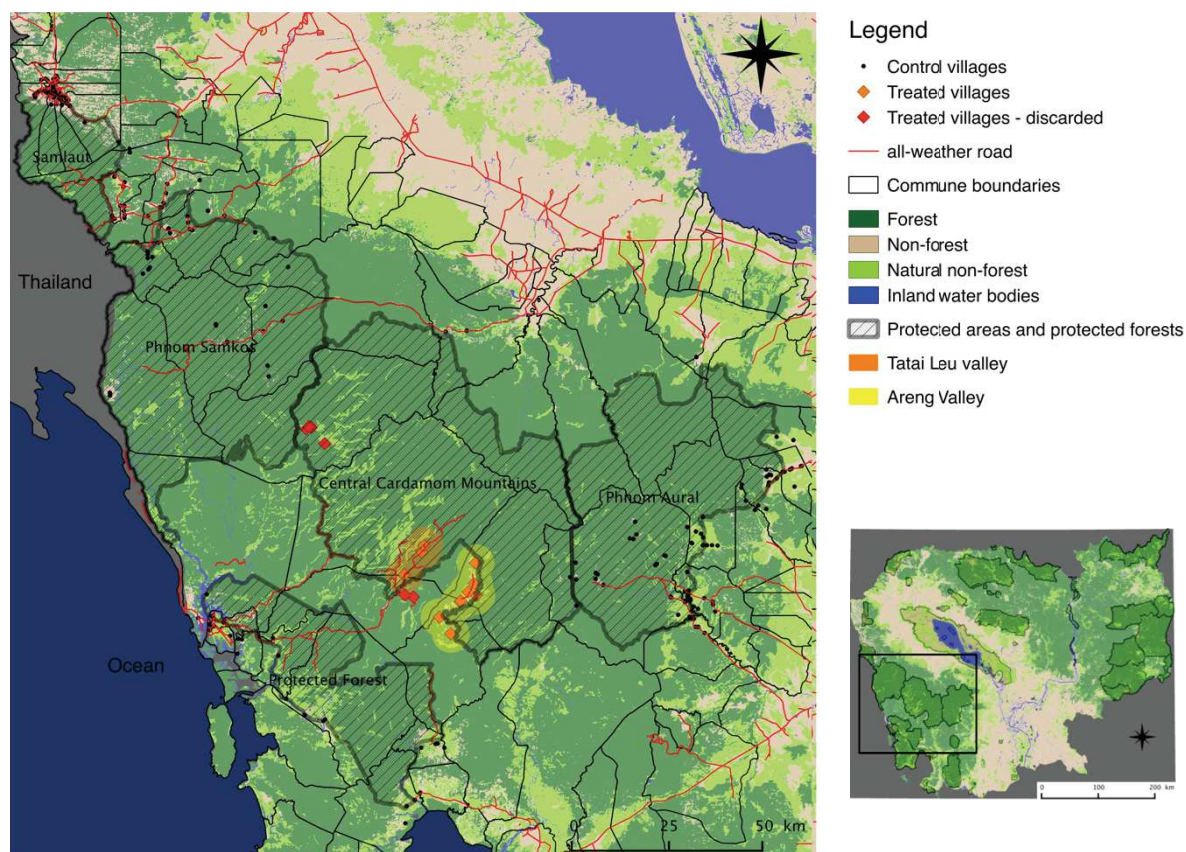


Figure 1: Map of the Cardamom Mountains showing the location of treated and untreated villages

2.2 CI in the Cardamoms and the placement of CA

CI has been working in the area since 2002, financially and technically supporting the Cambodian Forestry Administration (FA) to enforce the law in the Central Cardamom Protected Forest (CCPF), which is one of the 13 national protected areas of the region. The CA program was later implemented as a complementary tool for the management of this particular protected area in local communities. More specifically, it was aimed at engaging communities in the conservation of forest resources. Previously, the sole focus on law enforcement resulted in poor conservation outcomes and large protests by villagers in which claims for land and forest use were made (Milne, 2009). Payments thus contributed increasing the social acceptability of legal conservation rules, otherwise viewed as an unbearable constraint to people's autonomy (Milne, 2009).

The program promoted changes in forest collective management in different ways. CI signs CA contracts with several commune councils, which are government bodies able to work as legal representatives of commune inhabitants (Milne et Adams, 2012).⁶⁰ CI agreed to transfer benefit packages, which are mostly composed of in-kind communal benefits such as salary for contractual teachers working in local schools or financial support to communal equipment (ex. mechanical mules) and infrastructures. Benefit packages also include in-cash individual payments in the form of salary opportunities for participation in community patrolling. In exchange, commune inhabitants have to comply with a number of conservation such as clearing of new slash-and-burn plots in pristine forest, poaching and logging for commercial purpose, participation in community patrolling. Thus, the CA redefines and formalizes new collective rules for the management of forest resources in accordance with the Cambodian Forest Law. CI also requires setting up committees at commune level, which are in charge of organizing the distribution of incentives and patrolling. Their functioning costs are included in the benefit package. Compliance with the CA rules is monitored through FA's and communities' patrols and sanctions are enforced at the commune level: if one individual breaks a rule in a given commune, the benefits for all the villages composing the commune are in principle cut.

CI signed CA contracts with two communes in 2006 and then expanded the program to a maximum of 6 communes in 2009. But two communes were dropped in 2011 and 2012 because of a lack of budget and repeated non-compliance with conservation rules. However, CA contracts were not signed in all communes bordering the CCPF. In practice, decision about what commune signs a CA contract strongly depends on the results of CI's feasibility studies. According to the CA guidelines (Niesten *et al.*, 2008), priority target communes are selected according to three main sets of criteria relevant to local context characteristics: the importance of the site in terms of biological diversity, the nature of threats and particularly how difficult it is to address them and the credibility of resources users as an effective conservation partner. In practice, commune councils and set up committees participated in negotiations defining the contract terms. It is worth noting that local leaders may have seen the CA opportunity to increase their political influence and power over decisions regarding

⁶⁰ Commune is an administrative division of Cambodia: Cambodia is composed of 25 provinces divided into districts. The subdivision of districts is a commune, which is in turn composed of several villages.

the use of natural resources (Milne et Adams, 2012) while commune inhabitants' participation in these decisions is limited (Milne, 2009).

As a result of this placement strategy, the CA program was implemented in places of the Cardamom Mountains that faced lower deforestation risk. All these communes' territories are overlapping with the CCPF, i.e. law enforcement reduce the odds of deforestation in these areas. Besides, target communes are located in places that were more preserved, more remote and less connected to markets than in the rest of the landscape. Human population was also less dense and the main cause of change in local resources at that time was associated with the expansion of small-scale agriculture. CA target area is not homogenous. A baseline survey conducted in 2007 by CI in three target communes show significant differences in terms of households origin (homeland vs. migrants coming to find land to farm) but also in terms of local economy (subsistence vs. mixed economies) and in terms of intrinsic motivations for forest conservation (utilitarian values are more or less important) (Milne, 2007).

3 Method

3.1 Empirical design

Empirically measuring the effectiveness of a PES program is not straightforward. According to the Fundamental Problem of Causal Inference, it is impossible to directly measure the effectiveness of a program ("treatment" in statistical terminology) because it would require to observe the conservation outcome of an unit with and without a program at the same time (Greenstone et Gayer, 2009 ; Imbens et Wooldridge, 2009). Nevertheless, if we have several units and only some of them have been "treated", we can measure an "average treatment effect" by calculating the difference between the conservation outcomes of treated and non-treated units. However, this approach is likely to ignore a statistical phenomenon known as selection bias: without the treatment, treated and non-treated units would probably have had different conservation outcomes independently of being assigned or not in the program (Greenstone et Gayer, 2009).

If the treatment is randomly assigned, the selection bias is negligible. However, we have seen in previous section that the assignment to CA program depends on specific criteria because the budget of CI does not allow to include all the communes bordering the protected area. Based on the assumption that, in the absence of the program, treated and non-treated communes would have had a constant evolution of deforestation rate, we can compare forest

stocks before and after the treatment and calculate how the treatment has been able to change the trend in treated communes. This approach, known as difference-in-difference (DID) estimation, is not exempt of bias (Bertrand, Duflo et Mullainathan, 2004 ; Abadie, 2005). Indeed, if the two groups of communes are significantly different before the treatment, we can expect that they would have followed a different trend even in the absence of the treatment. Following an increasing number of scholars (Honey-Rosés, Baylis et Ramírez, 2011 ; Alix-Garcia, Shapiro et Sims, 2012 ; Arriagada *et al.*, 2012 ; Clements et Milner-Gulland, 2015), we combine a difference-in-difference estimation with matching as a procedure to obtain sample with balanced characteristics between treated and non-treated units.

Matching is a statistical method that associate non-treated unit(s) to each treated unit with the goal of obtaining a control group with a similar risk of deforestation in the absence of the program (Imbens et Wooldridge, 2009). Therefore, we assume that after matching, the DID estimation is less likely to be biased, assuming that two units with the same initial observable characteristics would have a similar conservation outcome in the absence of the program. In other words, we assume that there is no non-observable variable (e.g. motivations, traditions, skills, etc.) likely to explain a difference in trends in the absence of the program if treated and non-treated groups have on average similar observable characteristics. Several matching procedure exists (Morgan et Winship, 2007, p. 87-122). We choose to adopt a nearest-neighbor covariate matching because it is a non-parametric method, i.e. it does not require assumptions about the functional form of the relationship between the observable characteristics and the fact of being or not a treated unit (Ho *et al.*, 2007 ; Stuart, 2010). We choose the Mahalanobis distance as distance measure for the matching procedure accepting the assumption that this measure better reduce selection bias with small sample and is less sensitive to model specifications (Zhao, 2004).

3.2 Unit of analysis and data sources

Our study area is composed of villages located within a 5km buffer of protected areas of the Cardamom mountains all receiving support from various international conservation NGOs. Treated villages are those that are located in communes that signed the conservation agreements continuously since 2007. We thus discarded two communes (O Som and Thmar Bang) as we consider that they did not receive the benefit packages long enough (2 years) to expect any change in deforestation figures to occur. As a result, our treated group is composed of 11 villages located in 4 target communes and in two distinct valleys: Tatai Leu

(TTL) (1 commune, 3 villages) and Areng (3 communes, 8 villages). Our control groups correspond to 228 villages located in 5 protected areas.⁶¹

Our unit of analysis is a forested 1 km grid square (100 ha) located within a 5km buffer of a village and away from urban centers (figure 2). We decided to use grid squares because it allows having a larger number of units than if we had worked at commune level, and taking account intra-communes differences that affect deforestation trends.⁶² Given that the local landscape is composed of narrow valleys surrounded by steep and densely forested mountains, 5 km was estimated, as the maximum distance smallholder farmers are likely to travel to open new agricultural plots (the rest is inaccessible forest areas). Following (FAO, 2006), and in accordance with the Cambodia National Forest Program, we consider a unit to be forested when the tree cover is above 10% of the area. We discarded grid cells which population density in 2005 is superior to 1000 households because beyond this threshold the grid cell would be considered as being located in a quasi-urban area. Overall, our database is composed of 461 treated cells and 1646 untreated cells in our sample.

⁶¹ We could not focus only on the CCPF as the pool of control villages was too small. We also selected Phnom Samkos and Phnom Aural Wildlife Sanctuaries supported by Fauna and Flora International, Southern Cardamoms Protected Forest supported by Wildlife Alliance, and Samlout Protected Area supported by the Maddox Jolie-Pitt foundation.

⁶² Average household parcel size is about 1 ha but we do not have georeferenced information about parcel boundaries within communes. Average commune size is 42900 ha so that there are multiple units in each commune. We then use an exogenous grid able to catch the evolution of forest cover of a group of parcels.

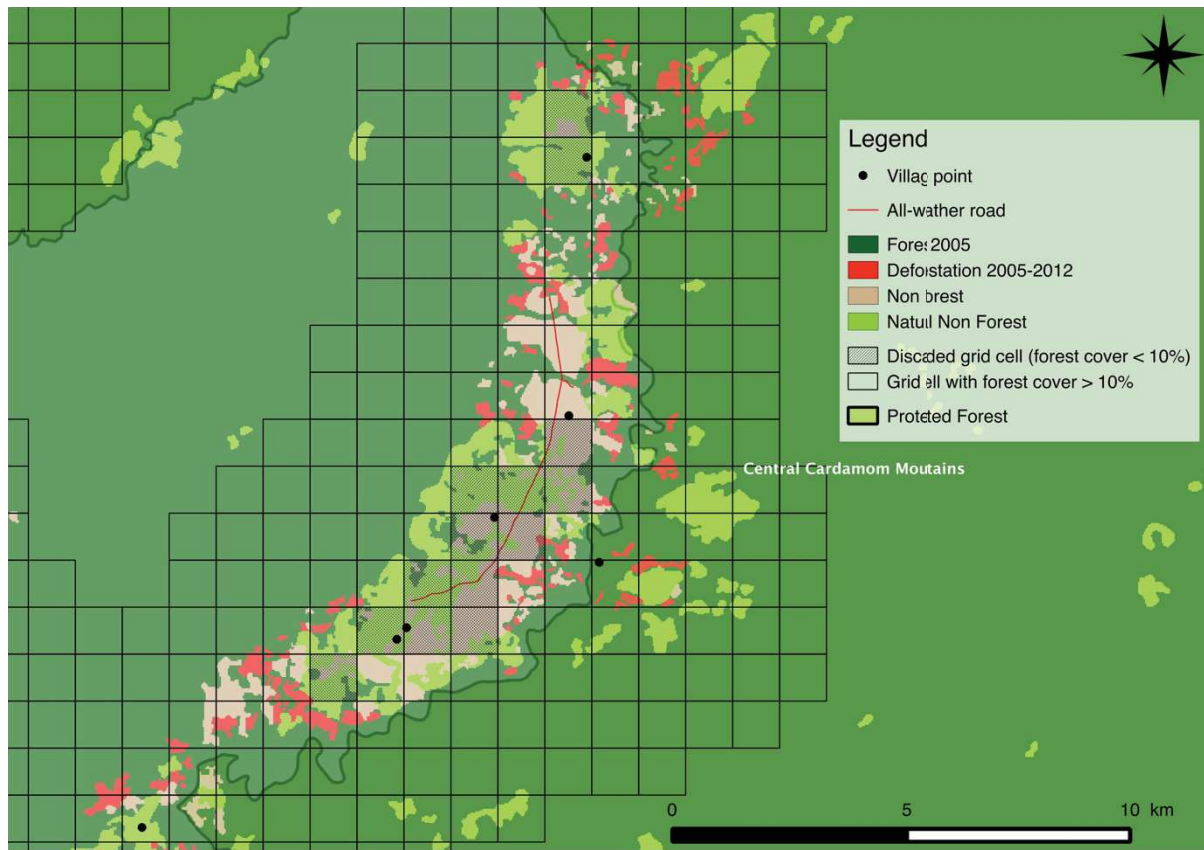


Figure 2: Grid design and selection. This is an extract from our georeferenced database located in Areng valley. It displays deforestation patches for the period 2005-2012. Our unit of analysis is a 1km grid square located (i) within a 5km buffer of a village (represented by a GIS point), (ii) which is in turn located within a 5km buffer of a Protected Area of the Cardamom landscape financially supported by an international conservation NGO. Grid squares are also located (iii) away from urban centers (the total number of households living in villages located within a 5 km buffer of a given selected grid cell is below 1000) and (iv) had at least 10% forest cover in 2005. Data sources are detailed in appendix 1.

For each grid cell, we computed pre-program values for a number of covariates that were extracted from spatially explicit national datasets (appendix 1). We focus on biophysical characteristics (slope, soil fertility, forest cover, deforestation) and socio-economic characteristics (travel time from the closest village to an all-weather road, density of population i.e. number of people living in villages located within a 5km buffer of the grid cell, distance of the grid cell to the closest village) that we believed influenced program placement and deforestation. Our analysis is therefore embedded into a rent-driven model of land-use (Alix-Garcia *et al.*, 2015). Indeed, we consider that the decision to deforest is taken by considering the relative profitability between different land-uses, i.e. the opportunity cost of deforestation. We also created a dummy variable to account for the fact that a given cell is located within a 5km buffer of a village.

reservoir, based on shape files created by Open Development Cambodia (ODC)⁶³. This dummy variable allows to control for deforestation threat that are not directly taken into account by land-use characteristics. Furthermore, we created spatially lagged variables for biophysical covariates based on a queen contiguity weight matrix created with Geoda (Honey-Rosés, Baylis et Ramírez, 2011). These complementary variables help us to take into account spillover effects from one deforested parcels to neighboring forest patches. Besides, we consider that a leakage phenomenon in the form of displacement of deforestation from one village to another is limited because villages that received the CA payments are located more than 10km away from other villages. Moreover, our sample does not allow a control cell to be adjacent to a treated cell because the two groups come from non-juxtaposed villages.

We determined the forest cover in ha for each grid cell at four dates: 2000, 2005, 2010 and 2012. We use the forest cover maps produced by (Conservation International, 2014), which were derived from the University of Maryland's global forest watch datasets (Hansen *et al.*, 2013) and the JICA's land-use maps produced in cooperation with the Ministry of Public Works and Transportation of Cambodia (JICA, 2001).⁶⁴ We calculated the difference in forest cover for each grid square for four periods: 2000-2005 (before the project starts), 2005-2010, 2010-2012 and 2005-2012. Assuming a linear trend in change within these timeframes, we define the outcome variables as the average annual forest losses in ha for each period. 2010 was picked as the pivotal year because this is when the pressure on natural resources significantly increased in that region once dam construction significantly started.

We wanted to compare impact between TTL and Areng valleys because CI's baseline socio-economic reports suggest significant differences in initial livelihoods and demographic

⁶³ www.opendevdevelopmentcambodia.net

⁶⁴ Forest cover is defined as natural mature forest, generally over 5m in height and closed-canopy, meaning that tree crowns overlap when fully leafed-out. Bamboo would normally fall into our forest class, and secondary forest will be a non-forest class because they are young fallows associated with agriculture. In the JICA map, bamboo and secondary forest are combined, and it was thus impossible to split the two. The distribution of the class being near farmland, CI assumed it corresponds to natural non-forest.

The map classes are: forest, mangrove, non-forest, natural non-forest (bamboo, secondary forest, forest plantation, flooded grassland, grass savannah, grassland, marsh and swamp, shrub, shrubland and woodland), water bodies, deforestation 2005, deforestation 2010 and deforestation 2012. Forest cover change between 2000 and 2012 was defined as observed loss (based on the UMD Hansen dataset), superimposed on the forest and mangrove class from the JICA land-cover product.

characteristics. We used extra pre-program variables at the target village level that aimed at better accounting for the level of dependence between local households and forest use: the percentage of household that originate from the area, the average year of settlement, the % of families that rely of non-timber forest products (NTFP) collection as their primary activity and the average area of swidden agriculture per village.

3.3 Matching specifications

We use R version 3.0.2 and the package Matchit (Ho *et al.*, 2011) to perform nearest-neighbors Mahalanobis covariate matching with replacement in three different locations / scales. We alternatively consider (i) the entire CA target area (minus the communes we discarded), (ii) only Tatai Leu valley and (iii) only Areng Valley. Following Stuart (2010), we assess the performance of the matching procedure by carrying out balancing test consisting in comparing the standardized difference in means before and after matching for each covariate. This balance is given by the difference of the ratio of the mean divided by the standard deviation in both groups before and after the matching procedure. According to Rubin, for the adjustment to be trustworthy, the absolute value of the standardized difference should be less than 0.25 (Rubin, 2001).

We estimate the average impact of the program on deforestation for treated cells by calculating the difference-in-difference estimator between treated and matched cells. We consider the whole program duration (2005-2012) but also compare impact between 2005-2010 (low pressure on forest ecosystems) and 2010-2012 (high pressure). We also conduct sensitivity tests by varying some parameters of matching specifications. We used 2 matches instead of 1 and changing the minimum forest cover that defines a cell as forested from 10% to 50%.

4 Results

4.1 Data description

6.2.1 Pre-matching covariate balance

Before matching, the CA program target area experienced significantly less deforestation than the non-treated area while the program was running (i.e. between 2005 and 2012). We find 1.67 ha of average forest cover loss per year in treated cells and 0.37 ha in control cells (table 1, deforestation 05-12 divided by 7%? per years). Consistent with our expectations,

comparison of pre-matching covariate distribution also suggests that the CA program was assigned to places with lower deforestation risks as compared to untreated areas (table 1). Treated cells are indeed more remote and more forested initially. They are located on less fertile soils and in places that are less densely populated. Besides, they experienced lower deforestation before the intervention (i.e. between 2000 and 2005). These results justify the need to control for selection bias if we want to attribute deforestation reduction to the CA program.

Table 1. Pre-matching covariate balance in the entire target area

	Means Treated	Means Unmatched	Std. Mean Diff.
n	461	1646	
Outcome variable			
Deforestation 05-12 (ha)	-2.63	-11.7	1.48
Biophysical characteristics			
Deforestation 00-05 (ha)	-0.91	-5.11	1.33
Forest cover 05 (ha)	84.25	82.98	0.05
Slope (%)	10.42	9.04	0.17
Distance to closest village (km)	3.03	3.17	-0.12
Area of fertile soil (ha)	18.02	37.53	-0.53
Spatially lagged biophysical characteristics			
Deforestation 00-05(ha)	-0.84	-4.98	2.71
Forest cover 05 (ha)	82.65	81.24	0.09
Socio-economic characteristics			
Closest village road access (min)	89.8	54.86	0.52
Density of population (nb HH)	72.67	257.5	-3.96

Note: this table presents the pre-matching difference between treated and non-treated cells for our matching covariates and one outcome variable (deforestation 05-12). We focus on forested grid cells (with at least 10% forest cover in 2005) located away from urban or peri-urban areas (population density below 1000 HH for a given grid cell) and within a 5 km buffer of a protected area located in the Cardamoms larger landscape and financially supported by foreign aid between 2005 and 2012. This table gives the number of treated and untreated units considered. Covariates include the biophysical characteristics of the grid cell, the spatially lagged values for some biophysical characteristics (calculated using a contiguity matrix i.e. compiling the average value of the eight cells with a common boundary with the cell of interest) and two socio economic characteristics. We provide the means for treated and non-treated cells as well as the standardized difference in means for our covariates.

6.2.2 Heterogeneity of treated units characteristics in space and time

The characteristics of treated units are also heterogeneous in time and space. On the one hand, the two valleys that compose our target area, TTL and Areng, were significantly different in terms of various initial characteristics of the socio-ecological systems (Table 2). Firstly, land in Areng seems to be more suitable for agriculture than in TTL: soils are on average more fertile and located on land with smooth slopes. However, Areng is also more remote. Poor

accessibility prevents the marketing of agricultural products and is thus a strong impediment to the development of commercial agriculture. It also probably slows down in-migration, the other main cause of exogenous pressure on forest resources in the region. Secondly, population characteristics in Areng are also different. It was smaller, residents settled in the area earlier and a larger share of them originates from the area. Thirdly, Areng residents were also more dependent on forest services as they relied more heavily on NTFP collection (although not statistically different) and shifting cultivation for their livelihoods. Finally, the size of the resource is larger in Areng, both because there is more accessible land (the valley is wider) and because forest cover is larger.

Table 2. Differences in initial socio-ecological systems characteristics between the two target valleys of the conservation agreement program

	Data scale	Means Areng	Means TTL	Significance of the statistical test for difference
Resource characteristics				
Forest cover 05 (ha)	Grid cell	86.66	79.67	**
Population characteristics				
Density of population (nb HH)	Grid cell	64.92	87.38	***
Settlement (year)	Village	1998.16	2001.19	**
Originate from the area (%)	Village	71	22.8	***
Risk of exogenous pressure				
Closest village road access (min)	Grid cell	136.78	0.58	***
Slope (%)	Grid cell	8.39	14.26	***
Area of fertile soil (ha)	Grid cell	27.5	0	***
Interdependencies between livelihoods and forest				
Shifting cultivation area (ha)	Village	29.01	0	*
NTFP collection as household primary activity (%)	Village	21.6	9.33	ns

Note: we compare the means between TTL and Areng for a number of biophysical and pre-program socio-economic variables at the grid cell and village levels. These variables account for different conditions influencing the likelihood of self-organization for the management of CPR. We provide the means for both valleys, Areng and Tatai Leu. We also show the significance of the statistical tests for the difference in means. We used a Welch independent t-test for continuous variables and Pearson's Chi-squared test for the only categorical variable i.e. "Originate from the area".

On the other hand, pressure on natural resources significantly increased in the CA target area between the two periods of implementation we considered (2000-2005 and 2005-2012). Average annual deforestation per grid cell rose by 174%. There is no treated cell located within a 5 km buffer of a large-scale investment (hydroelectric dam, ELC). This figure might rather be explained by an acceleration of population growth. Besides, available population data show that, while most settlements occurred before the program initiation (0.254 annual growth rate between 2000 and 2005), the annual growth rate of the number of households per village accelerated between the two implementation periods (from 0.056 to 0.088).

4.2 Post-matching covariate balance and impact estimation

Matching generally improves covariate balance (appendix 2, % balance improve). Besides balance is achieved (standardized mean differences below 0.25) for all but two covariates, namely the density of population and the travel time to the closest village (appendix 2, std. mean diff.). This result suggests that we have a control group with less deforestation risk. Therefore any impact estimation could have some bias. However, the balance for these two covariates was significantly improved as compared to the unmatched situation. Besides, both forest cover in 2005 and preexisting deforestation trends (2000-2005) are similar between both groups in all matching specifications. We thus consider that the balancing tests are satisfactory.

We find that the average overall impact of the CA program is positive and statistically different from zero (table 3). The scheme contributed saving on average about 1.12 ha of forest per year per grid square between 2005 and 2012 (table 3). This figure corresponds to about 516 ha of avoided deforestation per year across the whole program target area (416 treated cells multiplied by 1.12 ha).

We broke down the impact estimates per time period and per valley and find two main results (table 3 and shown graphically in Figure 3). Firstly, impact of the scheme is different between both valleys. Figure 3 shows that for TTL, the percentage of forest cover is relatively stable and not different between treated and control cells in both periods. The impact of the scheme in this valley is not significant (table 3). However, in Areng, differences materialize after the CA implementation (figure 3). The impact of the scheme is positive and statistically different from zero regardless of the time period: it contributed saving on average 1.73 ha of forest per grid cell between 2005 and 2012 (table 3). Secondly, in Areng, the scheme contributes

avoiding more deforestation when pressure on natural resources is high. Despite declines in forest cover in both treated and control cells, the average impact per year is higher for the second period in this valley (Figure 3). The program contributed saving on average 0.97 ha per grid cell between 2005 and 2010 and 3.66 ha between 2010-2012 (table 3).

We conducted two kinds of sensitivity tests (table 3). We attribute two control units per treated unit in the matching specification. We also set two different minimum forest covers to define a forested cell (from 10% to 50%). We find that our results are robust to changes in matching specifications and forest cover thresholds. Indeed, impact values remain quite stable for a given estimation method. Finally, we estimated the impact of the CA for the whole project area, including the two communes we discarded. They confirm our assumption that including them in the evaluation would result in a smaller impact measure.

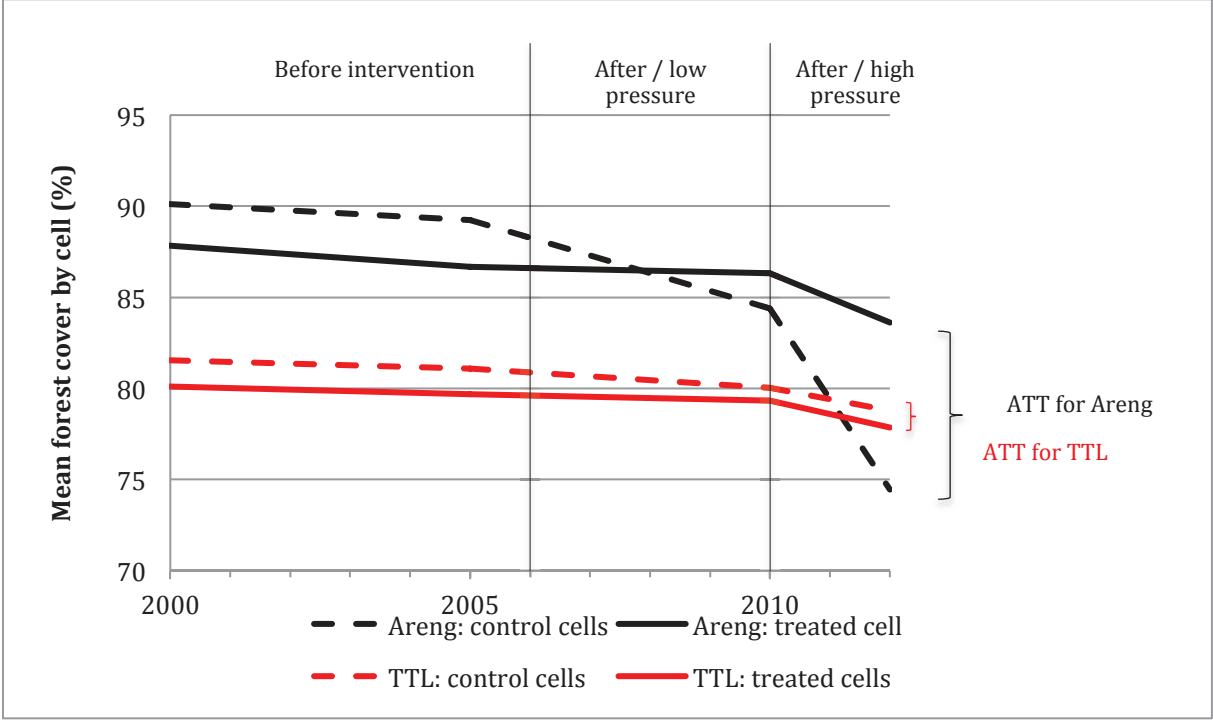


Figure 3. Forest-cover change in matched cells. We show the changes in average percentage of forest cover in matched and control cells, both for Areng and Tatai Leu valleys. We distinguish three periods: before the CA program was implemented (2000-2005), a period of relatively low exogenous pressure after it was initiated (2005-2010), and a period of higher pressure (2010-2012). The impact of the scheme on treated cells (the average treatment effect on the treated, ATT) is graphically represented by the difference between control and treated lines.

Table 3. Impact measures, sensitivity and robustness tests

	Continuously treated area						Areng valley						Tatai Leu valley					
	Match 1:1 & FCmin=10 %	Match 2:1 & FCmin=10 %	Match 1:1 & FCmin=50 %	Match 1:1 & FCmin=10 %	Match 2:1 & FCmin=10 %	Match 1:1 & FCmin=50 %	Match 1:1 & FCmin=10 %	Match 2:1 & FCmin=10 %	Match 1:1 & FCmin=50 %	Match 1:1 & FCmin=10 %	Match 2:1 & FCmin=10 %	Match 1:1 & FCmin=50 %	Match 1:1 & FCmin=10 %	Match 2:1 & FCmin=10 %	Match 1:1 & FCmin=50 %	Match 1:1 & FCmin=10 %	Match 2:1 & FCmin=10 %	Match 1:1 & FCmin=50 %
#covariates with bias >0.2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2005-2012	1.12 ***	1.14 ***	1.19 ***	1.73 ***	1.73 ***	1.83 ***	0.06 ns	0.05 ns	0.03 ns	0.67 ***	0.69 ***	0.71 ***	0.97 ***	1.01 ***	1.03 ***	-0.13 ns	-0.01 ns	-0.11 ns
2005-2010																		
2010-2012	2.25 ***	2.27 ***	2.42 ***	3.66 ***	3.53 ***	3.84 ***												

Note: We provide values for the DID matching estimates for the conservation agreement program impact in ha per year per grid cell. We provide an indicator of the significance of the difference in means between treated and control (***) significant at $p < 0.001$. We look at the impact for three different time periods i.e. 2005-2012, 2005-2010 and 2010-2012. We performed matching for grid cells located in three different areas i.e. the entire program target area (minus the two communes we discarded), Areng valley and Tatai Leu valley. We test the sensitivity of results running three specifications: a 1:1 Mahalanobis matching with replacement, a 2:1 Mahalanobis matching with replacement, a 1:1 Mahalanobis matching with replacement but only on grid cells with a forest cover over 30% in 2005 (against 10% for the two other specifications). Finally, we give the number of covariates for which this indicator takes an absolute value above 0.25 as a way to indicate the quality of covariate balance for each matching.

5 Discussion

Our results contribute to corroborate the idea that collective PES can be successfully implemented (Fisher *et al.*, 2010 ; Travers *et al.*, 2011 ; Muñoz Escobar, Hollaender et Pineda Weffer, 2013). The conservation agreement program has contributed to avoiding deforestation in the studied area. Our results suggest that the net average annual additionality of the program is of 516 ha. Therefore, the average conservation effectiveness represents 1.11% of the 46100 ha corresponding to the treated area. Overall, we argue that CA program strengthened the legitimacy and the capacity of local leaders to enforce new collective rules that are in accordance with the Law inside targeted communities. Local leaders control the key institutions that were given more responsibilities and financial means for the management of forest resources as a result of the scheme implementation (Milne, 2009). Enhanced collective action through better local capacity to modify and enforce collective rules are likely to improve PES effectiveness (Muradian et Rival, 2012). For example, Travers et al. (2011) performed a field experiment in rural Cambodia and found that policies such as PES would lead to better cooperation between participants and better environmental outcomes if they enhance local decision making. Besides, Clements et al (2010) argue that, in a Cambodian setting, collective PES are more likely to be effective on the long run because they strengthen local institutions and increase redundancies in checks for rule compliance. Unfortunately, we do not have data at household or parcel level to understand how participation to CA programs has been transformed in incentives likely to foster forest conservation.

Nevertheless, we found that there are 173 ha of annual forest loss in the treated area (equivalent to 0.37% of the treated area), which implies a lack of compliance from participating communes. It is probably due to the fact that rules regarding logging are sometimes subject to interpretation but also because perfect rule enforcement is impossible in practice. Local interpretation of rules should also be understood from a social perspective. Milne (2009) suggests that decisions of local leaders tend to protect local elites' illegal activities while normal residents are subject to the CA conditions. Better legitimacy of rules and leaders is often reported to be a key factor of success for PES schemes (Pascual *et al.*, 2014). In this context, improving the accuracy of rules, the clear demarcation of areas where rules should be applied while strengthening the external control of the management of local leaders would contribute to reduce non-compliance.

Furthermore, our case study demonstrates that the impact of the program is heterogeneous. On the one hand, the impact of the CA is null in TTL valley while it is significant and positive in Areng valley, regardless of the time period. Heterogeneity of impact according to initial contextual differences has already been evidenced in the PES literature but with a focus on poverty level (Alix-Garcia *et al.*, 2010 ; Ferraro, Hanauer et Sims, 2011). In our case, we show that both valleys differ regarding the variables we use to describe the socio-environmental conditions (population size, homogeneity in identities, level of dependency of resource users on natural resources, suitability of land for commercial agriculture). These characteristics have been reported to influence the individual payoffs from deforestation and participation in collective action according to the CPR literature (Agrawal, 2001). High levels of dependence on the resource in a context of subsistence economies have been reported to be associated with better cooperation in local management of commons (Wade, 1988 ; Varughese et Ostrom, 2001 ; Behera, 2006). The literature on CPR management also suggests that group size affects CPR management outcomes, although this role is ambiguous (Behera, 2006). They rather stress that heterogeneity in the user group social identities (ethnic, political, gender, etc.) creates difficulties to cooperate and communicate because it implies different interests and payoffs (Baland et Platteau, 1999 ; Agrawal, 2001 ; Behera, 2006). Finally, like in other contexts, profitability of deforestation depends on the local suitability of land for commercial agriculture and market access (Chomitz et Gray, 1995).

On the other hand, we show that the CA program is more effective for the period characterized by stronger pressure on forest resources: compared to non-treated areas, forest under CA program let appeared a smoother deforestation rate. This is consistent with studies in Latin America, which found that PES has small impacts on land use at the landscape level in a context of low deforestation risk (Pfaff, Robalino et Sanchez-Azofeifa, 2008 ; Robalino *et al.*, 2008) or a high impact in a situation of high deforestation risk (Costedoat *et al.*, 2015). Collective PES similar are gaining popularity in tropical countries (Kerr, Vardhan et Jindal, 2014). In Cambodia, they are currently being replicated in other provinces by several conservation NGOs and therefore should be a key pillar in the national REDD+ program. However, the central Cardamom Mountains is probably the forested area of the country where pressure is the lowest (poor access, mountainous). In this context, despite apparent better performance in contexts characterized by stronger pressure, further assessments of existing schemes are needed to understand if they are sufficient under high deforestation pressures.

Therefore, we argue that the ability of PES to work as a tool to improve sustainable use of common-pool resources should be better tested empirically. Nevertheless, further research is needed to expand the theoretical land use model in order to explicitly test how PES programs are interacting with processes at community level (e.g. collective action, legitimacy of logging restriction, etc). In our case, we were not able to focus on a sample large-enough to allow isolating the effect of several initial conditions separately. While land-use database are easy to obtain through satellite images, it is more difficult to characterize local governance of natural resources especially for the situation before the implementation of CA. In Cambodia, this type of data could generally be collected through strong and long-term partnership between a research institution and a conservation NGO, ideally even before the intervention starts (Baylis *et al.*, 2015). In this regard, the fact that CI includes robust and comprehensive impact evaluation as part of their intervention strategies should encourage better collaboration with scholars (McKinnon *et al.*, 2015).

6 Appendixes

Appendix 1. Data sources

Type of data	Variables	Source and methodology to create the variable
		Open Development Cambodia (www.opendevdevelopmentcambodia.net), soil classification is based on Crocker's General Soil Map (1963).
Soil fertility	Surface of fertile soil in a 1km grid cell (m2).	Fertile soil types (brown alluvial soil, latosols, regurs, basic lithosols, brown hydromorphics, lacustrine alluvial soils, alluvial soils) are selected based on the analysis of Cambodian soil types agronomic potential found in: Pillot, Didier. 2008. Jardins et rizières du Cambodge: les enjeux du développement agricole. KARTHALA Editions.
Topography (slope)	Average slope (%) in a 1x1 km grid cell	Shuttle Radar Topographic Mission 2001
Forest maps	Cover Forest covers for in a 1x 1 km grid cell in 2000, 2005, 2010, 2012 (m2). We also derived deforestation figures for 2000-2005, 2005-2010 and 2010-2012.	<p>CI. 2014. « Distribution and change in forest and natural habitat in Cambodia: 2001 to 2011. » Conservation International, unpublished data.</p> <p>Based on: Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, et al. 2013. « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. » Science 342 (6160): 850-53.& JICA. 2001. « Cambodia Reconnaissance Survey Digital Data, Metadata. » Ministry of Public Works and Transportation (MPWT)</p> <p>Forest cover is defined as natural mature forest, generally over 5m in height and closed-canopy, meaning that tree crowns overlap when fully leafed-out. Bamboo would normally fall into our forest class, and secondary forest will be a non-forest class because they are young fallows associated with agriculture. In the JICA map, bamboo and secondary forest are combined, and it was thus impossible to split the two. The distribution of the class being near farmland, CI assumed it corresponds to natural non-forest.</p>

The map classes are: forest (including flooded shrubs) mangrove, non-forest, natural non-forest (bamboo, secondary forest, forest plantation, flooded grassland, grass savannah, grassland, marsh and swamp, shrub, shrubland and woodland), water bodies, deforestation 2005, deforestation 2010 and deforestation 2012. Forest cover change between 2000 and 2012 was defined as observed loss (based on the UMD Hansen dataset), superimposed on the forest and mangrove class from the JICA land-cover product.

Accessibility	Travel time from the closest village to the closest all-weather and all-year-round road accessible by four-wheel vehicle (min)	Using land use (JICA, 2003), road network (JICA, 2003), road network (DANIDA) and topography (SRTM, 2001)
		<p>Land use from JICA was reclassified in speed indicator (km/h). All weather, hard surface road, two or more lanes wide = 60; All weather, hard surface road, one lane wide = 60; All weather, loose surface, two or more lanes wide = 30; All weather, loose surface, one lane wide = 30; Dry weather, loose surface = 20; Cart track = 10; Streets in built-up areas = 20; Ferry = 1. The shape was converted to raster with the same cell size as topography raster (SRTM, 2001)</p> <p>The topography data was derived into a slope shape file</p> <p>The slope data was reclassified into a walking coefficient and used as a correction on the speed for the land use raster</p> <p>The “corrected land use speed raster” and the “road speed raster” were combined using the maximum value for each cell.</p> <p>A cost distance analysis was calculated with the combined raster. The source of the cost distance analysis is the road network of DANIDA (CODE category: 20, 21, 22 and 27).</p> <p>The accessibility raster values were extracted on each selected villages.</p>

Population density	Total number of HH living in all the villages located within a 5km buffer of a 1x1km GRID cell.	Commune database (CBD) 2006
--------------------	---	-----------------------------

Village localization	<p>Villages located in a 5km buffer of two protected forests (Southern Cardamoms Protected Forest, Central Cardamoms Protected Forest) and 3 protected Areas (Phnom Samkos Wildlife sanctuary, Phnom Aural Wildlife Sanctuary, Samlout Protected Area)</p>	<p>Protected areas and forests: shape file downloaded from Open Development Cambodia (www.opendevdevelopmentcambodia.net), based on government data provided by the Ministry of Environment (PA) and the Forestry Administration</p> <p>Village localization based on the « cphum07 » shape file produced by the Department of Cadastre and Geography, Ministry of Land Management, Urban Planning and Construction (2011)</p> <p>Villages localization was updated with data from CI and FFI</p>
Household characteristics	<p>Percentage of household that originate from Thmar Bang district (whe the conservation agreement program is implemented)</p> <p>Year of settlement of the household head</p>	<p>Household survey conducted in April 2014 in all treated communes (N=205, sampling intensity = 40%, based on a random sampling organized by village)</p>
Dependence on natural resource	<p>% of families that rely of NTFP collection as their primary activity in a village</p> <p>Average area of swidden agriculture per village.</p>	<p>Commune database (CBD) 2006</p> <p>JICA, 2003</p>

Appendix 2. Covariate balance for the three matching analyses

a. Entire area	Means Treated	Means Unmatched	Means Matched	Diff in means	Std. Mean Diff.	% balance improve
N	461	1646	249			
Biophysical characteristics						
Deforestation 00-05(ha)	-0.91	-5.11	-0.71	-0.20	-0.06	95.13
Forest cover 05 (ha)	84.25	82.98	86.54	-2.28	-0.10	-79.03
Slope (%)	10.42	9.04	9.95	0.47	0.06	66.01
Distance to closest village (km)	3.03	3.17	3.07	-0.04	-0.03	73.91
Area of fertile soil (ha)	18.02	37.53	17.91	0.11	0.00	99.46
Spatially lagged biophysical characteristics						
Deforestation 00-05(ha)	-0.84	-4.98	-0.77	-0.07	-0.04	98.43
Forest cover 05 (ha)	82.65	81.24	84.71	-2.07	-0.13	-47.04
Socio-economic characteristics						
Closest village road access (min)	89.80	54.86	74.42	15.39	0.23	55.97
Density of population (nb HH)	72.67	257.50	103.46	-30.79	-0.66	83.34
b. Areng valley	Means Treated	Means Un-	Means Matched	Diff in means	Std. Mean Diff.	% balance improve
N	302	1646	154			
Biophysical characteristics						
Deforestation 00-05(ha)	-1.17	-5.10	-0.87	-0.30	-0.09	92.29
Forest cover 05 (ha)	86.66	83.01	89.24	-2.57	-0.12	29.59
Slope (%)	8.39	9.09	8.03	0.36	0.05	48.30
Distance to closest village (km)	3.04	3.17	3.08	-0.04	-0.03	70.88
Area of fertile soil (ha)	27.50	37.50	26.96	0.54	0.01	94.55
Spatially lagged biophysical characteristics						
Deforestation 00-05(ha)	-1.07	-4.97	-0.90	-0.17	-0.10	95.68
Forest cover 05 (ha)	84.91	81.28	87.72	-2.81	-0.19	22.65
Socio-economic characteristics						
Closest village road access (min)	136.78	54.96	106.90	29.87	1.26	63.49
Density of population (nb HH)	64.92	257.04	102.22	-37.29	-0.99	80.59
c. Tatai Leu valley	Means Treated	Means Un-	Means Matched	Diff in means	Std. Mean	% balance

Diff. improve

N	159	1646	94			
Biophysical characteristics						
Deforestation 00-05(ha)	-0.43	-5.10	-0.46	0.04	0.02	99.22
Forest cover 05 (ha)	79.67	83.01	81.09	-1.42	-0.06	57.57
Slope (%)	14.26	9.09	13.62	0.64	0.08	87.59
Distance to closest village (km)	3.01	3.17	3.06	-0.05	-0.04	68.29
Area of fertile soil (ha)	0.00	37.50	0.49	-0.49	NA	98.68
Spatially lagged biophysical characteristics						
Deforestation 00-05(ha)	-0.40	-4.97	-0.57	0.17	0.18	96.34
Forest cover 05 (ha)	78.35	81.28	79.03	-0.69	-0.04	76.58
Socio-economic characteristics						
Closest village road access (min)	0.58	54.96	12.73	-12.15	-14.03	77.67
density of population (nb HH)	87.38	257.04	111.75	-24.36	-0.43	85.64

Note: We provide the results of covariate balance for our three matching analyses: (a) in the entire target area of the program (minus the 2 communes that we discarded, Thmar Bang and O Som), (b) in Areng valley only and (c) in Tatai Leu valley only. We conducted a 1:1 Mahalanobis distance matching with replacement on forested grid cells (with at least 10% forest cover in 2005) located away from urban or peri-urban areas (population density below 1000 HH for a given grid cell) and within a 5 Km buffer of a protected area located in the Cardamoms larger landscape and financially supported by foreign aid between 2005 and 2012. The matching specification also includes three types of covariates: the biophysical characteristics of the grid cell, the spatially lagged values for some biophysical characteristics (calculated using a contiguity matrix i.e. compiling the average value of the four cells with a common boundary with the cell of interest) and two socio economic characteristics. This table gives the unit numbers for treated cells and for unmatched and matched non-treated cells. For each covariate, we also display means for treated, unmatched non-treated and matched non-treated grid cells as well as the difference in means, the standardized difference in means and the percentage of improvement in these two last indicators.

Conclusion de la partie 3

La permanence des effets des PSE est une question qui n'est généralement pas traitée dans la sphère opérationnelle et c'est le cas en particulier de CI au Cambodge. Les décideurs semblent plus enclins à se poser la question de la durabilité des sources de financements. Par exemple, CI envisage de mettre en place un fonds fiduciaire pour le financement des accords de conservation et de ses autres activités de conservation dans les Cardamomes. Cette question est également rarement abordée dans la littérature scientifique. Engel, Pagiola et Wunder (2008) affirment par exemple que cette question ne devrait en théorie pas se poser car si l'on s'en tient à l'approche wunderienne stricte, les deux parties concernées par l'externalité continuent à contractualiser jusqu'à ce que les conditions deviennent telles qu'il n'y a pas plus de risque d'externalité.

Or, dans notre cas d'étude, nous avons montré que la question de la permanence se pose clairement. Les accords de conservation ont influencé la perception des valeurs d'usage de la conservation de la forêt dans le sens d'une augmentation de la prévalence de valeurs extrinsèques (la conservation est justifiée afin de satisfaire une demande externe comme l'écotourisme, la vente de produits forestiers comme le bois, les produits forestiers non-ligneux, les produits de la chasse) et d'une diminution de valeurs partiellement intrinsèques / autonomes (la conservation est justifiée afin de satisfaire des besoins vitaux, de subsistance tels que la sécurité alimentaire de la famille, le logement et la santé). Ces changements ont des conséquences sur l'efficacité environnementale du PSE sur le long terme, i.e. si les paiements s'arrêtent. Ceci est problématique car la capacité des ONG à pérenniser les financements du projet est incertaine. Ainsi, l'arrêt des paiements pourrait effectivement intervenir avant d'arriver à une situation telle que les communautés locales n'ont plus intérêt à défricher. Nous soutenons que la permanence des effets devrait être un critère à prendre en compte dans la définition des objectifs des PSE. Le « *motivation crowding effet* » apparaît alors comme un des mécanismes possible pour expliquer pourquoi l'effet des PSE perdure ou pas après l'arrêt des paiements. Nos résultats suggèrent qu'il offre un cadre conceptuel pertinent pour traiter de

cette question. Nous rejoignons alors certains chercheurs qui attribuent explicitement aux PSE le but d'induire du « *crowding in* » de motivations partiellement autonomes, sous la forme par exemple de nouvelles habitudes⁶⁵ durables (Hiedanpää et Bromley, 2014).

Dans cette perspective, nos résultats suggèrent que la manière dont les ONG de conservation définissent les règles des contrats et celle dont les discours sont formulés lors de la mise en œuvre des PSE engendre des changements de valeurs qui s'apparentent à du *motivation crowding*. Le « *frame shifting* » est un mécanisme qui est souvent mis en avant pour expliquer non seulement l'érosion mais aussi le renforcement de motivations partiellement-autonomes, respectivement vers ou depuis des motivations régulées par des signaux extérieurs. Ainsi, certains auteurs attribuent le phénomène de « *crowding-in* » à « l'internalisation d'une norme » ou à la transmission d'un signal qui a « informé les gens sur la nature de bien public du comportement cible » (Cardenas, 2004 ; Rodriguez-Sickert, Guzmán et Cárdenas, 2008). De leur côté, Rico García-Amado, Ruiz Pérez et Barrasa García (2013) montrent qu'un mécanisme de paiement a entraîné l'érosion de motivations intrinsèques et renforce les motivations monétaires pour conserver la nature. Cet effet dépend de la manière dont les paiements cadrent la « situation de décision » et de comment cette information est perçue par les récipiendaires. Dans notre cas, les paiements ont entraîné une diminution de la dépendance aux services de régulation de la forêt en favorisant l'intensification agricole. Ils ont également matérialisé une forme de demande pour la forêt « sur pieds » en transférant des paiements monétaires pour la participation à des patrouilles villageoises. Nous défendons l'idée que cette stratégie a entraîné chez les personnes qui étaient les plus exposées aux paiements des changements de valeurs associées à la conservation des écosystèmes forestiers de leurs villages.

La question de la résilience est également peu abordée dans la littérature sur les PSE. Nous entendons ici par résilience la capacité d'un mécanisme PSE à continuer à produire des résultats environnementaux en présence d'événements perturbateurs. Certains auteurs évoquent tout de même ce concept et affirment que les PSE sont plus résilients s'ils sont mis en place sous la forme d'arrangements institutionnels complexes parce que cela augmente la capacité de contrôle du respect des engagements contractuels. Ainsi, Clements *et al.* (2010) suggèrent que les PSE collectifs, qui reposent sur des structures locales et mettent également

⁶⁵ En reprenant (Dewey, 1922), les habitudes sont définies comme des propensions ou dispositions à des modes particuliers de réponse plutôt que comme un comportement répété, bien que les comportements répétés sont important dans l'établissement d'habitudes.

en place un mécanisme de contrôle externe (ex. administration forestière, ONG) sont plus résilients que des paiements directs, malgré des coûts administratifs plus élevés. D'autres auteurs montrent qu'au Cambodge, les PSE sont plus à même de promouvoir la coopération entre utilisateurs d'une ressource et d'atteindre des résultats efficaces s'ils favorisent les décisions locales pour la définition et la mise en application de règles de gestion (Travers *et al.*, 2011). Nos résultats tendent à confirmer cette explication par l'action collective et de manière plus spécifique par le renforcement des capacités locales à faire appliquer les règles de conservation. Nous avons montré que les accords de conservation font preuve d'une certaine résilience face à l'augmentation de la pression exogène sur les écosystèmes forestiers. La manière dont ce programme a modifié la gouvernance locale a avant tout consisté à renforcer les moyens, le pouvoir et de la légitimité des leaders locaux à mettre en œuvre les règles collectives dérivées directement du cadre légal cambodgien. CI a ainsi, de manière plus ou moins consciente, contribué à renforcer les systèmes traditionnels de patronage qui régissaient auparavant l'accès et l'utilisation des bénéfices locaux des écosystèmes forestiers mais qui reposaient par contre sur des règles extra-légales. Nos résultats suggèrent également que le contrôle externe (par CI voire l'administration forestière) est tout de même important dans ce type de système de gouvernance centralisé car cela permet d'éviter que les leaders ne prennent des décisions qui vont à l'encontre de l'intérêt général. Ainsi, Milne (2009) suggérait que les décisions des leaders locaux avaient tendance à protéger les activités illégales des élites locales tandis que les résidents « normaux » étaient soumis aux règles des accords de conservation. Nous postulons que les cas de non-respect des règles de conservation que notre étude a mis en évidence pourraient être dû à ce type de phénomène.

Nos résultats tendent également à montrer que l'efficacité et la résilience des accords de conservation dépendent aussi des conditions dans lesquelles ils sont mis en place. Ceci renvoie à ce que certains auteurs ont appelés l'« *institutional fit* » (Young, King et Schroeder, 2008). Par exemple, Muradian et Rival (2012) affirment que les PSE peuvent contribuer à améliorer la gouvernance des écosystèmes naturels si leur design prend en compte les caractéristiques du contexte socio-écologique local. Dans notre cas, les deux sites que nous avons comparés diffèrent au niveau de plusieurs caractéristiques des contextes socio-écologiques locaux (taille de la population, l'homogénéité des identités, le niveau de dépendance des utilisateurs des ressources aux ressources naturelles, la profitabilité des terres pour l'agriculture commerciale). Il a par ailleurs été montré que ces caractéristiques

influencent non seulement la profitabilité individuelle de la déforestation mais aussi, pour certaines d'entre elles, la profitabilité de coopérer à la gestion de ressources communes (Agrawal, 2001). Par exemple, des niveaux élevés de dépendance aux ressources naturelles dans des économies locales de subsistance ont été signalés comme étant associés à de meilleurs niveaux de coopération pour la gestion locale de ces ressources. Ainsi, ces résultats renvoient au moins en partie aux critères de la littérature sur les biens communs et semblent donc abonder dans le sens d'autres travaux qui préconisent la prise en compte de ces critères pour le design de PSE qui visent à renforcer la gouvernance des ressources communes (Fisher *et al.*, 2010 ; Muñoz Escobar, Hollaender et Pineda Weffer, 2013).

Cette partie a également été l'occasion de discuter des limites méthodologiques de nos travaux et de formuler des suggestions d'amélioration. La contrainte principale était liée à la faible disponibilité de données pertinentes pour mettre en œuvre nos méthodes de manière optimale. Les méthodologies employées visaient d'abord à établir un lien causal entre la mise en place de notre cas de PSE et des différences de motivations et de couvert forestier entre un groupe d'unités de contrôle et un groupe d'unités qui fait partie du programme. Nous avons pour cela utilisé une méthode quasi-expérimentale – le *matching* – qui vise à créer des contrefactuels robustes, en l'occurrence ces groupes de contrôle, à partir de caractéristiques de ces unités qui sont indépendantes de l'intervention (généralement pré-intervention). Nous cherchions ensuite à révéler les mécanismes sous-jacents à l'impact de manière quantitative. Il s'agissait d'établir un lien statistique entre des variables constituant des proxys de ces mécanismes et l'effet mis en évidence. Les données devaient donc remplir un certain nombre de critères. Elles devaient avoir été récoltées avant la mise en place du projet PSE (critère d'indépendance), sur une zone assez large pour couvrir à la fois les zones de projet et des zones de contrôle et à une échelle pertinente par rapport à notre objet d'analyse (ex. l'individu). Certaines variables devaient finalement être en mesure de constituer des proxys de concepts sociaux complexes qui composaient les modèles de changements sous-jacents au *matching*, comme les motivations à conserver ou les capacités institutionnelles locales.

La disponibilité de données statistiques en lien avec la gestion des ressources naturelles est très limitée au Cambodge. Celles-ci portent la plupart du temps sur des caractéristiques démographiques et biophysiques générales. Nous avons par contre identifié des manques importants particulièrement en ce qui concerne les données de motivations individuelles, socio-économiques à l'échelle du ménage, sur les caractéristiques de la gouvernance (locale à l'échelle du village). Elles sont parfois récoltées par des chercheurs ou des ONG mais de

manière ponctuelle et localisée. Cette situation pourrait être grandement améliorée si les ONG de conservation apportaient plus d'attention et de ressources à l'évaluation d'impact dans le cadre des projets qui mettent en place les PSE. La mise en place d'un protocole de recherche qui permettrait une évaluation robuste de leur intervention semble être contraint par le manque de savoir en interne et par l'approche projet qui régit généralement le rythme de leurs interventions (caractérisée par une temporalité courte de 3-4 ans). Au Cambodge, seuls des partenariats à long-terme avec des institutions de recherche semblent pouvoir permettre de contourner en partie ces contraintes (ex. le partenariat entre l'Imperial College of London et Wildlife Conservation Society qui a notamment donné lieu aux travaux de Tom Clements et de Henry Travers).

Au final, nous avons fait face à des arbitrages entre la création de modèles de changements adaptés aux conditions locales et la disponibilité des données qui permettraient d'alimenter ces modèles. Il nous a été par exemple difficile, notamment par manque de données, de prendre en compte dans notre étude sur la déforestation certains processus sous-jacents relatifs par exemple à l'action collective, à la légitimité des règles et des leaders, etc. Nous avons tenté d'atténuer ces limites de deux manières. Une première stratégie a consisté à générer nous-même certaines de ces variables sociales complexes. Nous avons conduit des enquêtes ménages au cours desquelles nous avons notamment demandé à des participants et des non-participants aux accords de conservation de lister –entre autres- leurs motivations à conserver la forêt. Obtenir des variables qui transcrivent de manière précise les concepts étudiés pose alors des problèmes de méthodologie d'enquête. En particulier, devant le nombre important de variables de perception que nous cherchions à obtenir, nous avons choisi de sélectionner une question unique pour chacune d'entre elle, tout en reconnaissant le fait que ce choix peut avoir tendance à biaiser la réponse. Par exemple, la formulation de la question sur la perception des valeurs de la conservation a été choisie de telle sorte qu'elle fait ressortir les valeurs d'usage plutôt que les valeurs de non-usage (ex. culturelles). Il pourrait être alors intéressant de s'inspirer des sciences de gestion qui mobilisent souvent l'échelle de Likert pour obtenir des variables de perception plus précises car construites à partir des réponses à plusieurs items formulées sous forme d'échelle d'accord ou de désaccord. Néanmoins, ce type d'approche limite le nombre de variable de perception qu'il est possible d'intégrer dans une même enquête et nécessite donc de réduire le nombre d'hypothèses au préalable.

Une seconde stratégie a consisté à utiliser des proxys de ces concepts complexes qui ont été « validés » par d'autres recherches. Il s'agit en particulier des critères de la CPR, pour

lesquels le lien avec l'action collective locale pour la gestion des biens communs a été mis en évidence à partir d'un nombre important d'études empiriques et dans de nombreux contextes. Cette stratégie n'est pas non plus exempte de limites. Elle reste d'abord contrainte par la faible disponibilité de données pertinentes. Nous n'avons pu nous focaliser que sur un faible nombre de critères. De plus, la précision des proxys utilisés pourrait être améliorée par le design d'une méthodologie de collecte de données statistiques prenant en compte explicitement ce cadre d'analyse. Par ailleurs, la littérature sur les CPR nous a mis en garde contre le recours aux panacées. Les critères de la CPR sont en effet très diverses et ne sont pas nécessairement pertinents dans tous les contextes (Ostrom, 2007). Ainsi, de futures recherches devraient s'attacher à identifier les critères pertinents dans le cas de la gestion des forêts au Cambodge, en intégrant notamment d'autres critères de la CPR comme les normes sociales (ex. la réciprocité ou la confiance). Celles-ci peuvent non seulement influencer la propension à coopérer (Ostrom, 2014) mais sont aussi potentiellement affectées par les PSE (Narloch, Pascual et Drucker, 2012).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Résultats

Au Cambodge, la diffusion des PSE semble avoir contribué à renforcer le « *statu quo* » i.e. l'absence de changements fondamentaux dans les règles d'utilisation des ressources naturelles. Ainsi, nous avons montré que les négociations qui ont lieu à l'échelle nationale ont amené au blocage de certains types de PSE et à des lenteurs dans les processus pour d'autres, réduisant ainsi en pratique la grande diversité des formes possibles que peuvent prendre ce type de mécanismes à un petit nombre de formes politiquement acceptables. Plus spécifiquement, ces difficultés concernent les types de PSE qui modifient de manière significative la répartition des coûts et bénéfices de l'utilisation et de la conservation des ressources naturelles et surtout qui affectent les intérêts du gouvernement ou de ses « soutiens » (électeurs, investisseurs). Au final, les PSE « politiquement acceptables » sont de petites tailles, ils ciblent la déforestation ou la dégradation des écosystèmes causée par l'expansion de la petite agriculture familiale et sont principalement financés par l'aide internationale.

Notre étude a également porté sur un cas d'étude représentant un des deux principaux modèles de PSE qui ont été effectivement mis en place au Cambodge : les accords de conservation (AC) mis en place par l'ONG Conservation International (CI) dans le massif des Cardamomes. Les PSE collectifs cherchent à promouvoir la gestion collective locale des ressources forestières afin d'en assurer leur conservation. Une grande partie des paiements distribués sont alors collectifs. Ces PSE reposent sur et financent le fonctionnement d'institutions locales en charge non seulement de la redistribution des bénéfices mais aussi de la gestion des ressources naturelles. Nous montrons alors que les AC ont permis de réduire de manière significative la déforestation. Il semble également que ce programme a fait preuve d'une certaine résilience face à l'augmentation de la pression exogène sur les écosystèmes forestiers : son impact est d'autant plus fort que celle-ci est importante. De manière générale, ces résultats confirment ceux d'autres études d'impact de cas de PSE collectifs au Cambodge (Clements *et al.*, 2010 ; Clements et Milner-Gulland, 2012).

Néanmoins, ces résultats pourraient être trompeurs. Nous avons en effet également montré que les AC renforcent la prévalence de certaines valeurs extrinsèques pour la conservation des ressources forestières, au détriment de certaines valeurs partiellement intrinsèques. Dans le

premier cas, la conservation est justifiée afin de satisfaire une demande externe comme l'écotourisme, la vente de produits forestiers comme le bois, les produits forestiers non-ligneux et les produits de la chasse. Dans le second cas, la conservation est justifiée afin de satisfaire des besoins vitaux, de subsistance tels que la sécurité alimentaire de la famille, l'habitation et la santé. Or, nous avons également montré que ces valeurs partiellement-intrinsèques seraient aussi associées à un meilleur respect règles de conservation si les paiements s'arrêtent. De notre point de vue, ceci pose problème car la pérennité des financements de ce type de projet est incertaine, malgré les efforts déployés par les ONG de conservation (ex. dans les Cardamomes, CI vise à mettre en place un fond fiduciaire). Ainsi, la pérennité des effets des accords de conservation n'est pas garantie sur le long-terme.

Mécanismes sous-jacents

Nous avons également cherché à mieux comprendre les mécanismes sous-jacents aux résultats que nous venons de rappeler. Nos résultats suggèrent que ceux-ci ne relèvent pas seulement d'actions individuelles guidées par la poursuite de buts et d'intérêts privés. En effet, il est rapidement apparu impossible de prendre la pleine mesure de la complexité de ces mécanismes sans intégrer le fait que les intérêts et décisions des acteurs impliqués dans le design et la mise en place des PSE sont forgés en interaction avec d'autres et contraints par des règles communes préexistantes. Ainsi, l'approche méthodologique médiane entre holisme et individualisme adoptée par certains économistes institutionnalistes s'avère particulièrement pertinente. À l'instar des institutionnalistes des PSE, nous avons ainsi mobilisé des concepts, définitions et théories issus de différents courants de l'économie institutionnelle entendue au sens large ⁶⁶ (en particulier l'institutionnalisme classique américain, la littérature sur le lien entre incitations économiques et préférences sociales, dans une moindre mesure l'analyse institutionnelle de la gestion des biens communs) qui nous permettaient d'établir des hypothèses réalistes par rapport au contexte cambodgien.

Pour expliquer les blocages qui ont lieu au niveau national, nous nous sommes intéressé aux processus d'émergence des projets PSE. Nous avons construit notre cadre d'analyse à partir des travaux de John R. Commons, notamment la manière dont il conceptualise le changement institutionnel. Dans ce cadre, l'émergence des PSE est analysée comme des négociations dans

⁶⁶ L'ensemble des théories économiques qui considèrent les institutions comme centrales dans l'analyse des phénomènes économiques.

lesquelles certains acteurs cherchent à influencer les décisions relatives à la définition de nouvelles règles d'utilisation des ressources naturelles de telle sorte que celles-ci s'alignent sur leurs intérêts. Ainsi, le gouvernement central est intervenu dans les processus de design uniquement lorsque la modification anticipée des coûts et bénéfices engendrés par la mise en place d'un PSE est entrée en conflit avec ses intérêts. Le contexte institutionnel joue un rôle prépondérant dans ces négociations. Il correspond aux règles qui régissent les interactions entre individus et confère aux différents acteurs des positions et le pouvoir (plus ou moins important) de faire valoir leurs intérêts. Ainsi, le pouvoir coercitif du gouvernement lui est conféré par des accords internationaux qui définissent les principes de l'aide internationale (ex. les accords de Paris) et le cadre légal cambodgien. Le contexte institutionnel et les interactions avec d'autres acteurs influencent également la formation des intérêts et l'action individuelle de ces différents acteurs. Par exemple, l'opposition du Premier Ministre, qui a entraîné le blocage des PSE bassins-versants, semble avoir été influencé par le cadre légal, la prise en compte des intérêts de certains groupes de pression et par certaines idées et discours.

Au niveau local, nous avons cherché à identifier les facteurs et mécanismes qui ont influencé le respect des règles collectives de conservation des ressources naturelles définies par CI dans les contrats des AC. Nos résultats suggèrent que l'efficacité et la résilience des AC dépendent de leur adéquation avec le contexte dans lequel ils sont mis en place. Nous interprétons par exemple l'effet des AC sur la déforestation par le fait qu'ils ont réussi à renforcer la gouvernance locale des ressources naturelles préexistante en donnant aux leaders locaux les moyens, le pouvoir et la légitimité de mettre en œuvre les règles collectives dérivées directement du cadre légal cambodgien. De plus, nous avons montré que l'efficacité environnementale des AC différait selon les deux sites que nous avons considérés et qui présentent des caractéristiques socio-écologiques différentes (taille de la population, l'homogénéité des identités sociales, le niveau de dépendance des utilisateurs des ressources aux ressources naturelles, la profitabilité des terres pour l'agriculture commerciale). Ces résultats font écho aux cadres conceptuels institutionnalistes des PSE qui mettent en avant l'importance de « *l'institutionnal fit* ». Par ailleurs, en nous inspirant de la littérature sur le « *motivation crowding* », nous avons montré que si les paiements s'arrêtaient, le respect ou non de certaines règles de conservation pourrait alors s'expliquer par des différences en terme de motivations individuelles, elles-mêmes influencées par les AC. La manière dont les AC ont modifié la prévalence des motivations individuelles est fortement corrélée à la nature des paiements et plus généralement à la manière dont CI conceptualise les relations

Homme/nature qui permettent la conservation des ressources naturelles. Ainsi, nous interprétons le fait que les AC aient érodé la prévalence de valeurs de subsistance par le fait que les paiements et le message véhiculé par le programme contribuent à diminuer la dépendance aux services de régulation de la forêt en favorisant l'intensification agricole. Le renforcement de valeurs extrinsèques est probablement lié au fait que les paiements ont matérialisé une forme de demande pour la forêt « sur pieds » en transférant des paiements monétaires pour la participation à des patrouilles villageoises.

Les PSE dans les pays les moins avancés

Au-delà de la compréhension des mécanismes sous-jacents, notre recherche apporte un éclairage sur la manière dont les spécificités des pays les moins avancés (PMA) influencent l'émergence et l'efficacité des PSE.

Le cas du Cambodge est d'abord une illustration de la manière dont la faiblesse institutionnelle d'un gouvernement (caractérisée par des moyens humains et financiers limités pour définir et mettre en œuvre ses politiques de manière relativement autonome) se traduit dans les processus d'émergence des PSE. Le gouvernement est non pas absent mais contrôle activement les processus afin que leurs résultats s'alignent sur ses intérêts, et ce en utilisant le principe de souveraineté et son pouvoir coercitif. En outre, ses intérêts sont fortement liés à la création ou au maintien de rentes. Ceci a pour conséquence de placer les PSE en concurrence avec celles issues des investissements privés qui obtiennent du gouvernement des droits d'exploiter les ressources naturelles sous forme de baux de longue durée (ex. les concessions économiques). Le problème est que ceux-ci constituent des groupes de pression puissants qui n'ont pas intérêt à ce que les règles d'utilisation des ressources naturelles changent de manière radicale. Il serait alors intéressant de poursuivre cette réflexion en développant d'autres cas d'études de l'émergence des PSE dans des pays aux institutions faibles (elles sont pour l'instant rares). Il conviendrait également de mieux analyser les jeux de pouvoirs qui visent à contrôler les décisions du gouvernement et les systèmes de patronage politique associés. Il s'agit d'une thématique que nous n'avons pas abordée dans le détail au cours de cette étude pour des raisons de difficulté d'accès à l'information et à certaines personnes ressources (investisseurs privés en particulier).

Deuxièmement, nos résultats permettent d'aborder la question de l'efficacité des PSE communautaires, jusqu'à présent peu traitée dans la littérature. Ceux-ci sont notamment mis

en place dans les pays les moins avancés car les services écosystémiques y prennent souvent localement les caractéristiques de biens communs et parce que la gestion communautaire des ressources naturelles est une approche qui s'y développe au niveau politique. Nous montrons que ce type d'outil peut, sous certaines conditions, contribuer efficacement à la conservation des ressources communes et que cet effet peut être relativement résilient face à des chocs extérieurs. Plus particulièrement, l'interprétation de nos résultats nous amène à soutenir l'idée que leur performance environnementale semble être accrue lorsqu'ils sont en mesure de renforcer l'action collective locale. D'un côté, nous suggérons que l'efficacité des accords de conservation s'explique par le fait qu'ils ont renforcé la légitimité et la capacité des leaders locaux à mettre en œuvre les règles légales de gestion des ressources naturelles. D'autre part, les accords de conservation semblent plus efficaces lorsqu'ils sont mis en place dans des conditions qui influencent négativement la profitabilité individuelle de la déforestation mais aussi positivement la profitabilité individuelle de coopérer à la gestion de ressources communes. De futures recherches devraient alors chercher à mieux caractériser la manière dont les PSE collectifs influencent la gouvernance et la capacité d'action collective locales et comment ceci se traduit en terme d'efficacité environnementale.

Troisièmement, cette recherche a apporté un traitement original de la question du « *motivation crowding* » appliqué aux PSE. Nous nous sommes focalisés sur un type particulier de motivation à savoir celles directement rattachées à la perception des valeurs d'usage de la conservation des ressources naturelles. Ceci nous semblait pertinent car nous nous situons dans un contexte de forte dépendance aux ressources naturelles et parce que les AC visent à modifier certains usages vitaux des ressources naturelles. Ce choix s'est avéré pertinent car il a offert des clés de compréhension pour expliquer de possibles différences de comportements, c'est-à-dire de niveau de respect des règles de conservation, dans l'éventualité où les paiements s'arrêtent. Il nous semble important d'approfondir ces derniers résultats i.e. poursuivre l'investigation sur le lien entre changement de motivation induits par les accords de conservation et changement de comportements après l'arrêt des paiements.

Méthodologie

Une originalité de cette étude a été de chercher à croiser la mesure des résultats des PSE (effet sur la déforestation, effet sur les motivations, mise en place effective ou non des PSE) avec la compréhension des mécanismes sous-jacents. Ceci nous a amené à mobiliser une diversité de méthodologies : des méthodologies d'analyse institutionnelle qualitatives, des méthodes

d'analyse d'impact quasi-expérimentales quantitatives, des méthodologies d'enquêtes portant sur le recueil de perceptions. Nous avons vu dans la partie 1 de la thèse que combiner plusieurs approches méthodologiques pouvait comporter des risques notamment si celles-ci reposent sur des fondements épistémologiques différents (ex. le pragmatisme de l'économie institutionnelle classique et le positivisme logique dominant dans les sciences économiques). Cela doit donc se faire en connaissance de cause et dans une certaine limite. L'utilisation que nous faisons de différentes méthodes est avant tout heuristique. Elle vise à mieux comprendre les mécanismes sous-jacents aux observations et reposent sur des hypothèses réalistes que nous cherchons à préciser à partir de l'étude de la réalité des PSE. Elle est donc compatible avec l'approche pragmatique du cadre conceptuel institutionnel des PSE qui est reprise dans cette thèse.

L'utilisation d'une méthode quasi-expérimentale pour l'analyse d'impact, le *matching*, nous a permis d'établir un lien causal entre mise en place des PSE et changements de motivations et de couvert forestier. Coupler ce type de méthode avec d'autres tests statistiques nous a également permis d'obtenir des éléments de réponse sur les facteurs et les mécanismes qui pourraient expliquer la mesure de l'impact. D'une part, la prise en compte de l'hétérogénéité de l'impact a permis d'avancer dans la compréhension des facteurs qui influencent l'efficacité environnementale des accords de conservation (en l'occurrence, certaines caractéristiques des systèmes socio-écologiques qui favorisent la gestion locale et durable des ressources communes). Le faible nombre d'unités étudiées (deux vallées) ne nous a par contre permis d'isoler l'effet de chacun de ces facteurs ; il s'agit d'un point qu'il conviendrait d'améliorer pour de futures recherches. Pour l'analyse de l'effet des accords de conservation sur les motivations à conserver, nous avons utilisé une régression logistique sur le groupe de participants pour mieux comprendre les facteurs qui peuvent expliquer le changement de motivations. Le type de motivation est alors la variable à expliquer tandis que les caractéristiques socio-économiques et des variables qui mesurent le lien avec le projet constituent les variables explicatives de ce modèle.

Nous avons fait face à des arbitrages entre la création de modèles adaptés aux conditions locales et la disponibilité des données qui permettent d'alimenter ces modèles. Les données socio-économiques sont rares au Cambodge et c'est notamment le cas pour les périodes antérieures à la mise en place des PSE. Ceci pourrait être grandement améliorée si les ONG de conservation apportaient plus d'attention et de ressources à l'évaluation d'impact dans le cadre des projets qui mettent en place les PSE. Il est également important de noter que la

complexité des mécanismes sociaux étudiés rend nécessaire la mobilisation de cadres d'analyse mais aussi de méthodes de récolte de données adaptés. Par exemple, dans notre cas, les questions de perceptions des enquêtes menées pour l'étude sur les motivations à conserver pourraient être améliorées. Ainsi, il pourrait être intéressant de s'inspirer des sciences de gestion qui mobilisent souvent l'échelle de Likert pour obtenir des variables de perception plus précises car construites à partir des réponses à plusieurs items formulées sous forme d'échelle d'accord ou de désaccord.

Portée opérationnelle

Cette thèse avait un ancrage opérationnel important, notamment via la collaboration développée avec Conservation International autour de l'évaluation de leur programme des AC mais aussi à travers les liens développés avec certains représentants de l'administration cambodgienne, notamment du Ministère de l'Environnement. Ainsi, la thèse a également pour vocation d'apporter des recommandations aux opérateurs et décideurs publics sur la manière d'améliorer la contribution des PSE à la conservation des ressources naturelles du Cambodge. La meilleure compréhension des mécanismes sous-jacents que nous venons de rappeler nous a permis d'identifier certains leviers potentiels.

En suivant une approche économique et utilitariste de la conservation de la nature, les PSE ont peu de chances de contribuer de manière significative à la conservation des ressources naturelles au Cambodge, bien au contraire. Ceci n'est pas seulement lié au fait que traiter de la cause principale de déforestation au Cambodge – la mise en œuvre des concessions économiques- avec des approches incitatives serait trop coûteux et éthiquement difficile à justifier. Au niveau national, nous avons vu que les ONG sont entrées dans le jeu du gouvernement qui semble raisonner la question de la conservation de la nature avant tout en terme de rentes. La justification des projets de PSE bassins-versants a alors reposé sur un discours utilitariste appuyé par des études de faisabilité comprenant notamment des analyses coûts/bénéfices (le but étant de montrer par exemple que la gestion durable des bassins-versants contribuait à augmenter la rentabilité des barrages hydroélectriques). Ce renforcement de la justification utilitariste des PSE n'a pas permis de lever les blocages politiques. Elle a par contre maintenu comme critère de choix la comparaison des rentes issues de la conservation de la nature (à l'heure actuelle faibles et incertaines, cf. le REDD+) avec celles issues de son exploitation, notamment par des investisseurs privés (très concrètes et importantes sur le court-terme, et comprenant souvent des pratiques de corruption). Au

niveau local, nous avons vu que la mise en œuvre d'une approche économique et utilitariste (compensation du coût d'opportunité, bénéfices marchands de la conservation de la nature) associée à une stratégie de renforcement de la ségrégation entre moyens de subsistance (*livelihoods*) et forêts (communément appelé le *land-sparing*) a eu pour conséquence de renforcer des motivations extrinsèques pour la protection de la nature. Dans les deux cas, cette approche a conduit à réduire le potentiel des PSE de contribuer à la conservation durable et significative des ressources naturelles.

Par contre, nous pensons qu'une approche centrée sur la question des valeurs permettrait de faire bouger les lignes de manière significative (i.e. dépasser le *statu quo*) et d'assurer une conservation durable des ressources naturelles. Dans ce cadre, les PSE auraient pour objectif de changer les systèmes de valeurs qui guident les décisions notamment du Gouvernement (les investisseurs privés, souvent étrangers, sont souvent inaccessibles) mais aussi des communautés locales. En particulier, nous pensons qu'il conviendrait d'intégrer plus de justice environnementale et sociale dans les règles de gestion des ressources naturelles. Ce processus pourrait correspondre en quelque sorte à une forme de *motivation crowding-in* à plusieurs échelles. Au niveau local, cette stratégie constituerait une alternative crédible à la recherche de pérennisation des sources de financements pour assurer la permanence des effets. Une attention particulière devrait alors être portée aux motivations à conserver préexistantes (ou la nature des relations hommes-nature) et à la manière dont les paiements et les discours modifient les situations de décisions. En effet, nous avons vu que dans le cas des AC, la prise en compte faible de ces critères par CI a conduit à une forme de *motivation crowding-out*. Au niveau national, une solution serait de trouver un moyen pour que les PSE contribuent à changer les rapports de forces actuels, verrouillés autour de la paire Gouvernement-investisseurs privés, en renforçant le pouvoir des ONG mais surtout des communautés locales. C'est déjà en partie le cas pour les ONG qui, par leur capacité à mobiliser des financements de projet autour de cette thématique, ont l'opportunité d'influencer les décisions du gouvernement. Or, plutôt que de renforcer le cadre utilitariste, les ONG devraient alors réfléchir à promouvoir un autre système de valeurs. D'un autre côté, il semble que les PSE ne constituent pour l'instant pas une arène où les communautés locales sont invitées à faire entendre leur voix, faire valoir leurs intérêts. Au Cambodge, ce type de stratégie est plus communément mise en œuvre au moyen d'actions de « plaidoyer ». Celles-ci commencent à porter leurs fruits. En effet, la question de la conservation s'invite de plus en plus régulièrement sur l'agenda politique et semble même constituer une question de société

centrale car elle tend à représenter un des symboles des injustices sociales et des pratiques de corruption. Sensibiliser à la fois le grand public et les communautés locales, renforcer leur capacité à faire entendre leur voix pourrait être un moyen de faire contrepoids à l'influence des investisseurs sur le gouvernement.

BIBLIOGRAPHIE

Abadie A., 2005, « Semiparametric Difference-in-Differences Estimators », *The Review of Economic Studies*, 72, 1, p. 1-19.

Adams W., 2010, « Path dependence in conservation », dans LEADER-WILLIAMS N., ADAMS W., SMITH R. (dirs.), *Trade-offs in conservation: Deciding what to save*, Oxford, Blackwell (Wiley and Sons), p. 292-310.

Adams W., Sandbrook C., 2013, « Conservation, evidence and policy », *Oryx*, 47, 3, p. 329-335.

Adhikari B., 2009, « Market-based approaches to environmental management: A review of lessons from payment for environmental services in Asia », 134, ADBI working paper series.

ADHOC, 2013, « A turning point? Land, housing and natural resources rights in Cambodia in 2012 », Phnom Penh, Cambodian Human Rights and Development Association (ADHOC).

Agrawal A., 2001, « Common property institutions and sustainable governance of resources », *World development*, 29, 10, p. 1649-1672.

Agrawal A., Chhatre A., Gerber E.R., 2015, « Motivational Crowding in Sustainable Development Interventions », *American Political Science Review*, 109, 03, p. 470-487.

Ajayi O.C., Jack B.K., Leimona B., 2012, « Auction Design for the Private Provision of Public Goods in Developing Countries: Lessons from Payments for Environmental Services in Malawi and Indonesia », *World Development*, 40, 6, p. 1213-1223.

Alix-Garcia J., Aronson G., Radeloff V., Ramirez-Reyes C., Shapiro-Garza E., Sims K., Yañez-Pagans P., 2015, « Impacts of payments for ecosystem services programme in Mexico », 3ie Impact Evaluation Report, 20, International Initiative for Impact Evaluation.

Alix-Garcia J.M., McIntosh C., Sims K.R.E., Welch J.R., 2010, « Development and Deforestation in Mexico: Impacts Using the Discontinuity in Eligibility for Oportunidades », Working paper, Department of Agricultural and Applied Economics, University of Wisconsin, Madison.

Alix-Garcia J.M., Shapiro E.N., Sims K.R.E., 2012, « Forest Conservation and Slippage: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program », *Land*

Economics, 88, 4, p. 613-638.

Andam K.S., Ferraro P.J., Pfaff A., Sanchez-Azofeifa G.A., Robalino J.A., 2008, « Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 42, p. 16089-16094.

Arias M.E., Cochrane T.A., Lawrence K.S., Killeen T.J., Farrell T.A., 2011, « Paying the forest for electricity: a modelling framework to market forest conservation as payment for ecosystem services benefiting hydropower generation », *Environmental Conservation*, 38, 4, p. 473-484.

Arriagada R.A., Ferraro P.J., Sills E.O., Pattanayak S.K., Cordero-Sancho S., 2012, « Do payments for environmental services affect forest cover? A farm-level evaluation from Costa Rica », *Land Economics*, 88, 2, p. 382-399.

Arriagada R.A., Sills E.O., Pattanayak S.K., Ferraro P.J., 2009, « Combining Qualitative and Quantitative Methods to Evaluate Participation in Costa Rica's Program of Payments for Environmental Services », *Journal of Sustainable Forestry*, 28, 3-5, p. 343-367.

Arsel M., Buscher B., 2012, « Nature™ Inc.: changes and continuities in neoliberal conservation and market-based environmental policy », *Development and Change*, 43, 1, p. 53-78.

Asquith N.M., Vargas M.T., Wunder S., 2008, « Selling two environmental services: In-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia », *Ecological Economics*, 65, 4, p. 675-684.

Baland J.-M., Platteau J.-P., 1999, « The Ambiguous Impact of Inequality on Local Resource Management », *World Development*, 27, 5, p. 773-788.

Balderas Torres A., MacMillan D.C., Skutsch M., Lovett J.C., 2013, « Payments for ecosystem services and rural development: Landowners' preferences and potential participation in western Mexico », *Ecosystem Services*, 6, p. 72-81.

Barrett C.B., Travis A.J., Dasgupta P., 2011, « On biodiversity conservation and poverty traps », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 34, p. 13907-13912.

Basurto X., Ostrom E., 2009, « Beyond the Tragedy of the Commons », SSRN Scholarly Paper, ID 1304688, Rochester, NY, Social Science Research Network.

Baumol W.J., Oates W.E., 1988, *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, 314 p.

Bawa K.S., Gadgil M., 1997, « Ecosystem Services in subsistence economies and conservation of biodiversity », dans *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington, DC: Island Press, G.C. Daily.

Baylis K., Honey-Rosés J., Börner J., Corbera E., Ezzine-de-Blas D., Ferraro P.J., Lapeyre R., Persson U.M., Pfaff A., Wunder S., 2015, « Mainstreaming Impact Evaluation in Nature Conservation », *Conservation Letters*, p. n/a - n/a.

Bazzoli L., 1999, *L'économie politique de John R. Commons. Essai sur l'institutionnalisme en sciences sociales*, L'Harmattan, Paris, 234 p.

Beach D., Pedersen R.B., 2013, *Process-Tracing Methods: Foundations and Guidelines*, University of Michigan Press, 209 p.

Becker G.S., 2013, *The Economic Approach to Human Behavior*, University of Chicago Press, 321 p.

Behera B., 2006, *Determinants of Sustainable Management of Natural Resources: The Case of Joint Forest Management in India*, Cuvillier Verlag, 165 p.

Benitez P.C., Kuosmanen T., Olschewski R., Kooten G.C. van, 2006, « Conservation payments under risk: A stochastic dominance approach », *American Journal of Agricultural Economics*, 88, 1, p. 1-15.

Bertrand M., Duflo E., Mullainathan S., 2004, « How Much Should We Trust Differences-In-Differences Estimates? », *The Quarterly Journal of Economics*, 119, 1, p. 249-275.

Bidaud C., Méral P., Andriamahefazafy F., Serpantié G., Cahen-Fourot L., Toillier A., 2013, « Institutional and Historical Analysis of Payments for Ecosystem Services in Madagascar », dans MURADIAN R., RIVAL L. (dirs.), *Governing the Provision of Ecosystem Services*, Springer Netherlands (Studies in Ecological Economics), p. 207-233.

Biddle J., 1990a, « Purpose and Evolution in Commons's Institutionalism », *History of Political Economy*, 22, 1, p. 19-47.

Biddle J.E., 1990b, « The role of negotiational psychology in J.R. Commons's proposed reconstruction of political economy », *Review of Political Economy*, 2, 1, p. 1-25.

Biddulph R., 2011, « Is the Geographies of Evasion hypothesis useful for explaining and predicting the fate of external interventions? The case of REDD in Cambodia »,.

Billaudot B., 2004, « Institutionnalisme(s), rationalisme et structuralisme en science sociale »,.

Birkland T.A., 2014, *An Introduction to the Policy Process: Theories, Concepts and Models of Public Policy Making*, Routledge, 361 p.

Blackman A., 2013, « Evaluating forest conservation policies in developing countries using remote sensing data: An introduction and practical guide », *Forest Policy and Economics*, 34, p. 1-16.

Blackman A., Woodward R.T., 2010, « User financing in a national payments for environmental services program: Costa Rican hydropower », *Ecological Economics*, 69, 8, p. 1626-1638.

Blom B., Sunderland T., Murdiyarto D., 2010, « Getting REDD to work locally: lessons learned from integrated conservation and development projects », *Environmental Science & Policy*, 13, 2, p. 164-172.

Boisvert V., Méral P., Froger G., 2013, « Market-Based Instruments for Ecosystem Services: Institutional Innovation or Renovation? », *Society & Natural Resources*, 26, 10, p. 1122-1136.

Bonin M., Antona M., 2012, « Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12, 3.

Börner J., Wunder S., Wertz-Kanounnikoff S., Tito M.R., Pereira L., Nascimento N., 2010, « Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: Scope and equity implications », *Ecological Economics*, 69, 6, p. 1272-1282.

Bowles S., 2008, « Policies Designed for Self-Interested Citizens May Undermine “The Moral Sentiments”: Evidence from Economic Experiments », *Science*, 320, 5883, p. 1605-1609.

Bowles S., 1998, « Endogenous preferences: The cultural consequences of markets and other economic institutions », *Journal of economic literature*, p. 75-111.

Bowles S., Polanía-Reyes S., 2012, « Economic Incentives and Social Preferences: Substitutes or Complements? », *Journal of Economic Literature*, 50, 2, p. 368-425.

Boyle D., Titthara M., 2012, « Blind eye to forest's plight », *Phnom Penh Post*, March 26th, p.1.

Bremer L.L., Farley K.A., Lopez-Carr D., 2014, « What factors influence participation in payment for ecosystem services programs? An evaluation of Ecuador's SocioPáramo program », *Land Use Policy*, 36, 0, p. 122-133.

Brink P. ten, 2011, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*, Routledge, 530 p.

Byron N., Arnold M., 1999, « What Futures for the People of the Tropical Forests? », *World Development*, 27, 5, p. 789-805.

Cardenas J.-C., 2004, « Norms from outside and from inside: An experimental analysis on the governance of local ecosystems », *Artefactual Field Experiments*, 00025, The Field Experiments Website.

Castella J.-C., Lestrelin G., Hett C., Bourgoin J., Fitriana Y.R., Heinimann A., Pfund J.-L., 2013, « Effects of Landscape Segregation on Livelihood Vulnerability: Moving From Extensive Shifting Cultivation to Rotational Agriculture and Natural Forests in Northern Laos », *Human Ecology*, 41, 1, p. 63-76.

Castro L.M., Calvas B., Hildebrandt P., Knoke T., 2013, « Avoiding the loss of shade coffee plantations: how to derive conservation payments for risk-averse land-users », *Agroforestry Systems*, 87, 2, p. 331-347.

Chanteau J.-P., Labrousse A., 2013, « L'institutionnalisme méthodologique d'Elinor Ostrom : quelques enjeux et controverses », *Revue de la régulation. Capitalisme, institutions, pouvoirs*, 14.

Chavance B., 2006, *L'économie institutionnelle*, Editions La Découverte.

Chavance B., 2012, « John Commons's organizational theory of institutions: a discussion »,

Journal of Institutional Economics, 8, 01, p. 27-47.

Chervier C., 2012, « PES governance and policy study », Phnom Penh, Consultancy report for Flora Fauna International - Cambodia.

Chervier C., Déprés C., Neang M., 2012, « Émergence de la notion de service environnemental et des dispositifs de rémunération des fournisseurs: le cas du Cambodge », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Volume 12 numéro 3.

Chichilnisky G., Heal G., 1998, « Economic returns from the biosphere », *Nature*, 391, 6668, p. 629-630.

Chomitz K., Gray A.D., 1995, *Roads, lands, markets, and deforestation*, World Bank Publications, 58 p.

CI, 2007, « Conservation Agreements: Model, Design and Implementation »,.

Clements T., Milner-Gulland E.J., 2015, « Impact of payments for environmental services and protected areas on local livelihoods and forest conservation in northern Cambodia », *Conservation Biology*, 29, 1, p. 78-87.

Clements T., 2012, *Money for something? Investigating the effectiveness of biodiversity conservation interventions in the Northern Plains of Cambodia*, Thèse de doctorat, Department of Zoology, University of Cambridge, 232 p.

Clements T., John A., Nielsen K., An D., Tan S., Milner-Gulland E.J., 2010, « Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia », *Ecological Economics*, 69, 6, p. 1283-1291.

Clements T., Milner-Gulland E.J., 2012, *Do Payments for Environmental Services and Protected Areas support local livelihoods whilst conserving forests in northern Cambodia?*

Clements T., Rainey H., An D., Rours V., Tan S., Thong S., Sutherland W.J., Milner-Gulland E.J., 2013, « An evaluation of the effectiveness of a direct payment for biodiversity conservation: The Bird Nest Protection Program in the Northern Plains of Cambodia », *Biological Conservation*, 157, p. 50-59.

Coase R.H., 1960, « Problem of social cost, the », *JL & econ.*, 3, p. 1.

Cock A., 2007, *The interaction between a ruling elite and an externally promoted policy*

reform agenda: the case of forestry under the second Kingdom of Cambodia 1993-2003, Thèse de doctorat, School of Social Sciences, La Trobe University, Melbourne. PhD thesis.

Commons J.R., 1924, *Legal Foundations of Capitalism*, Transaction Publishers, 434 p.

Commons J.R., 1934, *Institutional economics: its place in political economy*, The Macmillan Company, 936 p.

Conservation International, 2007, « Conservation Agreements: Model, Design and Implementation », Arlington, Conservation International.

Conservation International, 2014, « Distribution and change in forest and natural habitat in Cambodia: 2001 to 2011 »,.

Corbera E., Kosoy N., Tuna M.M., 2007, « Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America », *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 17, 3-4, p. 365-380.

Corbera E., Soberanis C.G., Brown K., 2009, « Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico's carbon forestry programme », *Ecological Economics*, 68, 3, p. 743-761.

Costedoat S., Corbera E., Ezzine-de-Blas D., Honey-Rosés J., Baylis K., Castillo-Santiago M.A., 2015, « How Effective Are Biodiversity Conservation Payments in Mexico? » ADAM P. (dir.), *PLOS ONE*, 10, 3, p. e0119881.

DALTRY, J., MOMBERG, F. (dirs.), 2000, *Cardamom Mountains: Biodiversity Survey 2000*, Fauna & Flora International, 252 p.

Dasgupta P., Sen A.K., Marglin S.A., 1972, *Guidelines for project evaluation*, United Nations, 416 p.

Deci E., Ryan R.M., 1985, *Intrinsic Motivation and Self-Determination in Human Behavior*, Springer Science & Business Media, 606 p.

Depres C., Grolleau G., Mzoughi N., 2008, « Contracting for Environmental Property Rights: The Case of Vittel », *Economica*, 75, 299, p. 412-434.

Derissen S., Quaas M.F., 2013, « Combining performance-based and action-based payments to provide environmental goods under uncertainty », *Ecological Economics*, 85, p. 77-84.

Dewey J., 1922, *Human Nature and Conduct*, Courier Corporation, 356 p.

Dugger W.M., 1996, « Sovereignty in Transaction Cost Economics: John R. Commons and Oliver E. Williamson », *Journal of Economic Issues*, 30, 2, p. 427-432.

Eggertsson T., 1990, *Economic Behavior and Institutions: Principles of Neoinstitutional Economics*, Cambridge University Press, 402 p.

Engel S., Pagiola S., Wunder S., 2008, « Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues », *Ecological Economics*, 65, 4, p. 663-674.

Ezzine-de-Blas D., Corbera E., Lapeyre R., 2015, « Crowding-in or crowding-out? A conceptual framework to understand motivations in payments for ecosystem services. »,.

FAO, 2006, *Global Forest Resources Assessment 2005: progress towards sustainable forest management*, Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO forestry paper), 320 p.

FAO, 2015, « Global Forest Resources Assessment 2015- Country Report for Cambodia », *Global Forest Resources Assessment Country Reports*, Food and Agricultural Organization.

Farley J., Costanza R., 2010, « Payments for ecosystem services: From local to global », *Ecological Economics*, 69, 11, p. 2060-2068.

Fauna & Flora International, 2012, « “The Kranoung Challenge” - Illegal Rosewood logging in the Ou Som area of the Cardamom Mountains »,.

Fauzi A., Anna Z., 2013, « The complexity of the institution of payment for environmental services: A case study of two Indonesian PES schemes », *Ecosystem Services*, 6, p. 54-63.

Ferguson J., 1990, *The anti-politics machine: « Development », depoliticization, and bureaucratic power in Lesotho*, Cambridge, Cambridge University Press.

Ferraro P., 2001, « Global habitat protection: Limitations of development interventions and a role for conservation performance payments », *Conservation Biology*, 15, 4, p. 990-1000.

Ferraro P.J., 2008, « Asymmetric information and contract design for payments for environmental services », *Ecological Economics*, 65, 4, p. 810-821.

Ferraro P.J., 2009, « Counterfactual thinking and impact evaluation in environmental policy », *New Directions for Evaluation*, 2009, 122, p. 75-84.

Ferraro P.J., 2011, « The Future of Payments for Environmental Services », *Conservation*

Biology, 25, 6, p. 1134-1138.

Ferraro P.J., Kiss A., 2002, « Direct Payments to Conserve Biodiversity », *Science*, 298, 5599, p. 1718-1719.

Ferraro P.J., Pattanayak S.K., 2006, « Money for Nothing? A Call for Empirical Evaluation of Biodiversity Conservation Investments », *PLoS Biology*, 4, 4, p. e105.

Ferraro P.J., Hanauer M.M., Sims K.R.E., 2011, « Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 34, p. 13913-13918.

Fischer J., Abson D.J., Butsic V., Chappell M.J., Ekroos J., Hanspach J., Kuemmerle T., Smith H.G., Wehrden H. von, 2014, « Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward », *Conservation Letters*, 7, 3, p. 149-157.

Fisher B., Kulindwa K., Mwanyoka I., Turner R.K., Burgess N.D., 2010, « Common pool resource management and PES: Lessons and constraints for water PES in Tanzania », *Ecological Economics*, 69, 6, p. 1253-1261.

Fisher J., 2012, « No pay, no care? A case study exploring motivations for participation in payments for ecosystem services in Uganda », *Oryx*, 46, 01, p. 45-54.

Fox M., 2007, « Socio-Economic Studies of Phnom Samkos Wildlife Sanctuary 2004-2006 »,.

Frey B.S., Jegen R., 2001, « Motivation Crowding Theory », *Journal of Economic Surveys*, 15, 5, p. 589-611.

Friedman M., 1953, *Essays in Positive Economics*, University of Chicago Press, 336 p.

Froger G., Méral P., 2012, « Towards an Institutional and Historical Analysis of Environmental Policy in Madagascar: Environmental Policy in Madagascar », *Environmental Policy and Governance*, 22, 5, p. 369-380.

Frydman R., 2003, « Présentation », *Cahiers d'économie politique*, 1, 44, p. 0-0.

Fuentes-George K., 2013, « Neoliberalism, Environmental Justice, and the Convention on Biological Diversity: How Problematizing the Commodification of Nature Affects Regime

Effectiveness », *Global Environmental Politics*, 13, 4, p. 144-163.

García-Amado L.R., Pérez M.R., Escutia F.R., García S.B., Mejía E.C., 2011, « Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and additionality in a case study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico », *Ecological Economics*, 70, 12, p. 2361-2368.

Gómez-Baggethun E., Kelemen E., Martín-López B., Palomo I., Montes C., 2013, « Scale Misfit in Ecosystem Service Governance as a Source of Environmental Conflict », *Society & Natural Resources*, 26, 10, p. 1202-1216.

Gong Y., Bull G., Baylis K., 2010, « Participation in the world's first clean development mechanism forest project: The role of property rights, social capital and contractual rules », *Ecological Economics*, 69, 6, p. 1292-1302.

Greenstone M., Gayer T., 2009, « Quasi-experimental and experimental approaches to environmental economics », *Journal of Environmental Economics and Management*, 57, 1, p. 21-44.

Grieg-Gran M., Porras I., Wunder S., 9, « How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America », *World Development*, 33, p. 1511-1527.

Grolleau G., McCann L.M.J., 2012, « Designing watershed programs to pay farmers for water quality services: Case studies of Munich and New York City », *Ecological Economics*, 76, p. 87-94.

Hansen M.C., Potapov P.V., Moore R., Hancher M., Turubanova S.A., Tyukavina A., Thau D., Stehman S.V., Goetz S.J., Loveland T.R., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C.O., Townshend J.R.G., 2013, « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », *Science*, 342, 6160, p. 850-853.

Hayes T.M., 2012, « Payment for ecosystem services, sustained behavioural change, and adaptive management: peasant perspectives in the Colombian Andes », *Environmental Conservation*, 39, 2, p. 144-153.

Hédoin C., 2005, *Les théories institutionnalistes du comportement économique de T. Veblen et J.R. Commons: éléments et fondements d'une approche réaliste et évolutionniste en*

économie, Institutions, Organisations et Performances, Reims, Université de Reims Champagne - Ardennes, 226 p.

Hegde R., Bull G.Q., 2011, « Performance of an agro-forestry based Payments-for-Environmental-Services project in Mozambique: A household level analysis », *Ecological Economics*, 71, 1, p. 122-130.

Hiedanpää J., 2002, « European-wide conservation versus local well-being: the reception of the Natura 2000 Reserve Network in Karvia, SW-Finland », *Landscape and Urban Planning*, 61, 2-4, p. 113-123.

Hiedanpää J., Bromley D.W., 2012, « Contestations Over Biodiversity Protection: Considering Peircean Semiosis », *Environmental Values*, 21, 3, p. 357-378.

Hiedanpää J., Bromley D.W., 2014, « Payments for ecosystem services: durable habits, dubious nudges, and doubtful efficacy », *Journal of Institutional Economics*, 10, 02, p. 175-195.

Ho D.E., Imai K., King G., Stuart E.A., 2007, « Matching as Nonparametric Preprocessing for Reducing Model Dependence in Parametric Causal Inference », *Political Analysis*, 15, 3, p. 199-236.

Ho D.E., Imai K., King G., Stuart E.A., 2011, « MatchIt: Nonparametric Preprocessing for Parametric Causal Inference », *Journal of Statistical Software*, Vol. 42, Issue 8.

Honey-Rosés J., Baylis K., Ramírez M.I., 2011, « A spatially explicit estimate of avoided forest loss », *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 25, 5, p. 1032-1043.

Hrabanski M., Bidaud C., Le Coq J.-F., Méral P., 2013, « Environmental NGOs, policy entrepreneurs of market-based instruments for ecosystem services? A comparison of Costa Rica, Madagascar and France », *Forest Policy and Economics*, 37, p. 124-132.

HUGHES, C., UN, K. (dirs.), 2011, *Cambodia's economic transformation*, Copenhagen, NIAS Press.

Ibarra J.T., Barreau A., Del Campo C., Camacho C.I., Martin G.J., McCandless S.R., 2011, « When formal and market-based conservation mechanisms disrupt food sovereignty: impacts

of community conservation and payments for environmental services on an indigenous community of Oaxaca, Mexico », *International Forestry Review*, 13, p. 318-337.

Igoe J., Brockington D., 2007, « Neoliberal conservation: A brief introduction », *Conservation and Society*, 5, 4, p. 432-449.

Imbens G.W., Wooldridge J.M., 2009, « Recent Developments in the Econometrics of Program Evaluation », *Journal of Economic Literature*, 47, 1, p. 5-86.

Jack B.K., Kousky C., Sims K.R.E., 2008, « Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 28, p. 9465-9470.

Jack B.K., Leimona B., Ferraro P.J., 2009, « A Revealed Preference Approach to Estimating Supply Curves for Ecosystem Services: Use of Auctions to Set Payments for Soil Erosion Control in Indonesia », *Conservation Biology*, 23, 2, p. 359-367.

Jagger P., Sills E.O., Lawlor K., Sunderlin W.D., 2010, « A guide to learning about livelihood impacts of REDD+ projects », *Occasional paper*, 56.

Jiang Y., Jin L., Lin T., 2011, « Higher water tariffs for less river pollution-Evidence from the Min River and Fuzhou City in China », *China Economic Review*, 22, 2, p. 183-195.

JICA, 2001, « Cambodia Reconnaissance Survey Digital Data, Meta-database »,.

Kaczan D., Swallow B.M., Adamowicz W.L.V., 2013, « Designing payments for ecosystem services (PES) program to reduce deforestation in Tanzania: An assessment of payment approaches », *Ecological Economics*, 95, p. 20-30.

Kaplowitz M.D., 2009, « Payment for Environmental Services: Estimating Demand Within a Tropical Watershed »,.

Kerr J.M., Vardhan M., Jindal R., 2014, « Incentives, conditionality and collective action in payment for environmental services », *International Journal of the Commons*, 8, 2, p. 595.

Kerr J., Vardhan M., Jindal R., 2012, « Prosocial behavior and incentives: Evidence from field experiments in rural Mexico and Tanzania », *Ecological Economics*, 73, p. 220-227.

Killen T.J., 2012, *The Cardamon Conundrum: Reconciling Development and Conservation in*

the Kingdom of Cambodia, Singapore, NUS Press, 354 p.

Kingdon J.W., 1984, *Agendas, Alternatives, and Public Policies*, Longman, 273 p.

Kirwan B., Lubowski R.N., Roberts M.J., 2005, « How cost-effective are land retirement auctions? Estimating the difference between payments and willingness to accept in the Conservation Reserve Program », *American Journal of Agricultural Economics*, 87, 5, p. 1239-1247.

Kiss A., 2004, « Making biodiversity conservation a land use priority », dans MCSHANE T., WELLS M. (dirs.), *Getting biodiversity projects to work: Towards more effective conservation and development*, New York, Columbia University Press, p. 98-123.

Kolinjivadi V.K., Sunderland T., 2012, « A Review of Two Payment Schemes for Watershed Services from China and Vietnam: the Interface of Government Control and PES Theory », *Ecology and Society*, 17, 4.

Kosoy N., Corbera E., 2010, « Payments for ecosystem services as commodity fetishism », *Ecological Economics*, 69, 6, p. 1228-1236.

Kosoy N., Corbera E., Brown K., 2008, « Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico », *Geoforum*, 39, 6, p. 2073-2083.

Krishna V.V., Drucker A.G., Pascual U., Raghu P.T., King E., 2013, « Estimating compensation payments for on-farm conservation of agricultural biodiversity in developing countries », *Ecological Economics*, 87, p. 110-123.

Kumar P., 2011, « CAPACITY CONSTRAINTS IN OPERATIONALISATION OF PAYMENT FOR ECOSYSTEM SERVICES (PES) IN INDIA: EVIDENCE FROM LAND DEGRADATION », *Land Degradation & Development*, 22, 4, p. 432-443.

Kumar P., 2010, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, UNEP/Earthprint, 454 p.

Landell-Mills N., Porras I.T., others, 2002, *Silver bullet or fools' gold?: a global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor*, International Institute for Environment and Development London.

Layton D.F., Siikamaki J., 2009, « Payments for Ecosystem Services Programs: Predicting

Landowner Enrollment and Opportunity Cost Using a Beta-Binomial Model », *Environmental & Resource Economics*, 44, 3, p. 415-439.

Le Billon P., Springer S., 2007, « Between war and peace: Violence and accommodation in the Cambodian logging sector », dans DE JONG W., DONOVAN D., ABE K. (dirs.), *Extreme conflict and tropical forests*, Dordrecht, Springer Netherlands, p. 17-36.

Le Coq J.-F., Pesche D., Legrand T., Froger G., Segura F.S., 2012, « La mise en politique des services environnementaux : la genèse du Programme de paiements pour services environnementaux au Costa Rica », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 3, 12.

Legrand T., Froger G., Le Coq J.-F., 2013, « Institutional performance of Payments for Environmental Services: An analysis of the Costa Rican Program », *Forest Policy and Economics*, 37, p. 115-123.

Locatelli B., Rojas V., Salinas Z., 2008, « Impacts of payments for environmental services on local development in northern Costa Rica: A fuzzy multi-criteria analysis », *Forest Policy and Economics*, 10, 5, p. 275-285.

Long S., 2009, *Livelihood strategies amongst indigenous peoples in the Central Cardamom Protected Forest, Cambodia*, Singapore, S. Rajaratnam School of International Studies, 43 p.

Lowell K., Drohan J., Haiek C., Beverly C., Lee M., 2007, « A science-driven market-based instrument for determining the cost of environmental services: A comparison of two catchments in Australia », *Ecological Economics*, 64, 1, p. 61-69.

Mahanty S., Milne S., Dressler W., Filer C., 2012, « The Social Life of Forest Carbon: Property and Politics in the Production of a New Commodity », *Human Ecology*, 40, 5, p. 661-664.

Mahanty S., Suich H., Tacconi L., 2013, « Access and benefits in payments for environmental services and implications for REDD+: Lessons from seven PES schemes », *Land Use Policy*, 31, p. 38-47.

Mahanty S., Bradley A., Milne S., 2015, « The forest carbon commodity chain in Cambodia's voluntary carbon market », dans MILNE S., MAHANTY S. (dirs.), *Conservation and development in Cambodia: New frontiers in nature, society and community*, London,

Earthscan.

Mahoney J., 2000, « Path dependence in historical sociology », *Theory and Society*, 29, 4, p. 507-548.

Mahoney J., 2012, « The Logic of Process Tracing Tests in the Social Sciences », *Sociological Methods & Research*, 41, 4, p. 570-597.

Marschke M., 2012, *Life, fish and mangroves: Resource governance in coastal Cambodia*, Ottawa, University of Ottawa Press (Governance series).

Ma S., Swinton S.M., Lupi F., Jolejole-Foreman C., 2012, « Farmers' Willingness to Participate in Payment-for-Environmental-Services Programmes », *Journal of Agricultural Economics*, 63, 3, p. 604-626.

Matulis B.S., 2013, « The narrowing gap between vision and execution: Neoliberalization of PES in Costa Rica », *Geoforum*, 44, p. 253-260.

Matzdorf B., Sattler C., Engel S., 2013, « Institutional frameworks and governance structures of PES schemes », *Forest Policy and Economics*, 37, p. 57-64.

McAfee K., Shapiro E.N., 2010, « Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State », *Annals of the Association of American Geographers*, 100, 3, p. 579-599.

McElwee P.D., 2012, « Payments for environmental services as neoliberal market-based forest conservation in Vietnam: Panacea or problem? », *Geoforum*, 43, 3, p. 412-426.

McElwee P., Nghiem T., Le H., Vu H., Tran N., 2014, « Payments for environmental services and contested neoliberalisation in developing countries: A case study from Vietnam », *Journal of Rural Studies*, 36, p. 423-440.

McKinnon M.C., Mascia M.B., Yang W., Turner W.R., Bonham C., 2015, « Impact evaluation to communicate and improve conservation non-governmental organization performance: the case of Conservation International », *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 370, 1681.

Medema S.G., 2015, « Coase Theorem », dans *Wiley Encyclopedia of Management*, John Wiley & Sons, Ltd.

Menard C., Shirley M.M., 2008, *Handbook of New Institutional Economics*, Springer Science & Business Media, 875 p.

Méral P., Pesche D., 2011, « Analyse Institutionnelle des PSE. Note de cadrage pour l'atelier PSE-MAE »,.

Milne S., 2012, « Grounding forest carbon: Property relations and avoided deforestation in Cambodia », *Human Ecology*, 40, 5, p. 693-706.

Milne S., 2013, « Under the leopard's skin: Land commodification and the dilemmas of Indigenous communal title in upland Cambodia », *Asia Pacific Viewpoint*, 54, 3, p. 323-339.

Milne S., 2007, « Baseline Survey Report - Conservation Stewards Program - Cambodia »,.

Milne S., 2009, *Global ideas, local realities: The political ecology of payments for biodiversity conservation services in Cambodia*, Political Ecology, Cambridge, UK, Department of Geography, University of Cambridge, 326 p.

Milne S., Adams B., 2012, « Market Masquerades: Uncovering the Politics of Community-level Payments for Environmental Services in Cambodia », *Development and Change*, 43, 1, p. 133-158.

Milne S., Chervier C., 2014, *A Review of payments for environmental services (PES) experiences in Cambodia*, CIFOR.

Milne S., Niesten E., 2009, « Direct payments for biodiversity conservation in developing countries: practical insights for design and implementation », *Oryx*, 43, 4, p. 530-541.

Milne S., Ouk L., 2012, « A not-so-perfect match? Community experiences with the coupling of avoided deforestation and agricultural intensification in upland Cambodia », United Nations University-Traditional Knowledge Initiative. Workshop on Climate Change Mitigation and Indigenous People for Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cairns.

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, 1, p. 69-92.

Mohammed E.Y., 2011, « Pro-poor benefit distribution in REDD+: Who gets what and why does it matter? », London, International Institute for Environment and Development (IIED):

REDD Working Paper.

Moreno-Sanchez R., Maldonado J.H., Wunder S., Borda-Almanza C., 2012, « Heterogeneous users and willingness to pay in an ongoing payment for watershed protection initiative in the Colombian Andes », *Ecological Economics*, 75, p. 126-134.

Morgan S.L., Winship C., 2007, *Counterfactuals and causal inference methods and principles for social research*, New York, Cambridge University Press.

Muñoz Escobar M., Hollaender R., Pineda Weffer C., 2013, « Institutional durability of payments for watershed ecosystem services: Lessons from two case studies from Colombia and Germany », *Ecosystem Services*, 6, p. 46-53.

Muñoz-Piña C., Guevara A., Torres J.M., Braña J., 2008, « Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results », *Ecological Economics*, 65, 4, p. 725-736.

Muradian R., Arsel M., Pellegrini L., Adaman F., Aguilar B., Agarwal B., Corbera E., Blas D.E. de, Farley J., Froger G., 2013, « Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions », *Conservation Letters*.

Muradian R., Gómez-Baggethun E., 2013, « The Institutional Dimension of “Market-Based Instruments” for Governing Ecosystem Services: Introduction to the Special Issue », *Society and Natural Resources*, 26, 10, p. 1113-1121.

Muradian R., 2013, « Payments for Ecosystem Services as Incentives for Collective Action », *Society & Natural Resources*, 26, 10, p. 1155-1169.

Muradian R., Corbera E., Pascual U., Kosoy N., May P.H., 2010, « Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services », *Ecological Economics*, 69, 6, p. 1202-1208.

Muradian R., Rival L., 2012, « Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services », *Ecosystem Services*, 1, 1, p. 93-100.

Mu R., Van de Walle D., 2007, « Rural roads and local market development in Vietnam »,.

Narloch U., Pascual U., Drucker A.G., 2012, « Collective Action Dynamics under External Rewards: Experimental Insights from Andean Farming Communities », *World Development*,

40, 10, p. 2096-2107.

Narloch U., Pascual U., Drucker A.G., 2013, « How to achieve fairness in payments for ecosystem services? Insights from agrobiodiversity conservation auctions », *Land Use Policy*, 35, p. 107-118.

Nguyen T.T., Do T.L., Bühler D., Hartje R., Grote U., 2015, « Rural livelihoods and environmental resource dependence in Cambodia », *Ecological Economics*, 120, p. 282-295.

Nielsen E., Bruner A., Rice R., Zurita P., 2008, « Conservation incentive agreements: An introduction and lessons learned to date »,.

Nielsen E., Zurita P., « Clarifying the Opportunity Cost of Conservation »,.

Norgaard R.B., 1989, « The case for methodological pluralism », *Ecological Economics*, 1, 1, p. 37-57.

North D.C., 1990, *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*, Cambridge University Press, 164 p.

OECD, 2010, « Paying for Biodiversity ».

Ostrom E., 1990, *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press.

Ostrom E., 1999, « Self-governance and forest resources », *Center for International Forestry Research*.

Ostrom E., 2007, « A diagnostic approach for going beyond panaceas », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 39, p. 15181-15187.

Ostrom E., 2010, « Analyzing collective action », *Agricultural Economics*, 41, s1, p. 155-166.

Ostrom E., 2011, « Background on the institutional analysis and development framework », *Policy Studies Journal*, 39, 1, p. 7-27.

Ostrom E., 2014, « Collective action and the evolution of social norms », *Journal of Natural Resources Policy Research*, 6, 4, p. 235-252.

Ouk L., 2011, « A Review of Implementation of Conservation Agreement and the Development of Strategy for Community Engagement in Southern of CCPPF »,.

Pagiola S., 2008, « Payments for environmental services in Costa Rica », *Ecological Economics*, 65, 4, p. 712-724.

Pagiola S., Platais G., 2007, « Payments for Environmental Services: From Theory to Practice. »,.

Pascual U., Muradian R., Brander L., Gómez-Baggethun E., Martín-López B., Verma M., Armsworth P., Christie M., Cornelissen H., Eppink F., others, 2010, « The economics of valuing ecosystem services and biodiversity »,.

Pascual U., Muradian R., Rodríguez L.C., Duraiappah A., 2010, « Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach », *Ecological Economics*, 69, 6, p. 1237-1244.

Pascual U., Phelps J., Garmendia E., Brown K., Corbera E., Martin A., Gomez-Baggethun E., Muradian R., 2014, « Social Equity Matters in Payments for Ecosystem Services », *BioScience*, 64, 11, p. 1027-1036.

Pasgaard M., 2012, « The challenge of assessing social dimensions of avoided deforestation: Examples from Cambodia », *Environmental Impact Assessment Review*.

Pasgaard M., 2015, « Lost in translation? How project actors shape REDD+ policy and outcomes in Cambodia », *Asia Pacific Viewpoint*, 56, 1, p. 111-127.

Pattanayak S.K., Wunder S., Ferraro P.J., 2010, « Show me the money: Do payments supply environmental services in developing countries? », *Review of Environmental Economics and Policy*, 4, 2, p. 254-274.

Peirce C.S., 1934, *Collected Papers of Charles S. Peirce*, Cambridge, MA: Harvard University Press, C. Hartshorne and P. Weiss (vols. 1–6) and A. Burks (vols. 7–8).

Perrot-Maitre D., 2006, « The Vittel payments for ecosystem services: a “perfect” PES case », *International Institute for Environment and Development, London, UK*, p. 1-24.

Petersen R., Sizer N., Hansen M.C., 2015, « Satellites Uncover 5 Surprising Hotspots for Tree Cover Loss »,.

Peter Z., 2013, « Loss of forest in Cambodia among worst in the world », *Cambodia Daily*, Phnom Penh.

Pfaff A., Robalino J.A., Sanchez-Azofeifa G.A., 2008, « Payments for environmental services: empirical analysis for Costa Rica », *Terry Sanford Institute of Public Policy, Duke University, Durham, NC, USA*.

Pfaff A., Sills E., Amacher G., Coren M., Lawlor K., Streck C., 2010, « Policy impacts on deforestation », *Lessons Learned from Past Experiences to Inform New Initiatives. Nicholas Institute Report, Duke University*.

Pham T.T., Bennett K., Vu T.P., Brunner J., Le N.D., Nguyen D.T., 2013, « Payments for forest environmental services in Vietnam: From policy to practice »,.

Pheap A., Woods B., 2013, « Try Pheap given exclusive rights to seized wood », *Cambodia Daily*, Phnom Penh.

Pillot D., 2008, *Jardins et rizières du Cambodge: les enjeux du développement agricole*, KARTHALA Editions, 538 p.

Pirard R., Buren G. de, Lapeyre R., 2014, « Do PES Improve the Governance of Forest Restoration? », *Forests*, 5, 3, p. 404-424.

Potter C., Wolf S., 2014, « Payments for ecosystem services in relation to US and UK agri-environmental policy: disruptive neoliberal innovation or hybrid policy adaptation? », *Agriculture and Human Values*, 31, 3, p. 397-408.

Primmer E., Paloniemi R., Similä J., Barton D.N., 2013, « Evolution in Finland's Forest Biodiversity Conservation Payments and the Institutional Constraints on Establishing New Policy », *Society & Natural Resources*, 26, 10, p. 1137-1154.

Prokofieva I., Gorriz E., 2013, « Institutional analysis of incentives for the provision of forest goods and services: An assessment of incentive schemes in Catalonia (north-east Spain) », *Forest Policy and Economics*, 37, p. 104-114.

Ramstad Y., 1990, « The Institutionalism of John R. Commons: Theoretical Foundations of a Volitional Economics. », *Research in the History of Economic Thought and Methodology*, 8, p. 53-104.

Ramstad Y., 1994, « On the nature of economic evolution: John R. Commons and the metaphor of artificial selection », dans *Evolutionary and neo-Schumpeterian approaches to economics*, Springer, Magnusson, Lars, p. 65-121.

Rasolofoson R.A., Ferraro P.J., Jenkins C.N., Jones J.P.G., 2015, « Effectiveness of Community Forest Management at reducing deforestation in Madagascar », *Biological Conservation*, 184, p. 271-277.

Rice R., 2002, « Conservation Concessions: Our Experience to Date »,.

Rice R., Guillison R., Reid J., 1997, « Can Sustainable Management Save Tropical Forests? », *Scientific American*, p. 34-39.

Richards M., 2008, « Issues and challenges for social evaluation or Impact Assessment of ‘multiple-benefit’ Payment for Environmental Services (PES) projects »,.

Richards M., Panfil S., 2010, « Manual for Social Impact Assessment of Land-Based Carbon Projects »,.

Rico García-Amado L., Ruiz Pérez M., Barrasa García S., 2013, « Motivation for conservation: Assessing integrated conservation and development projects and payments for environmental services in la sepultura biosphere reserve, mexico, chiapas », *Ecological Economics*, 89, p. 92-100.

Rios A., Pagiola S., 2010, « Poor household participation in payments for environmental services in Nicaragua and Colombia », *Payments for environmental services, forest conservation and climate change: Livelihoods in the Redd*, p. 21-243.

Robalino J., Pfaff A., 2013, « Ecopayments and deforestation in Costa Rica: A nationwide analysis of PSA’s initial years », *Land Economics*, 89, 3, p. 432-448.

Robalino J., Pfaff A., Sanchez-Azofeifa G.A., Alpizar F., Leon C., Rodriguez C.M., 2008, « Changing the deforestation impacts of ecopayments: Evolution (2000-2005) in Costa Rica’s PSA program », *Durham: Terry Sanford Institute of Public Policy, Duke University*.

Rode J., Gómez-Baggethun E., Krause T., 2015, « Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: A review of the empirical evidence », *Ecological Economics*, 117, p. 270-282.

Rodriguez-Sickert C., Guzmán R.A., Cárdenas J.C., 2008, « Institutions influence preferences: Evidence from a common pool resource experiment », *Journal of Economic Behavior & Organization*, 67, 1, p. 215-227.

Rubin D.B., 2001, « Using Propensity Scores to Help Design Observational Studies: Application to the Tobacco Litigation », *Health Services and Outcomes Research Methodology*, 2, 3-4, p. 169-188.

Rutherford M., 1996, *Institutions in Economics: The Old and the New Institutionalism*, Cambridge University Press.

Ryan R.M., Deci E.L., 2000, « Intrinsic and Extrinsic Motivations: Classic Definitions and New Directions », *Contemporary Educational Psychology*, 25, 1, p. 54-67.

Sattler C., Matzdorf B., 2013, « PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice-Approaches, design process and innovative aspects », *Ecosystem Services*, 6, p. 2-11.

Schneider A., 2011, « What shall we do without our land? Land grabs and rural resistance in Cambodia », *Global land grabbing conference, Land Deal Politics Initiative, University of Sussex*.

Schomers S., Sattler C., Matzdorf B., 1, « An analytical framework for assessing the potential of intermediaries to improve the performance of payments for ecosystem services », *Land Use Policy*, 42, 0, p. 58-70.

Schomers S., Matzdorf B., 2013, « Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries », *Ecosystem Services*, 6, p. 16-30.

Scott W.R., 2001, *Institutions and organizations*, Sage Publications, 288 p.

Shapiro E.N., 2013, « Contesting the market-based nature of Mexico's national payments for ecosystem services programs: Four sites of articulation and hybridization », *Geoforum*, 46, p. 5-15.

Sierra R., Russman E., 2006, « On the efficiency of environmental service payments: A forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica », *Ecological Economics*, 59, 1, p. 131-141.

Sills E., Arriagada R., Ferraro P., Pattanayak S., Carrasco L., Ortiz E., Cordero S., Caldwell K., Andam K., 2008, « Impact of Costa Rica's Program of Payments for Environmental Services on Land Use », *PES Learning Paper*.

Sok S., Claassen A., Wright H., Ryan G., 2012, « Waterbird nest protection on the Mekong

River: a preliminary evaluation, with notes on the recovery and release of whiteshouldered ibis *Pseudibis davisoni* chicks », *Cambodian Journal of Natural History*, 1, p. 29-41.

Sommerville M., Jones J.P.G., Rahajaharison M., Milner-Gulland E.J., 2010, « The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: A case study from Menabe, Madagascar », *Ecological Economics*, 69, 6, p. 1262-1271.

Sommerville M., Milner-Gulland E.J., Rahajaharison M., Jones J.P., 2010, « Impact of a community-based payment for environmental services intervention on forest use in Menabe, Madagascar », *Conserv Biol*, 24, 6, p. 1488-1498.

Spash C.L., 2012, « New foundations for ecological economics », *Ecological Economics*, 77, p. 36-47.

Stuart E.A., 2010, « Matching methods for causal inference: A review and a look forward », *Statistical science: a review journal of the Institute of Mathematical Statistics*, 25, 1, p. 1.

Suhardiman D., Wichelns D., Lestrelin G., Thai Hoanh C., 2013, « Payments for ecosystem services in Vietnam: Market-based incentives or state control of resources? », *Ecosystem Services*, 5, p. 94-101.

Sunderlin W.D., Larson A., Cronkleton P., 2009, « Forest tenure rights and REDD+: From inertia to policy solutions », dans ANGELSEN A., BROCKHAUS M., KANNINEN M., SILLS E., SUNDERLIN W.D., WERTZ-KANOUNNIKO S. (dirs.), *Realising REDD+ National strategy and policy options*, CIFOR, Bogor, Indonesia., p. 139-150.

Sunderlin W.D., Angelsen A., Belcher B., Burgers P., Nasi R., Santoso L., Wunder S., 2005, « Livelihoods, forests, and conservation in developing countries: An Overview », *World Development*, 33, 9, p. 1383-1402.

Tacconi L., 2015, « Regional Synthesis of Payments for Environmental Services (PES) in the Greater Mekong Region », Center for International Forestry Research (CIFOR).

Tacconi L., Mahanty S., Suich H., 2010, « Forests, payments for environmental services and livelihoods », *Payments for environmental services, forest conservation and climate change: Livelihoods in the REDD*, p. 1-25.

Tacconi L., Mahanty S., Suich H., 2013, « The Livelihood Impacts of Payments for Environmental Services and Implications for REDD+ », *Society & Natural Resources*, 26, 6, p. 733-744.

The Munden Project, 2011, *REDD and Forest Carbon: Market-Based Critique and Recommendations*, <http://www.mundenproject.com/forestcarbonreport2.pdf> (accessed 23 August 2011), The Munden Project.

Thongmanivong S., Fujita Y., 2006, « Recent Land Use and Livelihood Transitions in Northern Laos », *Mountain Research and Development*, 26, 3, p. 237-244.

To P.X., Dressler W.H., Mahanty S., Pham T.T., Zingerli C., 2012, « The Prospects for Payment for Ecosystem Services (PES) in Vietnam: A Look at Three Payment Schemes », *Human Ecology*, 40, 2, p. 237-249.

Travers H., Clements T., Keane A., Milner-Gulland E.J., 2011, « Incentives for cooperation: The effects of institutional controls on common pool resource extraction in Cambodia », *Ecological Economics*, 71, p. 151-161.

Turton C., 2004, « Livelihoods and Forest Resources », dans *Chapter 7. Independent Forest Sector Review*, Technical Working Group Forest and Environment, Royal Government of Cambodia.

Uchida E., Xu J., Xu Z., Rozelle S., 2007, « Are the poor benefiting from China's land conservation program? », *Environment and Development Economics*, 12, p. 593-620.

Uchida E., Rozelle S., Xu J.T., 2009, « Conservation Payments, Liquidity Constraints, and Off-Farm Labor: Impact of the Grain-for-Green Program on Rural Households in China », *American Journal of Agricultural Economics*, 91, 1, p. 70-86.

Un K., So S., 2011, « Land rights in Cambodia: How neopatrimonial politics restricts land policy reform », *Pacific Affairs*, 84, 2, p. 289-308.

Valentinov V., 2012, « The economics of the nonprofit sector: Insights from the institutionalism of John R. Commons », *The Social Science Journal*, 49, 4, p. 545-553.

Van Hecken G., Bastiaensen J., Vásquez W.F., 2012, « The viability of local payments for watershed services: Empirical evidence from Matiguás, Nicaragua », *Ecological Economics*,

74, p. 169-176.

Varughese G., Ostrom E., 2001, « The Contested Role of Heterogeneity in Collective Action: Some Evidence from Community Forestry in Nepal », *World Development*, 29, 5, p. 747-765.

Vatn A., 2005a, *Institutions and the Environment*, Edward Elgar Pub., 500 p.

Vatn A., 2005b, « Rationality, institutions and environmental policy », *Ecological Economics*, 55, 2, p. 203-217.

Vatn A., 2010, « An institutional analysis of payments for environmental services », *Ecological Economics*, 69, 6, p. 1245-1252.

Veblen T., 1898, « Why is economics not an evolutionary science? », *The Quarterly Journal of Economics*, 1898, p. 373-397.

Vollan B., 2008, « Socio-ecological explanations for crowding-out effects from economic field experiments in southern Africa », *Ecological Economics*, 67, 4, p. 560-573.

Vrieze P., Naren K., 2012, « SOLD: In the race to exploit Cambodia's forests new maps reveal the rapid spread of plantations and mining across the country », *The Cambodia Daily*, March 10-11, p. p. 4-11.

Wade R., 1988, *Village Republics*, Cambridge University Press, 271 p.

Whittington D., Pagiola S., 2012, « Using contingent valuation in the design of payments for environmental services mechanisms: A review and assessment », *World Bank Research Observer*, 27, 2, p. 261-287.

Williamson O.E., 2000, « The new institutional economics: taking stock, looking ahead », *Journal of economic literature*, p. 595-613.

Williamson O.E., 1981, « The Economics of Organization: The Transaction Cost Approach », *American Journal of Sociology*, 87, 3, p. 548.

Williamson O.E., 1996, *The Mechanisms of Governance*, Oxford University Press, USA, 446 p.

Wunder S., 2005, *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*, CIFOR, 36 p.

Wunder S., 2007, « The efficiency of payments for environmental services in tropical

conservation », *Conservation Biology*, 21, 1, p. 48-58.

Wunder S., 2008, « Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence », *Environment and Development Economics*, 13, 03, p. 279-297.

Wunder S., 2013, « When payments for environmental services will work for conservation: When PES will work », *Conservation Letters*, 6, 4, p. 230-237.

Wunder S., 2015, « Revisiting the concept of payments for environmental services », *Ecological Economics*, 117, p. 234-243.

Wunder S., Albán M., 2008, « Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador », *Ecological Economics*, 65, 4, p. 685-698.

Wunder S., Engel S., Pagiola S., 2008, « Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries », *Ecological Economics*, 65, 4, p. 834-852.

Young O.R., King L.A., Schroeder H., 2008, *Institutions and Environmental Change: Principal Findings, Applications, and Research Frontiers*, MIT Press, 373 p.

Zbinden S., Lee D.R., 2, « Paying for Environmental Services: An Analysis of Participation in Costa Rica's PSA Program », *World Development*, 33, 2, p. 255-272.

Zhao Z., 2004, « Using Matching to Estimate Treatment Effects: Data Requirements, Matching Metrics, and Monte Carlo Evidence », *Review of Economics and Statistics*, 86, 1, p. 91-107.